

Universidade de Brasília – UnB

Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade. FACE

Departamento de Economia.

Programa de Pós-graduação em Economia

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO:

GASTOS EFETIVOS E GASTOS NECESSÁRIOS PARA GARANTIR A
CONSERVAÇÃO DOS BENEFÍCIOS SOCIAIS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.

ROSÂNGELA LAURA PICOLI

BRASÍLIA – DF

2011

ROSÂNGELA LAURA PICOLI

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO:
GASTOS EFETIVOS E GASTOS NECESSÁRIOS PARA GARANTIR A
CONSERVAÇÃO DOS BENEFÍCIOS SOCIAIS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Gestão Econômica do Meio Ambiente, da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA), Departamento de Economia, Universidade de Brasília (UnB).

Orientador: Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira

BRASÍLIA – DF

2011

ROSÂNGELA LAURA PICOLI

**SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: GASTOS EFETIVOS
E GASTOS NECESSÁRIOS PARA GARANTIR A CONSERVAÇÃO DOS
BENEFÍCIOS SOCIAIS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.**

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Economia**, Gestão Econômica do Meio Ambiente, do Programa de Pós-Graduação em Economia do Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA). Comissão examinadora formada pelos professores:

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia - UnB

Prof. Dr. Waldecy Rodrigues
Departamento de Economia - UFTO

Prof. Dr. Moisés Resende Filho
Departamento de Economia - UnB

Brasília, 12 de setembro de 2011.

“Dedico este trabalho a todos e a tudo que deixei para trás pela aspiração de querer aprender mais.”

AGRADECIMENTOS

À Waneska, Marcos, Rafael e Márcia pelo carinho, atenção e suporte em diferentes momentos dessa formação. À Priscila, André e Márcio pelos momentos de “café com amizade” pelos corredores do ICC e pelas salas do CIORD;

À minha inesquecível turma de Mestrado, colegas ontem, amigos pra hoje e sempre. Ao meu amigo Alan M. por tentar me convencer que Mestrado era algo indispensável à sobrevivência intelectual de um ser humano (!!). Fui lá e fiz.

Ao Prof. Pedro H. Z. da Conceição pelas incríveis aulas e provas de um gráfico só, mas principalmente pelas palavras de amizade e por nortear minhas decisões em momentos difíceis. Essa sensibilidade é o que difere um professor de um Mestre. À Prof. Denise Imbroisi por ter sido meu exemplo de determinação, organização e postura ética durante o Mestrado;

Aos membros da banca pela leitura e considerações construtivas feitas na defesa.

À Entidade Privada Sem Fins Lucrativos Contas Abertas pela atenção, cuidado e profissionalismo despendido em todos os contatos que fiz. Ao servidor público do Departamento de Áreas Protegidas Fábio Matsumotto Ricarti que, mesmo sem me conhecer pessoalmente, me auxiliou sempre que contatado;

Ao meu marido, pela parceria de sempre e suporte psicológico, emocional e financeiro em todos os dias desse mestrado. É assim que construímos o amor e a admiração pelas pessoas tornando-as indispensáveis em nossa vida.

Ao Prof. Jorge Madeira Nogueira: pelos momentos em que fui sua aluna nas aulas do Mestrado e Cursos de Extensão, momentos em que percebi o quanto ser um bom professor faz a diferença; pelos momentos em que o encontrei e fui orientada, momentos em que percebi o quanto ainda tenho que aprender; pelos momentos em que não conseguia orientação, momentos em que eu percebi o quanto posso aprender sozinha; pelos momentos em que me ensinastes o que era um Relatório Técnico, momentos em que pude praticar verdadeiramente a Gestão Econômica do Meio Ambiente; pelos momentos em que simplesmente entrei em sua sala, tomei um copo de água e lhe cumprimentei, momentos em que percebi que o ditado “*o último degrau da sabedoria é a simplicidade*” tem exemplo na prática.

Por fim, agradeço a Deus, por ter me dado uma família e a ela, por ter estado ao meu lado na alegria e na tristeza, na saúde e na doença, nos erros e nos acertos, por todos os dias do mestrado.

“Preserve os nossos rios, nosso verde, nosso ar e também tudo aquilo que tiver que preservar. Preserve o que é mato, nesse mundo grandioso, pois muito breve eu acho, poderá ser valioso.”

(Ultramen – Preserve)

*SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: GASTOS EFETIVOS E
GASTOS NECESSÁRIOS PARA GARANTIR A CONSERVAÇÃO DOS
BENEFÍCIOS SOCIAIS DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA.*

RESUMO

O presente estudo tem por objetivo analisar se Unidades de Conservação do Brasil são economicamente eficientes na conservação da diversidade biológica, avaliando se os seus benefícios econômicos suplantam os seus custos econômicos. Para este estudo de caso fez-se o embasamento teórico acerca das iniciativas de conservação ao longo da história, resultados do comportamento auto-protetivo do ser humano. A teoria da Economia Ambiental e do Método dos Custos Evitados (MCE) solidificou nossa proposta metodológica. Definiu-se como custos econômicos os Gastos Efetivos Atuais (GEA) públicos em consolidação e manutenção das áreas protegidas do Sistema Nacional de Unidades de Conservação amostradas via Cadastro Nacional de Unidades de Conservação até o primeiro trimestre do ano de 2011. No entanto, utilizando-se de uma metodologia própria o Ministério do Meio Ambiente demonstra que os gastos mínimos deveriam ser maiores do que os efetivos, o que denominamos aqui de Gastos Ideais em Conservação (GIC) a serem atingidos. Estudos demonstram, porém, que os Benefícios Transferidos da Conservação (BTC) à sociedade podem ser significativamente superiores aos GEA e GIC. Ao testar essa hipótese para a realidade brasileira os resultados confirmaram que os gastos efetivos estão aquém aos gastos ideais gerando o que denominamos de Hiato de Sustentabilidade que nada mais é do que uma lacuna entre o que investimos e o que deveríamos investir. Confirmou-se também que os BTC são expressivamente maiores do que os gastos, o que demonstra que a estratégia não está sendo economicamente eficiente. Concluiu-se por meio destes resultados que a ausência de critérios de gestão, inclusive critérios de análise econômica, antes e depois da criação do SNUC influenciou significativamente na ineficiência econômica dessas áreas. Criou-se um círculo vicioso que minimiza à sociedade os benefícios que podem ser obtidos das Unidades de Conservação e em consequência torna levianos os gastos públicos nesta política ambiental.

Palavras-chave: Unidades de Conservação; Método dos Custos Evitados (MCE); Economia da Biodiversidade; Custos e Benefícios

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: O QUE INVESTIMOS E O QUE QUEREMOS INVESTIR GARANTEM A CONSERVAÇÃO DOS BENEFÍCIOS SOCIAIS DISPONIBILIZADOS PELA NOSSA BIODIVERSIDADE?

ABSTRACT

This study aims to examine whether protected areas of Brazil are economically efficient in the conservation of biological diversity, assessing whether the economic benefits outweigh their economic costs. For this case study was made on the theoretical framework of conservation initiatives throughout history, results of self-protective behavior of human beings. The theory of Environmental Economy and Defensive Expenditures Method (DEM) solidified our proposed methodology. Defined as economic costs and Actual Spending Current (ASC) public consolidation and maintenance of protected areas of the National System of Protected Areas (NSPA) sampled via the National Register of Protected Areas to the first quarter of 2011. However, using its own methodology, the Ministry of Environment shows that the minimum expenditure should be higher than the actual, what we call here Ideal Expenditures on Conservation (IEC) to be achieved. Studies show, however, that the Conservation's Transferred Benefits (CTB) to society can be significantly higher than the ASC and GIC. When testing this hypothesis for the Brazilian reality the results confirmed that actual spending is below the ideal spending generating what we call Sustainability Gap which is nothing more than a gap between what we should invest and what we actually invest. It was also confirmed that the CTB is significantly greater than the costs, which demonstrates that the strategy is not economically efficient. It was concluded by these results that the absence of management criteria, including criteria for economic analysis before and after the creation of NSPA significantly influenced the economic inefficiency of these areas. It created a vicious circle that minimizes the benefits to society that can be obtained from the Protected Areas and consequently makes frivolous governmental spending in the environmental policy.

Keywords: Protected Areas; Defensive Expenditures Method (DEM); Biodiversity Economy; Costs and Benefits.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Resumo do cenário das Ucs Estaduais segundo o SNUC.....	70
Tabela 2: Resumo do cenário das UCs Nacionais segundo o SNUC.....	75
Tabela 3: Gastos Efetivos Atuais do SNUC	82
Tabela 4: Gastos Efetivos Atuais – Dados Agregados	83
Tabela 5: Classes de Gastos Efetivos Atuais	85
Tabela 6: Gastos Ideais em Conservação para UCs Estaduais.....	87
Tabela 7: Relação entre custos e Área Perpetuada por tipo de Unidade de Conservação.....	89
Tabela 8: Gastos Ideais em Conservação nos Biomas Brasileiros.....	92
Tabela 9: Gastos Ideais em Conservação para UCs Nacionais.....	94
Tabela 10: Relação entre custos e área perpetuada por tipo de Unidade de Conservação.....	96
Tabela 11: Gastos Ideais em Conservação nos biomas brasileiros.....	98
Tabela 12: Gastos Ideais em Conservação – Total SNUC.....	100
Tabela 13: Valor dos Benefícios Transferidos da Conservação – produtos farmacêuticos (bioprospecção).....	103
Tabela 14: Valor Econômico Parcial dos Benefícios Transferidos da Conservação no Brasil.....	105
Tabela 15: Teste de Hipótese – Hiato de Sustentabilidade Ambiental.....	108
Tabela 16: Teste de Hipótese – Comparativo entre Custos e Benefícios.....	109

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Legislação Brasileira sobre Unidades de Conservação.....	39
---	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Simulação do Valor Econômico Total de uma Unidade de Conservação do tipo APA	49
Figura 2: Diferentes fases e custos associados à implementação de áreas protegidas.....	52
Figura 3: Categorização dos Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente conforme os principais autores	57
Figura 4: Organograma Geral do Estudo.....	68
Figura 5: Área perpetuada por meio de Unidades de Conservação Estaduais..	73
Figura 6: Área Perpetuada em Unidades de Conservação Nacionais.....	77
Figura 7: Esquematização dos procedimentos para levantamento de dados referentes aos Gastos Efetivos Atuais do SNUC.....	81
Figura 8: Comparativo entre Gastos Ideais em Conservação Estaduais e Nacionais.....	99

LISTA DE ABREVIATURAS

AFCOF - Atlantic Forest Conservation Fund

APA – Área de Proteção Ambiental

APP – Área de Preservação Permanente

ARIE – Área de Relevante Interesse Ecológico

ARPA – Programa Áreas Protegidas da Amazônia

BTC – Benefício Transferido da Conservação

CDB – Convenção da Diversidade Biológica

CNUC – Cadastro Nacional de Unidades de Conservação

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COP 8 – Conferência das Partes

DOI – Department of Interior

EDN – Earth Day Network

EPA – Environmental Protect Agency

ESEC – Estação Ecológica

FAO – Food and Agriculture Organization

FLONA – Floresta Nacional

FUNAI – Fundação Nacional do Índio

FUNATURA – Fundação Pró-Natureza

FUNBIO – Fundo de Amparo à Biodiversidade

GEA – Gastos Efetivos Atuais

GIC – Gastos Ideais em Conservação

HDS – Hiato de Sustentabilidade

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IMC – Investimentos Mínimos em Conservação

ISO – International Organization for Standardization

IUCN – International Union for Conservation of Nature

MAB – Man and Biosphere

MCE – Método dos Custos Evitados

MCM – Método do Comportamento Mitigatório

Micosys – Minimum Conservation System

MIT – Massachusetts Institute of Technology

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MONA – Monumento Natural

NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration

ONU – Organização das Nações Unidas

PARES – Parques Estaduais

PARNA – Parques Nacionais

PFMs – Produtos Florestais Mareideiros

PFNMs – Produtos Florestais Não Madeireiros

PIB – Produto Interno Bruto

PL – Projeto de Lei

PMACI-BID – Programa do Meio Ambiente e Comunidades Indígenas- Banco Interamericano de Desenvolvimento.

PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

PPG-7 - Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil

PPTAL - Projeto Integrado de Proteção às Populações e Terras Indígenas da Amazônia Legal

R\$ - Reais

RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável

RESEX – Reserva Extrativista

RPPNS – Reserva Particular do Patrimônio Natural

RVS – Reserva de Vida Silvestre

SEMA – Secretaria de Meio Ambiente

SEPLAN – Secretaria de Planejamento

SFB – Sistema Florestal Brasileiro

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

Sudeco – Superintendência de Desenvolvimento do Centro Oeste

Sudepe – Superintendência de Desenvolvimento da Pesca

Sudhevea – Superintendência da Borracha

ton/ha – Toneladas por Hectare

U\$ - dólar

UCs – Unidades de Conservação

UNCTAD - United Nations Conference on Trade and Development

UNEP – United Nations Environment Programme

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

VE – Valor de Existência

VEp – Valor Econômico Parcial

VERA – Valor Econômico dos Recursos Ambientais

VET – Valor Econômico Total

VI – Valor Intrínseco

VNU – Valor de Não-Uso

VO – Valor de Opção

VQO – Valor de Quase Opção

VUD – Valor de Uso Direto

VUI – Valor de Uso Indireto

WWF – World Wildlife Found

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. A BIODIVERSIDADE E AS INICIATIVAS DE CONSERVAÇÃO	19
2.1 APONTAMENTOS HISTÓRICOS SOBRE A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	22
2.2 A CONSERVAÇÃO <i>IN SITU</i> NO BRASIL.....	31
3. ECONOMIA DA BIODIVERSIDADE	43
3.1 O VALOR ECONÔMICO TOTAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	45
3.1.1 Custos de Planejamento e Implementação	50
3.1.2 Custos de Manejo	51
3.2 MÉTODOS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	55
3.2.1 Método dos Custos Evitados na valoração ambiental	58
4. MATERIAIS E MÉTODOS	63
4.1 MÉTODO DOS CUSTOS EVITADOS: UMA INTERPRETAÇÃO ALTERNATIVA.....	63
4.2 ÂMBITO DO ESTUDO	65
4.3 COLETA DE DADOS.....	66
5. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	69
5.1 O CENÁRIO DO SNUC SEGUNDO AMOSTRAGEM DO CNUC.....	69
5.2 GASTOS EFETIVOS ATUAIS (GEA): QUEM GASTA (E QUANTO GASTA) COM O SNUC?.....	78
5.3 GASTOS IDEAIS EM CONSERVAÇÃO (GIC): QUANTO DEVERIA SER INVESTIDO?.....	86
5.3.1 GIC Unidades de Conservação Estaduais	87
5.3.2 GIC Unidades de Conservação Nacionais	93
5.4 BENEFÍCIOS TRANSFERIDOS DA CONSERVAÇÃO: QUAL É O RETORNO SOCIAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO?.....	100
5.5 TESTE DE HIPÓTESE: A GESTÃO DAS UCS É SUSTENTÁVEL E EFICIENTE CONFORME OS BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE?.....	106
6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	111
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	122
9. ANEXOS	132

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

O presente estudo tem por objetivo avaliar se há equivalência entre os custos necessários para criação e manutenção de unidades de conservação e os benefícios derivados da conservação da biodiversidade da perspectiva da sociedade brasileira considerada em seu conjunto. Em termos conceitualmente mais rigorosos, nós analisamos se Unidades de Conservação do Brasil são economicamente eficientes na conservação da diversidade biológica, avaliando se os seus benefícios econômicos (sociais na preferência de alguns estudiosos) suplantam os seus custos econômicos (sociais).

Aceitamos como verdadeiro que o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) é uma estratégia eficaz de conservação da biodiversidade *in situ*. Com essa hipótese de trabalho estabelecida, torna-se relevante avaliar se os gastos na criação e os gastos de manutenção realizados nessas unidades se equiparam ao bem-estar social por elas proporcionado. Gastos (de investimentos e de manutenção) efetivamente efetuados podem ser teoricamente interpretados como resultantes de diferentes iniciativas conservacionistas que decorrem de um comportamento de auto-prevenção - também conhecido como comportamento mitigatório - inerente ao ser humano. Ou seja, no intuito de não terem seu bem-estar afetado por problemas ambientais, indivíduos assumem gastos oriundos da aquisição de bens substitutos que têm como função manter a quantidade e a qualidade dos serviços que os recursos ambientais proporcionam.

Nessa perspectiva, entendemos a perda de biodiversidade como um problema ambiental que afeta negativamente o bem estar humano da geração presente e das gerações futuras. As unidades de conservação (UCs) podem, então, ser interpretadas como um *bem substituto* garantidor dos benefícios até então providos por áreas naturais existentes sem proteção da legislação. Uma vez que são de interesse da sociedade, esses bens substitutos demandarão investimentos e gastos correntes para que se consolidem.

Esses investimentos e gastos de manutenção são usualmente componentes de gastos públicos, resultados de decisões político-orçamentárias. Com isso, surge

uma problemática relacionada com a viabilidade econômica de se investir em conservação. O retorno dos gastos necessários não é, na maioria das vezes, mensurável monetariamente, o que ocasiona aumento no grau de incerteza na realização desses investimentos e gastos. Como consequência há, com frequência, subestimação dos gastos efetivos em conservação. Isso pode ocasionar o sacrifício de serviços ambientais por falta de aporte dos recursos necessários, culminando no atraso da consolidação das UCs. Os *gastos efetivos* ficam muito aquém daqueles que seriam os *gastos ideais (necessários)* por Unidade de Conservação no Brasil. Esses gastos ideais permitiriam a criação e a manutenção adequada de UCs; poderíamos dizer, ideais para o seu manejo sustentável a longo prazo.

Ao se comparar esses gastos ideais com os gastos efetivamente realizados por governos federal, estaduais e municipais em seus sistemas de unidades de conservação, **estar-se-á estimando um “hiato de sustentabilidade ambiental” na conservação da biodiversidade** no Brasil. Gastos ideais podem ser estimados por meio do Método do Comportamento Mitigatório (MCM ou Custos Evitados - MCE) de valoração econômica do meio ambiente. O MCM ou MCE tem como idéia básica que os gastos realizados com bens substitutos equivalem ao valor que os indivíduos atribuem ao benefício que estão recebendo do recurso ambiental.

Gastos são, porém, apenas uma face da realidade da estratégia da conservação *in situ*. Os custos econômicos do SNUC, sejam eles *efetivos ou ideais*, devem ser equivalentes ao valor dos benefícios econômicos da biodiversidade para a sociedade brasileira. Caso contrário, se os custos forem maiores que os benefícios a estratégia de conservar por meio de unidades de conservação é economicamente ineficiente. Por outro lado, se os custos econômicos estiverem muito aquém do valor dos benefícios econômicos da conservação estar-se-á sendo igualmente ineficiente, porque poderá ocorrer, por exemplo, perda de serviços ambientais em decorrência desses sub-gastos em conservação da diversidade biológica.

Esses são os aspectos investigados nesta dissertação, que está estruturada em seis capítulos. Neste Capítulo I apresentamos uma breve introdução sobre os objetivos e a abordagem do estudo. Os Capítulos II e III apresentam as bases conceituais do estudo e discorrem acerca dos aspectos biológicos e econômicos relacionados à biodiversidade que, ao longo da história, motivaram o ser humano a

delimitar diferentes estratégias de conservação. Analisam-se, também, as iniciativas políticas e sociais que solidificaram as ações conservacionistas, culminando nas contribuições da Economia Ambiental.

A construção empírica do estudo é iniciada com o Capítulo IV que traz a descrição dos materiais e do métodos adotados, bem como das hipóteses a serem testadas na busca dos resultados da pesquisa. O Capítulo V detalha a metodologia proposta expondo, em valores monetários, os custos e benefícios econômicos da conservação da biodiversidade compilados de diferentes fontes de dados. O Capítulo VI consolida os resultados do estudo ao identificar a eficiente ou a ineficiente relação entre custos e benefícios econômicos do SNUC. Por fim, o Capítulo VII conclui o estudo destacando as suas contribuições para a solidificação dos métodos de valoração da economia do meio ambiente na consolidação do SNUC e na busca de novas iniciativas de política ambiental para a conservação da diversidade biológica.

CAPÍTULO II

A BIODIVERSIDADE E AS INICIATIVAS DE CONSERVAÇÃO

O biólogo norte-americano, Edward O. Wilson, reconhecido pela sua atuação acerca da diversidade biológica mundial, conceitua Biodiversidade como:

genes within a single local population or species, to the species composing all or part of a local community, and finally to the communities themselves that compose the living parts of the multifarious ecosystems of the world. (Wilson, 1997, p. 01).

A Convenção da Diversidade Biológica, por sua vez, entende por biodiversidade a variedade de vida na terra que corresponde à diversidade interespecie, entre espécies e dos ecossistemas. A biodiversidade abrange também em seu conceito as relações complexas entre os seres vivos e deste com o seu ambiente. A CDB ainda destaca que por meio deste conceito há a inserção dos serviços ambientais como responsáveis não apenas pela manutenção de vida na terra, mas também pela oferta de bens e serviços que sustentam as sociedades humanas e suas economias¹.

Esses usos, e outros usos não citados ou ainda não descobertos pelo ser humano, agregam importância social à biodiversidade. Com isso, a diversidade biológica torna-se participante direta do Produto Interno Bruto (PIB) de diferentes países, por meio de atividades como pesca, pecuária, agricultura, exploração florestal, silvicultura e turismo. Além disso, ela fomenta aspectos culturais e a diversidade local por meio de comunidades tradicionais que reúnem conhecimentos populares inestimáveis sobre o seu uso e a sua conservação. Contudo, não se pode esquecer também do fomento que a biodiversidade estimula na comunidade científica, gerando novos conhecimentos e tecnologias (CDB, 2006).

Em contrapartida e na mesma escala, essa importância social parece não prevalecer ao se analisar a crescente degradação de ecossistemas e a extinção de espécies relevantes para a manutenção dos serviços ambientais (CDB, 2006;

¹ Entre esses bens e serviços ambientais podem ser mencionados: alimentos, medicamentos, água e ar limpos e outros recursos naturais que amparam atividades humanas e industriais (atividades florestais, mineração e produtos farmacêuticos).

NOGUEIRA, 2008). O atual quadro de perda de biodiversidade configura-se, juntamente com as mudanças climáticas, na maior ameaça à sobrevivência da espécie humana (ANNAN apud NOVAES, 2010). A percepção de que essa realidade atingiria o ser humano é antiga e aguçou iniciativas de conservação em todo o mundo. Organizações sociais e políticas, sem fins lucrativos, públicas ou privadas, mobilizaram-se acerca de estratégias de conservação *ex situ* e *in situ*.

A conservação *ex situ* consiste em conservar componentes da diversidade biológica fora de seus habitats naturais. Para tanto, a CDB propõe que as iniciativas de conservação *ex situ* comportem a criação e a manutenção de instituições de pesquisas relacionadas a plantas, animais e micro-organismos; recuperem e reabilitem espécies ameaçadas; e reintroduzam-nas em seus ambientes de origem. Além disso, destaca que as iniciativas de conservação *ex situ* não devem se sobrepor à conservação *in situ* de maneira que uma espécie não deve ser retirada de seu ambiente natural se isso acarretar perdas significativas ao sistema. Logo, o ambiente como um todo deverá ser conservado por meio de uma iniciativa de conservação *in situ*.

A literatura fornece vantagens e limitações acerca da conservação *ex situ*. Entre as vantagens destacam-se a manutenção das seguintes possibilidades: a conservação de germoplasmas livres da ação antrópica e de patógenos; o fornecimento de indivíduos para programas de acréscimo, introdução e reintrodução; a melhoria do conhecimento da biologia das espécies; a redução da necessidade de se retirar indivíduos da natureza para diferentes fins; e manutenção de material para uso na educação ambiental. As limitações dessa estratégia de conservação estão relacionadas com: o alto custo – até 50 vezes mais que os da conservação *in situ* para o mesmo número de indivíduos; efeito do fundador²; ainda está limitada a poucas espécies carismáticas e a problemas que afetam pequenas populações³ (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; MEFFE & CARROLL, 1997).

Com relação às estratégias de conservação *in situ*, a CDB destaca como iniciativas importantes:

² Efeito do Fundador ou Efeito Gargalo: corresponde à baixa variabilidade genética que os indivíduos apresentarão ao longo das gerações por descenderem de um ou de poucos indivíduos retirados do ambiente natural, isso dificulta a conservação da espécie.

³ Os autores se referem ao fato de que nem toda espécie em extinção é abrangida pela conservação *in situ*, na maioria das vezes são espécies topo de cadeia, endêmicas ou que possuem apelo social.

- (I) A regulação e o gerenciamento de recursos biológicos disponíveis e das atividades com impactos negativos à biodiversidade;
- (II) A recuperação e restauração de ecossistemas degradados para a manutenção de espécies ameaçadas;
- (III) A prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas ameaçadoras dos ecossistemas, habitats e espécies nativas;
- (IV) A implementação de ações em nível nacional para que os Organismos Vivos Modificados não causem efeitos adversos sobre a biodiversidade;
- (V) A manutenção no ambiente dos conhecimentos, inovações e práticas das comunidades tradicionais;
- (VI) O desenvolvimento de diretrizes para seleção, estabelecimento e manejo de um Sistema de Áreas Protegidas, onde sejam estabelecidas medidas especiais de conservação da diversidade biológica na área e medidas de desenvolvimento sustentável no seu entorno;

A principal vantagem de se adotar atividades de conservação *in situ* ao invés de atividades *ex situ* está na possibilidade de manter as espécies em seu habitat natural, sem submetê-las a adaptações em novos ambientes, a maioria deles artificiais. Além disso, permite a manutenção das funções ambientais proporcionadas pela interação de seres bióticos e abióticos. No entanto, a estratégia *in situ* também apresenta limitações, entre elas: a ineficiência em populações muito pequenas ou que estejam fora de áreas protegidas; e a dificuldade de resolução de problemas entre área conservada e seus arredores (PRIMACK RODRIGUES, 2001; MEFFE & CARROLL, 1997).

Mesmo assim, a conservação *in situ* por meio de áreas protegidas é bastante adotada. Essa delimitação e perpetuação de áreas que agregam características consideradas relevantes para a manutenção da biodiversidade, protegidas pela legislação nacional e por convenções mundiais dá origem ao Sistema de Áreas Protegidas ou denominado Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no Brasil. Conforme o SNUC (2000) entende-se Unidades de Conservação ou Áreas Protegidas como:

[...] o espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos

pelo poder público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. (SNUC,2000. p.01).

Segundo a IUCN, áreas protegidas correspondem a

[...] uma superfície de terra ou mar especialmente consagrada à proteção e preservação da diversidade biológica, assim como dos recursos naturais e culturais associados, e gerenciada através de meios legais ou outros meios eficazes. (IUCN,1994. p.18)

As iniciativas de conservação descritas (*ex situ* e *in situ*) apresentam conceitos e atividades definidas. No entanto, o debate acerca de um determinado tema se constrói, na maioria das vezes, devido a diferentes visões que atuam sobre este. Geralmente, os incluídos neste debate estão diretamente ligados a ele por meio de um interesse social, político ou econômico. No caso da conservação da biodiversidade, percebe-se que em diferentes momentos da história ambos os interesses foram delineando sua trajetória e, pelo bem ou pelo mal, a problemática acerca de como fazê-la se mantém. Para que se possa entender melhor o surgimento de cada estratégia de conservação cabe descrever o embasamento histórico que se deu até a instituição das unidades de conservação: áreas que se tornaram uma opção nacional e internacional para a conservação ambiental.

2.1 APONTAMENTOS HISTÓRICOS SOBRE A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Deve-se considerar que a tradição de delimitar áreas naturais para diferentes interesses tem seu início a 5.000 a.c.. Inicialmente, o objetivo era criar reservas de caça, proteger recursos naturais e culturais pertencentes ao entorno de uma população tradicional para a sua subsistência. Posteriormente, surgem registros da delimitação de áreas para serem utilizadas apenas pela nobreza que destinava nesses locais pequenas áreas à conservação de espécies que julgavam ser interessantes.

CASTRO JR. *et all* (2009. p. 31) citando Davenport e Rao (2002) destacam iniciativas mais precisas de proteção:

Na Índia, 400 anos antes de Cristo, todas as formas de uso e atividade extrativista foram proibidas nas florestas sagradas; 700 anos antes de Cristo, nobres assírios estabeleceram reservas de caça, similares às reservas de caça do Império Persa na Ásia Menor, estabelecidas entre 550 e 350 anos antes de Cristo; na China, foram estabelecidas leis de proteção para planícies úmidas durante o sexto século depois de Cristo; Veneza criou reservas de veados e javalis no início do século VIII; na Bretanha foram promulgadas leis florestais no século XI.

Com isso, as áreas protegidas surgiram como reservas de recursos para uso imediato ou futuro, preceito que irá se manter até o século XXI. No entanto, não se percebia em meio aos objetivos de manutenção dos recursos da fauna e flora um sentido social mais amplo relacionado com o lazer ou recreação para a comunidade (VALLEJO, 2002).

Esta utilidade só é atribuída aos espaços protegidos no século XVII quando a França passa a criar Parques Reais que chegaram a ser abertos para o público (QUINTÃO, 1983). Contudo, é apenas com o início da Revolução Industrial que se visualizam transformações políticas, culturais, econômicas, sociais e ambientais a ponto da especialização demandada para suprir as necessidades da indústria europeia, transformarem em mercadoria o que até então era visto como recurso natural de subsistência. As consequências desta transformação explicitaram-se por meio do aumento da degradação ambiental, mas também por meio do surgimento da necessidade de áreas naturais terem como finalidade o uso público. Isso porque os indivíduos passaram a ter suas rotinas abreviadas para o interior das fábricas e esses espaços poderiam ser utilizados para recreação ao ar livre (MILANO, 2000).

Segundo Miller (1980), impulsionado pelo crescimento econômico e desordenada ocupação do território ocasionado pela expansão da fronteira agropecuária, os Estados Unidos, no final do século XIX, dão origem ao conceito de Parque Nacional como área natural protegida. Após diferentes estudos é neste mesmo país que surgiu o primeiro Parque Nacional que se tem registro no mundo, o denominado Parque Nacional de Yellowstone no ano de 1872. A área é considerada o marco referencial da política de criação de áreas naturais no mundo e, conforme a lei americana, passou a ser preservado e proibido de ser colonizado, ocupado ou

vendido. Essa determinação partiu do Department of Interior (DOI) tendo em vista que o país estava sofrendo um reordenamento de seu território e expansão para oeste.

No entanto, o conceito de Parque Natural emitida pelo DOI que determinava como proibida a ocupação, passou a ser adotada por outros países acarretando conflitos com comunidades tradicionais (ex.: indígenas e pescadores artesanais) que, principalmente em países subdesenvolvidos, habitavam áreas que passaram a ser destinadas à conservação (DIEGUES, 1993). Países como Canadá (1885), Nova Zelândia (1894), Austrália e África do Sul (ambos em 1898) viveram processos semelhantes ao americano de danos ao meio ambiente causados por migrantes europeus; com isso adotaram o mesmo modelo de áreas de preservação (QUINTAO, 1983) e foram seguidos pelo México (1898), Argentina (1903), Chile (1926), Equador (1934), Brasil e Venezuela (1937) (MEDEIROS, 2003).

O consenso que existia de que a presença humana nessas áreas era prejudicial à preservação dos recursos naturais se manteve ao longo da criação de áreas protegidas no decorrer do século XX. Porém, na Europa, mais especificamente na Inglaterra, já havia desde o ano de 1860 um movimento para a preservação de espaços para fins recreativos e a preservação de espécies para pesquisa, com argumentos econômicos e científicos. Também nas regiões das colônias, onde se encontravam novos assentamentos europeus (América do Norte, Austrália e África do Sul) “a conservação e proteção emergiram como uma forma de controle político e econômico” (MCCORMICK, 1992).

A confirmação da interação proposta por esse movimento vem com a criação do primeiro Parque Nacional da Suíça instituído no ano de 1914, que originou a serventia dessas áreas para uso como laboratórios de pesquisa básica em ciências biológicas (VALLEJO, 2002). Com isso, os parques passam a ter, além do valor de contemplação e recreação da população, um valor para a ciência. Assim, despontam os primeiros encontros para discutir conceitos e diretrizes acerca das áreas protegidas bem como a conservação do meio ambiente e dos recursos naturais.

Em relação a esses encontros, cabe destacar a *Convenção para Preservação da Fauna e Flora em Estado Natural*, realizada em Londres em 1933. Porém Coutinho (2005) elabora uma descrição de diferentes Convenções, Conferências e

Tratados que o antecederam e sucederam durante o século XX acerca dos referidos temas. Essa construção cronológica auxilia na interpretação histórica do assunto bem como sobre o surgimento de uma discussão acerca da demanda ambiental por áreas protegidas.

Percebe-se que os eventos inicialmente apresentavam em seu título o termo “proteção” ou “preservação” de um determinado recurso o que explicita realmente o intuito de isolar tal recurso para que fique protegido (livre) dos impactos causados pela ação humana. Mesmo com a inserção do conceito e uso europeu conferido às áreas protegidas, disseminou-se mundialmente o fato de que qualquer agrupamento humano era ameaçador à integridade da natureza. Com essa concepção desenhava-se uma contestação de uso da natureza por parte da sociedade urbano-industrial que surgia (VIANNA, 2008).

É só no ano de 1966 que percebe-se a inserção do termo “conservação” nos eventos mundiais, mas associado, em particular, a uma espécie utilizada na alimentação humana, o atum. No entanto, em 1968 realiza-se a *Convenção da África sobre a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais* que evidencia o início da preocupação com a conservação de *habitats* ou ecossistemas naturais como um todo e não apenas de espécies individualmente. Além disso, marca a inserção do social nas áreas protegidas que surgiu nos países subdesenvolvidos que passaram a criar mais unidades de conservação e conservar no interior dessas áreas as denominadas populações locais. De qualquer modo, o entendimento de que a natureza é finita, percebido por meio das consequências das ações humanas foi a base do conceito de conservação⁴ (VIANNA,2008).

As Reservas da Biosfera instituídas pelo Programa MaB da UNESCO (Man and the Biosphere of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) também auxiliaram na disseminação da necessidade de conservar em diferentes continentes. Outra iniciativa da UNESCO que marca a cronologia de eventos corresponde à Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente. Tanto no ano de 1972 em Estocolmo, como no ano de 1992 no Rio de Janeiro, esses

⁴ As consequências da ação humana sobre os recursos naturais originam um comportamento protetivo por parte da sociedade, que move as iniciativas de conservação e a discussão dos temas relacionados à perda da biodiversidade. Este comportamento irá culminar no Comportamento Mitigatório que motiva os Gastos Preventivos presentes em nossa sociedade e que serão melhor discutidos no próximo capítulo.

encontros foram fomentadores de outras iniciativas no mesmo ano ou nos anos seguintes, havendo uma redução de encontros à medida que a cronologia se afasta do ano base da Conferência. Isso nos instiga a uma percepção de que alguns desses encontros possuem um viés político que após um determinado período não é capaz de manter acirrada a pertinência dos assuntos abordados. Mesmo assim, são destaques na consolidação das iniciativas de conservação.

Além desses encontros outros fatos históricos contribuíram para a solidificação da conservação e da questão ambiental como um todo. Entre eles podemos citar no ano de 1962 o lançamento do livro de Rachel Louise Carson, *Silent Spring*, que atentava para a utilização descontrolada de pesticidas na área agrícola demonstrando um desconhecimento dos efeitos e um descaso com os recursos naturais que estavam sendo afetados por este uso. No mesmo ano aconteceu a *Primeira Conferência Internacional de Áreas Protegidas*, uma iniciativa da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) que passou a ser realizada a cada dez anos e é considerada a mais importante para a definição da política de áreas protegidas (CASTRO JR. et al, 2009).

Conforme já salientado, diferentes áreas se envolvem na construção do conhecimento ou na resolução de um determinado tema. Em 1968, profissionais das áreas de diplomacia, indústria, academia e sociedade civil, convidados pelo industrial italiano Aurélio Peccei e pelo cientista escocês Alexander King, reuniram-se para discutir o dilema de prevalecer o pensamento de curto prazo sobre os assuntos internacionais e questões relacionadas com o consumo de recursos ilimitados. Do encontro surge o denominado *The Club of Rome* que objetivava disseminar o pensamento a longo prazo sobre o agir dos tomadores de decisão. Uma espécie de sensibilização acerca da crescente interdependência global para entenderem como e por que isso estava acontecendo. Os encontros culminaram, no ano de 1972, no estudo *The Limits to Growth* desenvolvido pelo *Massachusetts Institute of Technology* (MIT), a pedido do Clube de Roma. O relatório explicitava diferentes cenários para conciliar o progresso sustentável com as restrições ambientais. No mesmo ano, o ensaio de Garret Hardin, denominado como *The Tragedy of Commons*, trouxe a reflexão acerca da superexploração de recursos finitos ocasionada pelo conflito entre interesses individuais e o bem comum, além do livre acesso e da demanda irrestrita por esses recursos (JACOBI, 2005).

Essa sequência de fatos faz com que se estabeleça no ano de 1969, a Política Nacional de Meio Ambiente dos Estados Unidos que nutre no ano seguinte a realização do *Primeiro Dia da Terra*, no qual, por meio de manifestações, norteamericanos e canadenses pediam pela proteção, preservação e conservação do ar, da água e das florestas, bem como contra a realização de testes nucleares. Alguns autores atribuem como resultado positivo do Dia da Terra a posterior criação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency - EPA*), a criação do Ato do Ar Limpo (*Clean Air Act*) e de Espécies Ameaçadas (*Endangered Species Act*) (EDN, 2007).

Já na década de 70, evidencia-se a introdução dos instrumentos econômicos nas políticas ambientais por meio do Princípio do Poluidor-Pagador (1971). A ONU, por sua vez cria o Programa de Defesa do Meio Ambiente das Nações Unidas com o intuito de promover os princípios elencados na Declaração de Estocolmo (1972) (CASTRO JR. et al, 2009). Na mesma década a crise do petróleo promoveu uma discussão sobre os limites da utilização dos combustíveis e aflorou a discussão sobre desenvolvimento sustentável, introduzido por meio do conceito de *ecodesenvolvimento* de Maurice Strong e fortificado pela elaboração da Declaração de Cocoyoc. A Declaração originou-se em um encontro promovido pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e pela Conferência das Nações Unidas sobre Comércio e Desenvolvimento (UNCTAD). A Declaração de Cocoyoc (em 1974) constrói uma nova percepção acerca da relação entre sociedade e natureza. Esse é seguido pelo Relatório de Dag Hammarskjold de 1976 (UNEP, 2004).

A primeira metade da década se encerra com a publicação do artigo de Rowland e Molina, na Revista "Nature" alertando para a degradação da camada de ozônio. E na segunda metade é realizada na cidade de Nairobi a primeira reunião mundial sobre as relações entre ambiente e população. Nos últimos anos da década de 70 ocorre um grande derrame de petróleo na Costa da Bretanha, França (em 1978), que ficou conhecido como o Acidente do "Amoco Cadiz". Este foi sucedido pelo acidente com uma central nuclear conhecido como "Three Mile Island", Pensilvânia, EUA (1979) que também se tornou fato relevante para a discussão das pressões sobre o meio ambiente;

Ainda no ano de 1979, a *National Academy of Science* lança o relatório sobre mudanças climáticas e no ano seguinte a IUCN lança o relatório sobre a Estratégia Mundial para a Conservação. Os Estados Unidos, por sua vez, divulgam o Relatório Global 2000 que reconhece a biodiversidade como determinante para a manutenção dos ecossistemas e que estes estariam perdendo a sua complexidade devido à extinção de espécies.

Já na década de 80, em meio a uma crise financeira internacional, a ONU lança a Carta Mundial da Natureza (1982) pedindo à sociedade o reconhecimento de sua dependência para com os recursos naturais. Assim como no final dos anos 70, a década de 80 também foi marcada por acidentes ambientais, como o de Bhopal, Índia (1984) além da seca, catástrofe natural que causou a morte de 250 mil pessoas na Etiópia. No ano seguinte, o Canadá, no intuito de reduzir acidentes contra o ambiente, divulga seu Código de Conduta da Indústria Química que posteriormente é adotado por outros países. O ano de 1985 também é marcado pela descoberta do buraco na Camada de Ozônio na Antártida feita por cientistas ingleses e americanos.

O acidente de Chernobyl e a Criação do Ato Único Europeu, cuja constituição apresenta pela primeira vez três artigos sobre o ambiente, marcaram o ano de 1986. Já no final da década de 80 destacam-se como fatos relevantes da questão ambiental o assassinato de Chico Mendes que lutava contra a destruição da Amazônia; a divulgação do Painel Intergovernamental das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas; e o acidente com o Navio Petroleiro Exxon Valdez no Alasca.

A década de 1980 segue, também, a tradição de relatórios impactantes, na linha dos de Cocoyoc e de Dag Hammarskjöld. Na década o destaque é o Relatório de Brundland (1987) sendo, este último, considerado o mais aceito dos três, no que se refere às críticas à sociedade industrial e aos países industrializados (BRÜSEKE, 1994). Segundo HENRIQUES, 2009, o relatório elaborado pela Comissão Mundial sobre Ambiente e Desenvolvimento analisava questões sociais, econômicas, culturais e ambientais em nível mundial além de tentar formular soluções acerca destas.

A década de 90 se inicia com um colapso nos bancos de pesca de bacalhau na Costa Leste do Canadá e incêndios nos poços de petróleo do Kuwait. A primeira reunião da Comissão de Desenvolvimento Sustentável para acompanhar a implementação de acordos, fomentar a cooperação internacional e racionalizar os

processos de tomada de decisão intergovernamental (HENRIQUES, 2009), bem como a Criação do Fundo Mundial para o Ambiente em Washington, são consideradas as primeiras diretrizes da época.

Na segunda metade da década é criada a ISO 14.001(1996) para adoção e gestão de sistemas ambientais pelas empresas. Além disso, registra-se a realização da assembléia Rio Mais Cinco (1997), a fim de se analisar o progresso dos acordos da Eco 92. Nesta assembléia é criado um programa para melhorar a implantação da Agenda 21. A década ainda foi marcada pela discussão acerca dos efeitos dos Organismos Geneticamente Modificados no meio ambiente e na alimentação humana causando controvérsias entre União Europeia e países em desenvolvimento para com a produção dos Estados Unidos (1998).

Em 1999, a Comissão Mundial das Florestas e Desenvolvimento Sustentável divulga que a mudança na gestão das florestas e no valor dos produtos pode contribuir para que as necessidades mundiais por produtos florestais sejam satisfeitas sem colocar em risco o referido recurso. Cria-se ainda o Índice Global de Sustentabilidade com o intuito de informar e nortear investidores para as empresas que apresentavam negócios sustentáveis.

O ano de 2000 encerra o século XX com o registro da explosão da urbanização, registra-se que mais da metade da população mundial passa a viver em cidades. No mesmo ano atinge-se 1,75 milhões de espécies descritas. Apenas 12,1% do que se estima existir na biodiversidade do planeta.

O século XXI se inicia com o seguinte acordo: “atingir até 2010 uma redução significativa da taxa atual de perda de biodiversidade em níveis global, regional e nacional como uma contribuição para a diminuição da pobreza e para o benefício de toda a vida na Terra” (UNEP, 2010. p. 09). O registro de que as Unidades de Conservação e demais áreas protegidas passam a proteger mais de 10% da superfície terrestre no ano seguinte, parecem refletir que a meta será atingida (CHAPE et all, 2003).

No entanto, no Ano Internacional da Biodiversidade (em 2010) avaliou-se que, mesmo com avanços parciais ou localmente percebidos, as metas e submetas

convencionadas⁵ não foram atingidas. Houve avanços comuns a vários países entre eles: elaboração de estratégias nacionais de biodiversidade e planos de ação em 170 países; ampliação das áreas protegidas em número e extensão; a aplicação da avaliação de impacto ambiental vem sendo mais aplicada, com a maioria dos países relatando medidas em vigor para a sua utilização; há operacionalização de atividades de comunicação, educação e conscientização da opinião pública; faz-se de forma mais ampla o monitoramento da biodiversidade, a pesquisa e o desenvolvimento de bases de dados; recursos financeiros estão sendo mobilizados e tem havido progressos no desenvolvimento de mecanismos de pesquisa, acompanhamento e avaliação científica da biodiversidade (UNEP, 2010).

Percebe-se dessa breve evolução histórica que iniciativas políticas, da sociedade civil e acidentes ou catástrofes naturais permearam a construção do pensamento em direção à conservação da biodiversidade. Henriques (2009) ao analisar a evolução das políticas ambientais salienta que por meio dos acontecimentos descritos é possível dar diferentes classificações para as últimas décadas. Segundo o autor, a década de setenta caracterizou-se pela criação do movimento ambiental; a década de oitenta definiu o Desenvolvimento Sustentável e a década seguinte apresentou-se com diferentes ações de implantação deste; já a primeira década do século 21 está marcada pela globalização, mesmo que lenta, de iniciativas em prol do meio ambiente. Castro Jr. et al (2009) destaca que o ponto influenciador desta internacionalização seria a participação de agências internacionais e seus programas como, por exemplo, a IUCN, o Banco Mundial e o Banco Interamericano de Desenvolvimento.

Mais do que isso, a descrição histórica realizada nos enfatiza que à medida que ocorrem perdas de recursos naturais, o comportamento mitigatório vem à tona na sociedade que passa a discutir e adotar estratégias para evitar a perda de bem-estar. Entre elas, a delimitação de áreas protegidas pela legislação. Vianna (2008) destaca que em se tratando, especificamente, da conservação *in situ* cada país foi delineando seus próprios objetivos, originando diferentes categorias de unidades de conservação ou áreas protegidas. Mesmo com a padronização oferecida pela IUCN ou com as iniciativas para estabelecimento de diretrizes acerca da conservação de áreas

⁵ Por meio da Convenção sobre Biodiversidade (1992) e ratificados pelos países junto às Nações Unidas em 1998, 2002 e 2006.

naturais, já se identificou no mundo mais de 140 categorias de unidades de conservação, todas definidas conforme as atribuições de conservação (interesses ou necessidades sociais) de cada país. Dentre essas atribuições estão especificadas categorias destinadas à pesquisa científica, proteção da vida selvagem, preservação das espécies e da diversidade genética, manutenção de serviços ambientais, manutenção de aspectos naturais e culturais específicos, recreação e turismo, educação, uso sustentável de recursos de ecossistemas naturais e a manutenção de atributos culturais tradicionais (VIANNA, 2008).

Para cada destinação percebe-se maior ou menor grau de interação com o ser humano, com isso as unidades de conservação passaram a ser divididas entre áreas de uso direto e áreas de uso indireto. A primeira denomina-se também como *Uso Sustentável* onde a intervenção é apenas para obtenção de objetivos preestabelecidos pela legislação. Já o segundo grupo, também é denominado como sendo de *Proteção Integral*, onde não é permitida a intervenção humana, o que já ocasionou conflitos com populações locais em diferentes países onde foram implantadas (VIANNA, 2008).

Independente do grau de intervenção permitida ao ser humano em relação a essas áreas percebe-se um comportamento comum todas as discussões históricas descritas: o de que os instrumentos que as protege, seja a legislação ou outro, contemple na íntegra a manutenção dos benefícios sociais advindos da biodiversidade que abrigam. Benefícios que geraram diferentes manifestações de prevenção na sociedade à medida que foram sendo degradados.

2.2 A CONSERVAÇÃO *IN SITU* NO BRASIL

Ao delimitar o contexto histórico nacional acerca da abordagem da Conservação *in situ*, Medeiros (2003) destacou fatos ocorridos no Brasil desde o Período Colonial até que fosse criada a primeira unidade de conservação, tardiamente se comparado com o cenário internacional. As primeiras “ações conservacionistas” estavam relacionadas à manutenção do controle sobre o manejo de determinados recursos, como a madeira ou água. O Regimento do Pau-Brasil

(1605) e a Carta Régia (1797) demonstram essa prática, que foi decorrente do inventário feito pela coroa portuguesa acerca dos recursos naturais existentes e a serem explorados no Brasil.

Essa manutenção dos recursos, que também foi adotada posteriormente pelo Império, não demandava, entretanto, demarcação de áreas a serem conservadas (MEDEIROS, 2003). Medeiros ainda destaca que essa demarcação só passou a ser percebida como necessária durante o Ciclo do Café, quando o processo de desmatamento ocasionado pela implantação de cafezais comprometeu o fornecimento de água para a cidade do Rio de Janeiro⁶. O ocorrido, que data do ano de 1760, só foi retificado quase um século depois, quando o Barão de Bom Retiro, por recomendações de D. Pedro II, desapropriou as fazendas de café e instituiu as “Florestas da Tijuca e das Paineiras”. O objetivo era o de resguardar os recursos hídricos da região.

Ainda no período Imperial os debates sobre a proteção das espécies ameaçadas de extinção e o esgotamento de recursos eram assuntos entre os brasileiros que retornavam da Europa após algum período de estudo. Nesse momento, José Bonifácio destacou-se como um componente importante da crítica ambiental brasileira e sugeriu em 1821 a criação de um segmento administrativo para conservar porções não devastadas da Mata Atlântica (CABRAL, 2002; DEAN, 2002 apud MEDEIROS, 2003). O século seguiu conduzido à luz do conceito de Gerenciamento dos Recursos Naturais (PÁDUA, 2003), com destaque para os Serviços Florestais Estaduais como instituições executoras das iniciativas da política ambiental e que se tornariam importantes instrumentos de gestão nas primeiras décadas do século XX.

Resultados mais concretos acerca da construção de uma política ambiental brasileira passaram a ser desenhados a partir da Revolução de 30 (CASTRO JR. *et al*, 2009). No início do século perceberam-se iniciativas de delimitação de áreas protegidas. No entanto, preponderou a formação de grupos de atuação que posteriormente pressionariam o governo quanto ao conservacionismo (CASTRO JR., 2009). Por mais que a proposição dos Parques Nacionais de Sete Quedas e da Ilha

⁶ Percebe-se que as iniciativas de conservação *in situ* no Brasil também se iniciam com base em um comportamento mitigatório, ou seja, para se evitar a perda de bem-estar advinda da falta de água ocasionada pelo desmatamento.

do Bananal data do ano de 1876 e que os decretos de criação dos dois primeiros parques nacionais brasileiros datem de 1914 no estado do Acre, essas iniciativas eram tão avançadas para a época, no cenário nacional, que os decretos caíram no total esquecimento e essas áreas não foram implementadas (GUERRA & COELHO, 2009).

No período pós-revolução, no entanto, o governo passou a ser mais sensível à pressão promovida pelos grupos de atuação recém citados que pressionavam o governo quanto à conservação. Neder (1997) denomina as mudanças iniciadas na década de 30 como uma “regulação pública ambiental desenvolvimentista” iniciada sob a ditadura de Vargas e o Estado Novo e encerrada com o período desenvolvimentista dos governos militares. Nesse período, “predominava no Estado brasileiro ora o tratamento geopolítico de administração setorial dos recursos naturais (florestas, águas, pesca, terras) ora o do conservacionismo/preservacionismo de caráter biocêntrico (patrimônio natural em áreas protegidas)”(NEDER, 1997, p. 248).

Castro Jr. *et al.* (2009) descrevem que nesse período preponderava a visão nacionalista de caráter tecnocrático, típica do Governo Vargas e do momento de transformação do Brasil de país agrário para urbano-industrial. Com isso, e acrescida a necessidade de controle e gestão sobre os recursos naturais por parte do Estado, há um avanço na política de implementação de áreas protegidas. A primeira Conferência Brasileira de Proteção à Natureza (1934) esboçou-se como uma tentativa formal para pressionar o governo federal quanto à criação de um sistema nacional de unidades de conservação (SAMPAIO, 1935 apud CASTRO JR. *et al.*, 2009). Como iniciativas que sucederam o evento têm-se a aprovação do Código de Caça e Pesca, medidas de proteção aos animais e ainda as promulgações do Código das Águas e do Código Florestal.

O resultado favorável à conservação, oriundo da criação do Código Florestal, veio materializado com o decreto de criação do primeiro parque nacional efetivamente implantado no Brasil, o Parque Nacional de Itatiaia (DIEGUES, 2001; FERREIRA, 2004; CABRAL; 2002; apud MEDEIROS, 2003). Isso por que, mesmo com o perfil de instrumento regulamentador do uso dos recursos florestais pelos madeireiros, o Código Florestal constituiu a base do sistema nacional de unidades de

conservação atual e estabeleceu as categorias de Parques Nacionais e de Florestas Nacionais (CASTRO JR., 2009).

Percebe-se a partir desse decreto o surgimento de outras áreas de conservação concentradas em especial no bioma Mata Atlântica⁷ o que caracterizou um diferencial entre o perfil de criação de Unidades de Conservação do Brasil e dos Estados Unidos. Nos EUA, os parques foram decretados em locais não ocupados pelos colonizadores, sendo consideradas paisagens praticamente naturais apesar da presença de indígenas. Já o Brasil priorizou a criação de áreas protegidas em ecossistemas remanescentes em regiões com concentração populacional e atividades humanas (CASTRO JR., 2009).

As áreas delimitadas no Brasil buscaram, portanto, proteger áreas de interesse ambiental de impacto imediato, de conflitos já existentes (CASTRO JR., 2009). O autor salienta que essa dinâmica territorial pré-existente dificultou o trabalho de gestão das áreas e até hoje influencia na escolha dos mecanismos de gestão que são adotados. Para acompanhar as interferências socioeconômicas espaciais, o planejamento e a ação propositiva deixam de acontecer em decorrência do caráter emergencial com que os parques são instituídos.

A instituição de unidades de conservação concomitantes à exploração antrópica também se evidencia como uma intenção de manter áreas naturais biodiversas e seus respectivos serviços que mantêm o bem-estar social. Rylands e Brandon (2005) reforçam a percepção de que as iniciativas de unidades de conservação após o Código de 1934 concentraram-se em regiões com ocupação, dentre elas: Parque Nacional de Itatiaia, criado em 1937, nas montanhas da Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro; Parque Nacional da Serra dos Órgãos, das Sete Quedas (incluindo as Cataratas de Guáira) e do Iguaçu, em 1939; Parque Nacional do Araguaia que incluiu toda a Ilha do Bananal (2.000.000ha); Parque Nacional de Ubajara (caatinga no Ceará) e Aparados da Serra (Rio Grande do Sul, 1959); além da Floresta Nacional de Araripe-Apodi, 38.626ha, no Ceará (primeira FLONA do Brasil, no ano de 1946). No entanto, conforme listagem do MMA (2009) o

⁷ ANDRADE, 1994, destaca no livro *O desafio ecológico: utopia e realidade* a ocupação territorial que estava ocorrendo nas áreas de Mata Atlântica no período em que se iniciou o estabelecimento de Unidades de Conservação no bioma.

primeiro Decreto de Criação de uma unidade de conservação data de 1934 e corresponde à criação da Floresta Nacional de Lorena em São Paulo.

Rylands e Brandon (2005) ainda ressaltam que os decretos de criação dessas unidades de conservação, concretizaram o sonho de André Rebouças e Luiz Felipe Gonzaga de Campos. O primeiro sugeriu a criação, não concretizada, dos Parques Nacionais da Ilha do Bananal e do Rio Araguaia e é considerado pioneiro na construção do pensamento conservacionista no Brasil. O segundo, treze anos depois da morte de Rebouças, preparou um mapa sobre os ecossistemas brasileiros propondo a criação de parques nacionais, sendo criadas, porém pouco efetivadas, três áreas no Estado do Acre que juntas cobriam 28.000 km² do sudoeste Amazônico (GARCIA, 1986; GUERRA & COELHO, 2009; MEDEIROS, 2003). A efetivação originou-se com o marco legal proporcionado pelo Código Florestal de 1934, com isso concretizava-se também o propósito de Rebouças para o Brasil, com relação à criação de unidades de conservação (RYLANDS e BRANDON, 2005).

O Código Florestal de 1965 traria novas contribuições para o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. No entanto, antes disso, o cenário nacional adentrou a década de 40 e o início da Ditadura Militar, sem alterações estruturais no processo de conservação decorrente. Porém, a Constituição Democrática de 1946 conferiu maior efetividade à gestão de áreas protegidas a partir da elaboração e implantação de diferentes instrumentos jurídicos e institucionais. Assim, a década de 50 iniciou-se, com bons alicerces para a política de áreas protegidas no Brasil (CASTRO JR., 2009).

Com o início do período militar a política de meio ambiente manteve-se em expansão, porém sem um avanço adequado. Segundo Annes (2010), houve uma estagnação das iniciativas políticas quanto à questão ambiental e um aumento nos protestos de militantes em sua defesa. No entanto, outras literaturas demonstram iniciativas e decisões do Período Militar que se mantém até os dias atuais como, por exemplo, a burocratização imposta para controlar diversos cenários do país que culminou na revisão de instrumentos jurídicos (CASTRO JR., 2009)

Em resposta, tem-se no ano de 1965 a reedição do Código Florestal que definiu: (1) as áreas que seriam caracterizadas como sendo de preservação permanente (APPs); (2) as áreas de reserva legal a serem mantidas pelos

proprietários e; (3) as áreas com necessidade de reposição florestal quando houvesse remoção da floresta. Cabe salientar que o mesmo Código, com apenas duas alterações (1989 e 2001) se mantém até o ano de 2011.

Outra iniciativa plausível do governo militar foi a criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF - Decreto Lei nº 289, de 28 de fevereiro de 1967). Uma autarquia do Ministério da Agricultura que respondia às questões do Meio Ambiente juntamente com a Superintendência de Pesca (Sudepe), que mantinha a gestão do ordenamento pesqueiro e a Superintendência da Borracha (Sudhevea - Ministério da Indústria e Comércio), que tinha como desafio viabilizar a produção da borracha. A atuação de preservação ambiental desses órgãos era reduzida a ilhas dentro de suas estruturas, pois foram criados para dar incentivos fiscais e fomentar o desenvolvimento econômico (IBAMA, 2009).

Ainda no Período Militar surge a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA) que foi criada no ano de 1973 e extinta no ano de 1989. A SEMA era vinculada ao Ministério do Interior e responsável pelo trabalho político e de gestão ambiental. É considerada uma resposta à pressão sofrida pelo Brasil na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente de Estocolmo. Após o encontro, a comunidade internacional solicitou uma gestão mais integrada do meio ambiente no Brasil que até então possuía órgãos em diferentes ministérios. Seu papel de articulação foi relevante na elaboração da Lei 6938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA)⁸ estabelecendo o Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (IBAMA, 2009).

A partir da segunda metade da década de 80 e na década seguinte, a questão ambiental se fortifica em nível nacional acompanhando a conjuntura internacional vigente. Com isso, e com o fim do Período Militar, criou-se no ano de 1985 o Ministério do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente, depois separados, surgindo o atual Ministério do Meio Ambiente (MMA). Tendo como base a estrutura da SEMA, o ministério passou a ser formulador e executor da PNMA criando

⁸A PNMA é um instrumento significativo para a gestão ambiental brasileira, pois além de objetivar a preservação, a melhoria e a recuperação da qualidade ambiental, visa também assegurar o desenvolvimento econômico, mas com racionalidade de uso dos recursos naturais. Quando a Constituição Federal de 1988 foi promulgada, essa lei foi a única a ser recepcionada na íntegra (IBAMA, 2009).

instrumentos políticos, jurídicos e institucionais e ampliando a capacidade de gestão ambiental. Nesse período de mudanças da década de 80, com características de aproximar meio ambiente e desenvolvimento, foram instituídas áreas protegidas com características mais próximas ao do modelo europeu, com destaque para a Área de Proteção Ambiental (APA) de Petrópolis, primeira do Brasil.

Não houve, no entanto, estagnação no modelo “americano” de preservar. Diversas unidades de conservação, ditas de Proteção Integral, também foram implantadas na mesma década (IBAMA, 2009; CASTRO JR., 2009). Porém, Pádua (1981) salienta que muitas unidades de conservação conseguiram ser estabelecidas sem resistência dos governos estaduais neste período, simplesmente por terem sido evitadas áreas de interesse político, econômico e social.

No final da década para fortalecer a execução da PNMA cria-se o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA (CASTRO JR., 2009; IBAMA, 2009). As literaturas também destacam que o instituto passou a gerir todas as Unidades de Conservação Federais e a formular a política de implantação de unidades de conservação inclusive nos níveis estadual e municipal. Outra função de destaque do IBAMA consiste no papel fiscalizador e punitivo que ele passou a exercer no intuito de manter e recuperar a qualidade ambiental das unidades de conservação. A promulgação da Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/98) contribuiu para que o Instituto cumprisse o seu papel fiscalizador.

Arnt e Schwartzman (1992) discorrem sobre a história do IBDF, SEMA e IBAMA (além de outros órgãos ambientais estaduais) em especial acerca de seus objetivos para com a política ambiental brasileira, estrutura física e humana envolvida em cada instituição, áreas de atuação, bem como sobre os recursos financeiros destinados a cada um deles. Em 1988, a SEMA apresentou um orçamento de U\$ 20,8 milhões provindos da União, Seplan (PMACI-BID), Sudeco (Polonoroeste-Banco Mundial) e do apoio ao Programa de Estações Ecológicas fornecido pela World Wildlife Fund (WWF). Já o IBDF, no mesmo ano apresentou um orçamento de U\$ 32,5 milhões provenientes do orçamento da União, créditos especiais abertos por lei, renda proveniente da exploração e venda de recursos florestais, empréstimos, subvenções, dotações eventuais e multas previstas no Código Florestal. O IBAMA por sua vez, em 1990, ano seguinte à sua Criação, apresentou um orçamento de

cerca de U\$ 193 milhões oriundos principalmente do Banco Mundial e do Fundo Nacional para o Meio Ambiente criado com contribuições de governos estrangeiros. Segundo os autores, a atenção mundial com as queimadas na Amazônia contribuiu para o aumento dos empréstimos e doações que estruturaram o IBAMA.

A década de 90 iniciou-se promissora para a expansão das unidades de conservação no Brasil. Criaram-se as primeiras Reservas Extrativistas, nos estados do Acre, Rondônia e Amapá e uma legislação específica foi definida para este tipo de área protegida. Na sequência, ocorre a consolidação de diversos ideais de conservação por meio da assinatura da Convenção da Diversidade Biológica (CDB), durante a Conferência de Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas, a RIO-92. A CDB reconheceu a distribuição desigual da biodiversidade no mundo e criou mecanismos internacionais para garantir sua proteção ampliando os objetivos da conservação.

No entanto, no final da década ainda não havia se concretizado a legislação acerca do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, cuja primeira proposta datava do ano de 1972. Quatro anos depois, o documento técnico intitulado como *Uma Análise de Prioridades em Conservação da Natureza na Amazônia* e desenvolvido por Wetterberg, et al, 1976 (sob pedido do PNUD, FAO e IBDF) norteou a primeira e segunda etapas do Plano do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (1979 - 1982). O autor destaca também que o documento foi o primeiro a contemplar critérios científicos, técnicos e políticos para a indicação de um sistema de unidades de conservação no Brasil. Com isso, originaram-se diferentes decretos, leis e medidas provisórias acerca das Unidades de Conservação, conforme Quadro 1.

Quadro 1. Legislação Brasileira sobre Unidades de Conservação.

LEGISLAÇÃO	PROPÓSITO
Decreto Federal Nº 84.017/1979	Aprovou o regulamento dos Parques Nacionais (PARNA) Brasileiros;
Lei Federal Nº 6.902/1981	Dispôs sobre a criação de Estações Ecológicas (ESEC) e Áreas de Proteção Ambiental (APA) e foi regulamentada posteriormente pelo Decreto Federal 99.274/90;
Decreto Federal Nº 89.336/1984	Regulamentou as Reservas Ecológicas (RESEC) e Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE);
Decreto Federal Nº 98.897/1990	Dispôs sobre as Reservas Extrativistas;
Decreto Federal Nº 563/1992	Instituiu o Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil e criou a Comissão de Coordenação;
Decreto Federal Nº 1.298/1994	Aprovou o Regulamento das Florestas Nacionais (FLONAS);
Decreto Federal Nº 1.922/1996	Dispôs sobre o reconhecimento das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN);
Decreto Federal Nº 2.119/1997	Dispôs sobre o Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil e sobre a sua Comissão de Coordenação;
Decreto Federal 2.661/1998	Regulamentou o parágrafo único do art. 27 da Lei 4.771, de 15 de dezembro de 1965 (Código Florestal), mediante o estabelecimento de normas de precaução relativas ao emprego do fogo em práticas agropastoris e florestais;

Fonte: Elaborada pela autora.

Outra contribuição de destaque da década de 90 foi o reconhecimento do caráter conservacionista das terras indígenas brasileiras e sua integração à política nacional de gestão das áreas por meio do Programa Piloto de Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG7). O Programa contribuiu para a integração da política indígena brasileira à política ambiental através do Projeto Integrado de Proteção às Populações e Terras Indígenas da Amazônia Legal-PPTAL (MEDEIROS, 2003). Suas atividades de conservação, fortalecimento de instituições de pesquisa e proteção às terras

Foi também na década de 90 que se iniciou a criação das Reservas da Biosfera. Foi ratificada a Convenção sobre Áreas Úmidas reconhecendo Sítios de Importância Internacional, denominados Sítios Ramsar (MEDEIROS, 2003). Mesmo com tais regulamentações fazia-se necessária a criação de um instrumento para cingir todas as disposições até então estabelecidas. Devido a essa necessidade, no ano de 1992, foi entregue ao então Presidente da República um ante-projeto elaborado pela Fundação Pro-Natureza (FUNATURA) que seria apresentado como o Projeto de Lei (PL) nº2892/92.

O PL prosseguiu causando polêmica entre preservacionistas, conservacionistas, socioambientalistas e ruralistas em especial no que tangia a questão das populações tradicionais, a participação popular no processo de criação e gestão de UCs e as indenizações para desapropriações (MERCADANTE, 2001). Após 8 anos de tramitação e discussão obteve-se a aprovação do texto com algumas alterações configurando a atual Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, Lei 9.985/2000).

Schenine et al (2004), destacam que a Lei passou a auxiliar o ordenamento das demais leis até então dispostas sobre as diversas categorias de manejo, além de definir critérios e normas para o estabelecimento e gestão das áreas protegidas, sejam estas federais, estaduais ou municipais. Segundo, Medeiros (2003) a divisão dos tipos de unidades de conservação em *Uso Sustentável* e *Proteção Integral* contemplou estratégias distintas de gestão dessas áreas. Com isso, atenuou-se a discussão entre os diferentes grupos interessados na questão e mantiveram-se

apontamentos preservacionistas presentes no texto original elaborado pela FUNATURA.

O autor ainda destaca que o SNUC foi um instrumento que não apenas incorporou de uma única vez parte das áreas protegidas prevista pela legislação brasileira até então, como abriu espaço para que novas categorias fossem criadas ou incorporadas a partir de experiências originais desenvolvidas no país (MEDEIROS, 2003). Castro Jr. et al (2009) destaca também que o SNUC possibilitou a integração da gestão das diferentes categorias de UCs nas diferentes esferas de governo (e mesmo particulares), criando um sistema que pode ser coletivamente planejado. Outra estratégia que se desenhou a partir do SNUC corresponde ao Mosaico de Unidades de Conservação que pode se configurar por meio da junção física de UCs, trazendo implicitamente para a conservação brasileira o conceito de Corredores Ecológicos (CASTRO JR. et al, 2009).

Em contrapartida, diferentes estudos demonstram a preocupação com os novos desafios para a conservação *in situ* que os avanços promovidos pela Lei 9.985/2000 trouxeram consigo (CASTRO JR. et al, 2009; VALLEJO, 2002; BRITO, 2000; PÁDUA, 2003; MEDEIROS, 2003; SANTOS e TABARELLI, 2003). Entre eles pode-se destacar:

- O financiamento do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e a própria Sustentabilidade Financeira do SNUC;
- O planejamento e gestão do território a longo prazo associando o desenvolvimento à conservação ambiental;
- A efetividade na Gestão das Unidades de Conservação;
- Os conflitos e o pagamento de indenização nas áreas desapropriadas;
- A ausência de base técnica na delimitação da área a ser destinada à Unidade de Conservação;
- A falta de incentivo aos usos previstos para cada Categoria de UC evitando o abandono e promovendo a inserção das áreas no desenvolvimento econômico local e regional;
- O estabelecimento da Compensação Ambiental e o direcionamento dos recursos provindos para as Unidades de Conservação de Proteção Integral; e
- O fortalecimento do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas.

Por fim, conforme relatório da WWF (2008), a conservação da biodiversidade *in situ*, por meio da criação e implantação de UCs, é uma ferramenta indispensável para que o Brasil consiga cumprir os compromissos constitucionais internos e acordos internacionais firmados. Além do mais, é primordial para a preservação dos bens naturais, minimização dos problemas oriundos da 'crise ambiental' e promoção da qualidade de vida da sociedade (WWF, 2008).

Considerando essa necessidade o histórico nacional, apesar de momentos de retardo em relação ao cenário mundial, deve prosseguir seu desenho integrando-se com as diversas escalas de planejamento e gestão do território. MONOSOWSKI, 1989, já destacava que, por mais sofisticada que a legislação ambiental brasileira se caracterizasse, uma das possíveis causas para as suas limitações (além da falta de recursos) seria a dissociação entre os seus objetivos e as estratégias de desenvolvimento adotadas. No mais, o aqui exposto reforçou que as iniciativas de conservação, sejam elas apenas discussões ou ações concretas da política pública, foram norteadas por um comportamento mitigatório dos indivíduos. E, o descrito por Monosowski (1989), seja uma necessidade a ser atrelada à continuidade das ações de conservação. Uma vez que a perda do bem-estar proporcionado pela biodiversidade não interfere apenas nas opções individuais, mas também no desenvolvimento econômico de todo o país.

CAPÍTULO III

ECONOMIA DA BIODIVERSIDADE

A escassez de recursos exige eficiência dos sistemas produtivos. A redução da diversidade biológica pode também promover essa escassez. Assim a biodiversidade torna-se importante de ser analisada da ótica econômica. Os recursos naturais são inseridos na economia como “capital natural” integrante e relevante no processo de produção de bens e a opção de proteger ou não uma área ou espécie corresponde à decisão do “*o que fazer*” com um determinado componente capital natural. Essa percepção é enfatizada pela CDB no livro base para a COP-8⁹, que destaca o anseio de integrar a biodiversidade em planos intersetoriais relevantes e nos processos decisórios nacionais (Artigo 6 (b)); além de destacar que “... a Convenção requer que as Partes identifiquem por elas mesmas aqueles componentes da biodiversidade que são importantes para a conservação e uso sustentável (Artigo 7), priorizando as categorias identificadas no Anexo I da Convenção.”¹⁰ Além de suas importâncias: científica, cultural e econômica, bem como sua representatividade (área), unicidade e associação a processos evolutivos biológicos essenciais.

A CDB (2006) propõe que seja considerado o valor econômico que a biodiversidade possui e o mostra como item a ser incorporado no momento de decidir acerca de conservar determinado recurso. No entanto, considerar o valor de cada espécie nem sempre é tarefa fácil. Isso por que não se sabe qual será o valor que esta possuirá no futuro, tanto no que diz respeito ao valor social quanto ao valor econômico (matéria-prima, desenvolvimento tecnológico) (NOGUEIRA et all, 1998).

É de amplo conhecimento que os recursos da biodiversidade que compõem a base produtiva mundial estão cada vez mais escassos, tornando-a frágil e limitada. Sendo assim, mesmo em um ambiente de incertezas quanto à importância futura de um dado recurso há de se tomar decisões. Ao proteger uma determinada área pode-se estar protegendo informações futuras sobre a biodiversidade que podem vir a proporcionar um ganho de bem-estar ao ser humano. Além disso, está se atribuindo no presente um possível valor que o recurso terá no futuro.

⁹ A Conferência das Partes (COP-8) aconteceu no ano de 2006, em outubro de 2010 aconteceu em Nagoya (Japão) a COP-10.

¹⁰ Essas categorias são: Ecossistemas e habitats; Espécies e Comunidades; Genes e Genomas.

Como, então, se estimar o valor econômico desse componente do capital natural cercado de tantas incertezas? Economistas argumentam que é necessário estimar o Valor Econômico Total (VET) da diversidade biológica. Identificar o VET no intuito de reduzir as incertezas sociais e econômicas acerca da biodiversidade pode ser um instrumento que evidencie caminhos para as novas políticas públicas identificarem o “investimento ótimo” a ser feito em se tratando de conservação da biodiversidade. Isso porque, segundo Motta (1997) determinar o valor econômico de um recurso ambiental é estimar o valor monetário deste em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia. Frente a um orçamento limitado, característico da gestão pública, o gestor terá que equacionar o problema de alocar um orçamento financeiro limitado diante das inúmeras opções de gastos que visam diferentes opções de investimentos ou de consumo (MOTTA, 1997).

Alheios à identificação do Valor Econômico Total (VET) que um recurso natural apresenta para os indivíduos e ao valor tolerável pela sociedade a ser despendido para a conservação, instituições públicas e privadas, investem na manutenção de estratégias de conservação. Essas estratégias geralmente estão relacionadas com a conservação *ex situ* e *in situ*. No entanto, não se sabe se os valores dispensados para esta ação são aquém ou além do necessário para recuperar ou manter determinado recurso natural. Além disso, não se tem, na maioria dos países, uma análise econômica para identificar se os benefícios gerados pela conservação suplantam os custos auferidos pela mesma ou ainda, se o investimento é desejável pela sociedade.

Para o economista esse problema de ordenar opções excludentes, pode evidenciar que se a soma dos gastos de todas as opções não excede o total do orçamento financeiro disponível, então todas as opções poderão ser implementadas. Porém, se o total de gastos previstos é maior que o orçamento disponível, o gestor será obrigado a escolher um conjunto de opções em detrimento de outro. Ou seja, haverá a necessidade de ordenar as opções que devem ser preferíveis em relação a outras. Com isso, as opções com maior incerteza e, em consequência, com maior risco, passam a fazer parte de um grupo que possivelmente não será abrangido pelo orçamento. Esse é o caso da conservação da biodiversidade. Isso porque não há respostas conclusivas acerca de *“Qual o valor dos benefícios da conservação da biodiversidade em comparação com os custos da sua manutenção?”*

Essa e outras perguntas têm sido respondidas por meio da aplicação de **métodos de valoração econômica de bens e serviços ambientais**. Para reduzir os riscos e incertezas faz-se necessário considerar os métodos e a teoria disponível referente aos valores que compõe o Valor Econômico Total de um recurso natural. Uma vez conhecidos, compreendidos e calculados esses valores ficam disponíveis para a realização de análises econômicas de viabilidade para a tomada de decisão no intuito de auxiliar na visualização das opções mais eficientes.

3.1 O VALOR ECONÔMICO TOTAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Uma das contribuições da Economia da Biodiversidade é a de atribuir valor econômico aos bens e serviços ambientais que não possuem valor de mercado. Na ausência de preços de referência, os investimentos e os gastos demandados para garantir a oferta desses bens e serviços são difíceis de serem mensurados, sendo frequentemente subestimados. Uma alternativa relevante para iluminar o processo de tomada de decisões é analisar os componentes do Valor Econômico Total¹¹ da diversidade biológica e dos bens e serviços provenientes da biodiversidade.

$$\mathbf{VET = VUD + VUI + VO + VQO + VE}$$

Onde:

VET: Valor Econômico Total

VUD: Valor de Uso Direto

VUI: Valor de Uso Indireto

VO: Valor de Opção

VQO: Valor de Quase-Opção

VE: Valor de Existência

¹¹ É possível encontrar variações na representação da fórmula do VET, um exemplo, é a fórmula proposta pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). O órgão descreve os componentes da fórmula como: $VET = VUD + VUI + VNU + VI$ Sendo: VNU = Valor de Não Uso e VI = Valor Intrínseco. No Brasil, o VET também é conhecido como VERA (Valor Econômico dos Recursos Ambientais), sigla proposta por MOTTA, 1997, que representa a fórmula como: $VERA = VUD + VUI + VO + VNU$.

Valor de Uso Direto: um determinado recurso ambiental pode ser caracterizado como fonte de matéria-prima de produtos medicinais e científicos, de lazer, de recreação e de satisfação hedônica (MOTA, 2006). Isso permite que seja agregado a ele um valor por possibilitar ao ser humano estes usos.

Valor de Uso Indireto: todo recurso ambiental possui uma função ecológica, isso por que determinados recursos armazenam muitas espécies que contribuem para a manutenção da biodiversidade (MOTA, 2006). O exercício dessa função confere ao recurso um valor que pode influenciar indiretamente o bem-estar do ser humano e por isso é passível de mensuração e inclusão no VET. Essa influência indireta mencionada pode ser exemplificada na prática pela regulação climática ou conservação de recursos hídricos possibilitada por uma Unidade de Conservação.

Valor de Opção: reflete a preferência das pessoas em pagar no presente para que haja preservação de espécies, de locais de visitação e serviços ambientais em geral no futuro. É a disposição a pagar para que seus descendentes usufruam dos Usos Diretos e Indiretos desfrutados pelos indivíduos no presente (MORSELLO, 2001).

Valor de Quase-Opção: corresponde à disposição a pagar pela possibilidade futura de utilização de certo recurso para o qual não se conhece uso atualmente (MORSELLO, 2001). É o caso, por exemplo, de uma espécie endêmica: existe em um local X, não existe um uso específico para a mesma, no entanto, se retirada da área perde-se a possibilidade de descobrir um uso futuro (aplicação em medicamentos). Em suma, é o valor atribuído à biodiversidade considerando-se um benefício que esta poderá proporcionar por meio da descoberta de novos usos ou aplicações.

Valor de Não-Uso ou Valor de Existência: é um valor cuja motivação para gerá-lo advém de valores humanos relacionados com princípios morais como perpetuação da espécie, a filosofia do legado, a benevolência para com as pessoas e entidades da sociedade, a simpatia e o respeito em relação aos seres vivos, as funções ambientais e ecológicas exercidas pelos recursos naturais e a responsabilidade ambiental de deixar para as futuras gerações um mundo limpo (MOTA, 2006). Para Marques e Comune (1995), o valor de não-uso, valor intrínseco ou valor de existência reflete um valor que reside nos recursos ambientais,

independentemente de uma relação com os seres humanos, de uso efetivo no presente ou de possibilidades de uso futuro.

Ao se analisar cada um dos componentes do VET percebe-se que os mesmos tornam-se mais intangíveis à medida que se afastam do Valor de Uso Direto. Em consequência, a mensuração desses valores se dará de maneira indireta. Como exemplo desta variação pode-se citar um exercício de determinação do VET de uma unidade de conservação do tipo Reserva Extrativista.

Em uma RESEX, o consumo de Produtos Florestais Madeireiros (PFMs) e Não Madeireiros (PFNMs) caracterizam-se como Valores de Uso Direto da UC/RESEX e pode ser identificado facilmente pelo preço de mercado dos PFMs e PFMNs em um dado momento do tempo. Esses valores considerados ao longo de uma horizonte de tempo e descontados para valores presentes nos fornece o Valor de Opção dos PFMs e PFMNs da RESEX. No entanto, ao tentar identificar o último componente do VET, percebe-se que não há um preço de mercado que evidencie o valor que a Reserva Extrativista possui pelo simples fato de existir. Faz-se necessário, então, identificar esse valor por meio de métodos que evidenciem a Disposição a Pagar de um dado grupo de indivíduos para que a área continue existindo.

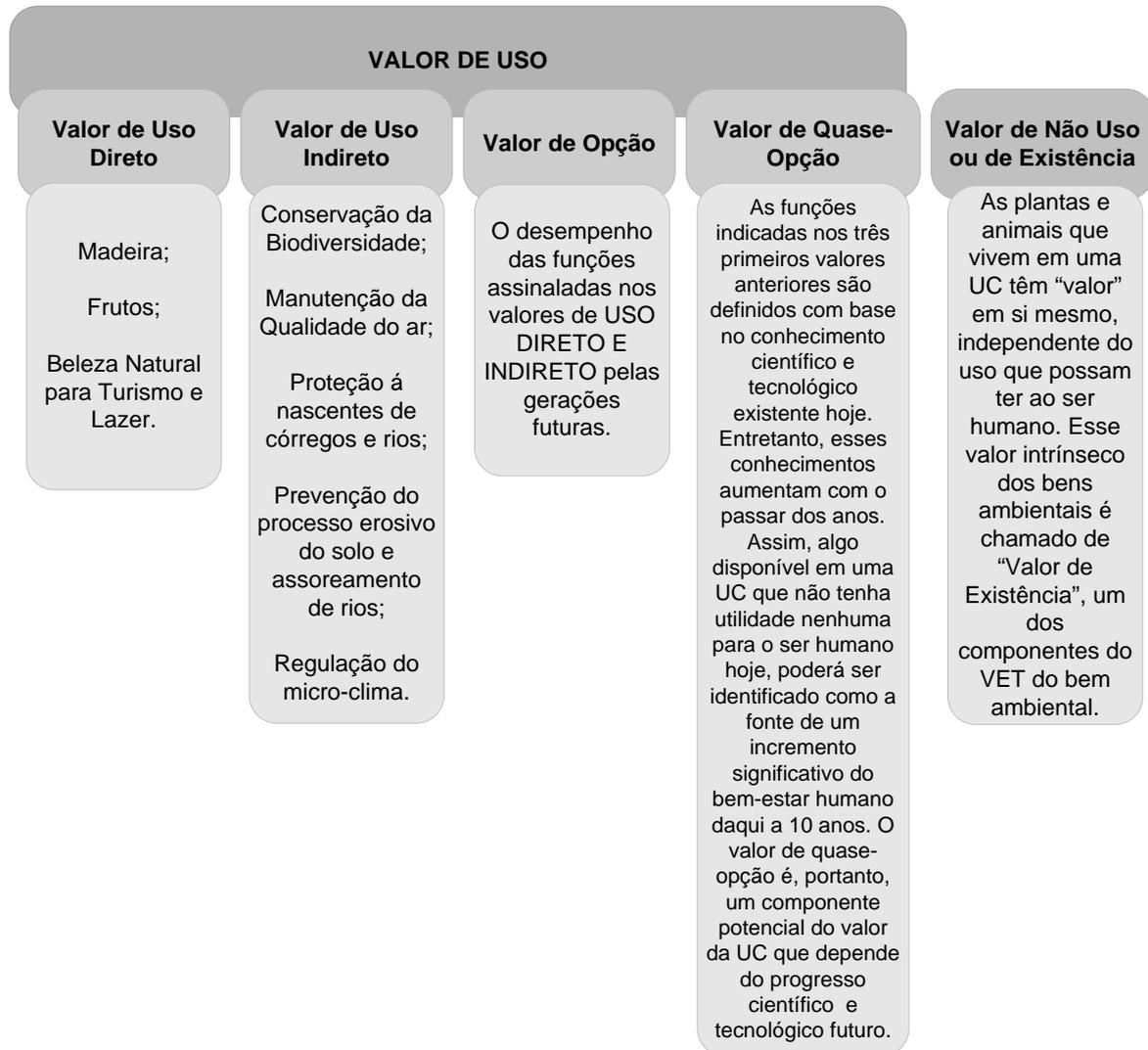
Estimar, assim, o Valor Econômico Total por meio da determinação de alguns ou de todos seus componentes pode auxiliar na identificação de quais recursos são relevantes à sociedade e por isso passíveis de serem conservados. Mensurar o VET também contribui para a determinação do cálculo das perdas ocasionadas por danos ambientais acidentais ou decorrentes do uso não eficiente dos recursos disponíveis. Ou seja, seus métodos podem ser empregados na cotação da Compensação por Danos Ambientais.

Em suma, a valoração econômica do meio ambiente passa pelo cálculo do VET para o bem, serviço ou dano ambiental sob análise. No entanto, o valor econômico total do meio ambiente não pode ser integralmente revelado por relações de mercado (MARQUES & COMUNE, 1995). Nesse contexto, o problema prático com valoração econômica é obter estimativas plausíveis a partir de situações reais onde não existem “mercados aparentes” ou existem “mercados muito imperfeitos”.

Em se tratando de Unidades de Conservação, os bens ou serviços a serem inseridos nos valores acima descritos irão se modificar conforme os usos permitidos pela legislação para cada tipo de Unidade. Como exemplo, podemos destacar uma Área de Preservação Ambiental (APA) e um Parque Nacional (PARNA). Os usos permitidos na APA são distintos dos permitidos em um PARNA, com isso os bens e serviços utilizados para calcular o VET das referidas unidades de conservação poderão ser diferenciados (Figura 1). Da mesma forma, os danos à biodiversidade em cada um dos casos poderão apresentar diferentes magnitudes.

Diferentes estudos buscam identificar e mensurar economicamente os custos e os benefícios do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Desses estudos percebe-se que em relação aos custos, há uma significativa variação em seus montantes dependendo da fase de implantação e de consolidação da UC. Do lado dos benefícios, percebem-se algumas significativas dificuldades em mensurá-los. Segundo Morsello (2001), os custos relacionados com a criação de UCs estão geralmente atrelados à aquisição da área, manejo, manutenção, infraestrutura e sacrifício da atividade com potencial de desenvolvimento na área. Em seu estudo a autora divide os custos em: *Custos de Seleção* que inclui as fases de planejamento e implementação e os *Custos com o Manejo a Longo Prazo*.

Figura 1: Simulação do Valor Econômico Total de uma Unidade de Conservação do tipo APA



Fonte: Adaptado de NOGUEIRA, 2010.

3.1.1 Custos de Planejamento e Implementação

Morsello (2001) compilou o primeiro grupo de custos de uma UC por meio da denominação Custos de Seleção. Esse grupo foi dividido pela autora em Custos Diretos, Custos Indiretos, Custos de Oportunidade e Custos Futuros.

Custos diretos são descritos como os gastos diretos e são mais facilmente entendidos em relação aos demais. Geralmente aparecem de forma clara nos orçamentos e é a primeira pressão negativa na viabilidade de criação da área perante o orçamento público. Os *Custos Indiretos* são as despesas decorrentes de impactos na produção ou na cultura das populações contidas na área de implantação da UC ou no entorno. Além desses devem ser adicionados custos sociais provenientes da adoção de medidas restritivas nas áreas a serem destinadas à conservação. No caso dos *Custos de Oportunidade*, a autora considera que a destinação da área para a conservação implica em excluir as possibilidades de uso da área para outros fins (atividades agrícolas, pecuária, consolidação de comunidades). Isso acarreta o sacrifício dos rendimentos que essas atividades poderiam proporcionar e deve ser considerado como um dos custos do processo de seleção de uma UC.

Por fim, Morsello (2001) descreve os denominados *Custos Futuros* que consistem em prever no momento da seleção da área os possíveis gastos que serão demandados pelo manejo da UC. Isso é possível, pois a elaboração do Plano de Manejo está inserida como uma das atividades das etapas de planejamento e implementação. Ao considerar os custos futuros planeja-se de maneira mais adequada uma área conservada condizente com o ambiente em que se insere. Isso é bem explicado pela autora que destaca duas situações diferentes: a primeira considerando apenas o tamanho da área e a segunda considerando o tamanho relacionado com o ambiente onde estará inserida a UC. No primeiro caso, os custos são menores quando as UCs são maiores, isso por que o efeito de borda é menor, demandando menos atividades de manejo. Já no segundo caso, a autora explica que grandes UCs devem ser implantadas em locais de difícil acesso, onde a própria localização proporciona uma barreira contra ameaças e dispensa custos de

fiscalização. Já as UCs menores se forem estabelecidas em áreas onde a pressão externa é maior, fica mais fácil cobrir a área com ações de fiscalização.

3.1.2 Custos de Manejo

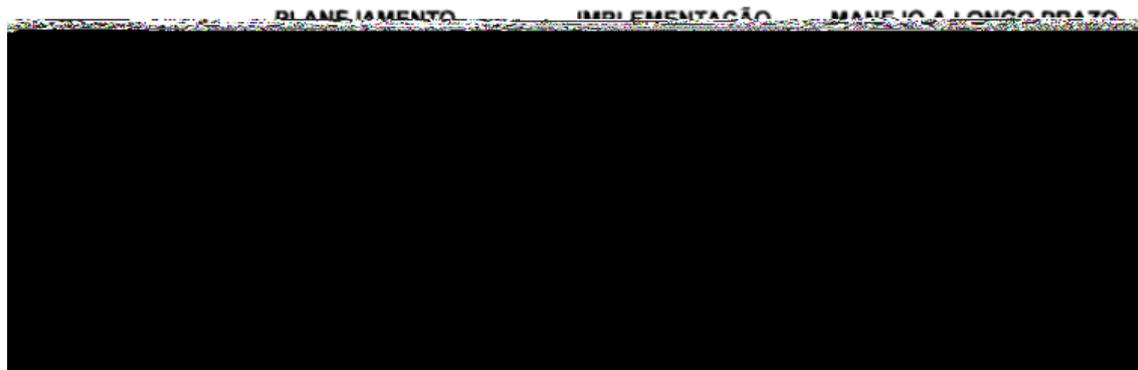
Estão divididos por Morsello (2001) em *custos diretos* e *indiretos*. Os **custos diretos** correspondem aos *custos operacionais e administrativos de proteção, o manejo e monitoramento dos recursos naturais, os programas de uso público e educação ambiental, a operação e manutenção da UC*. Para tanto, o dispêndio se dá com o pagamento de pessoal, manutenção e operação de veículos e infraestrutura, novas construções, compra de terras e desenvolvimento de novos programas. Considerando a escassez de recursos também na fase de manejo, a autora descreve uma forma de seleção de UCs para que os gastos sejam mais eficientes. Segundo ela, os investimentos tendem a não ter um bom resultado em UCs que sofrem muitos impactos, nem em unidades mais intactas. Sendo assim, sugere que na triagem sejam priorizados investimentos em UCs mais equilibradas, quanto às interferências externas e os recursos internos, assim os benefícios do investimento se acentuam (DIXON & SHERMAN, 1991 apud MORSELLO, 2001).

Quanto aos **Custos Indiretos** da fase de manejo a autora destaca duas categorias: os *custos relativos a uma compensação monetária* resultante de conflitos com a sociedade, como o exemplo já citado de ataque de um animal silvestre a um animal doméstico; e os *custos referentes à uma compensação por meio da realização de melhorias nas comunidades envolvidas*, como por exemplo, construção de escola, posto de saúde ou instalação de energia elétrica. Essa compensação seria paga como consequência de uma restrição ocasionada pela UC que tenha acarretado perdas às comunidades.

Considerando os Custos de Planejamento, Implementação e Manejo Morsello (2001) ainda representa em seu estudo as etapas que mais demandam recursos financeiros e as atividades correspondentes a cada etapa (Figura 2). A etapa de implementação corresponde a que mais demanda investimentos e por mais que os

custos em alguns momentos se sobreponham há uma sequência clara entre esta e as demais etapas (MORSELLO, 2001).

Figura 2: Diferentes Fases e Custos associados à implementação de áreas protegidas.



0-3 anos: delimitação reserva; aspectos políticos; plano de manejo.
5-7 anos: treinamento de pessoal; materiais e equipamento; construções; administração; assistência especializada; estudos; aquisição da terra.
10 →: pessoal; operação; programas.

Fonte: MORSELLO, 2001

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) possui uma projeção dos custos do SNUC feita por meio do denominado *Sistema de Projeção de Investimentos Mínimos para a Conservação*. Esse sistema corresponde a um conjunto de planilhas com base no módulo financeiro do aplicativo de computador *Minimum Conservation System* (Micosys) desenvolvido pelo Banco Mundial (MMA, 2009). Por meio deste sistema foi possível estimar despesas decorrentes das UCs e os investimentos mínimos necessários para o SNUC, incluindo infraestrutura para equipamentos nas sedes dos órgãos gestores e escritórios regionais, além de realizar projeções de cenários futuros (MMA, 2009).

A classificação de Morsello (2001) e o Sistema de Projeção utilizado pelo MMA podem ajudar na análise dos custos que uma iniciativa de conservação como o SNUC demanda. Porém, na prática, os **custos reais** se distanciam significativamente dos **custos considerados ideais** pela teoria. Quanto aos benefícios a dificuldade

não está em sanar a diferença entre a projeção da teoria e a aplicação prática, mas sim, na dificuldade de expressar monetariamente os benefícios que iniciativas de conservação como o SNUC proporcionam aos indivíduos.

Segundo Motta (1997) a estimação dos benefícios requer primeiro capacidade de identificá-los e em segundo, a definição de critérios que tornem suas estimativas comparáveis entre si e no tempo. Quando esses benefícios refletem o valor de mercado dos bens e serviços comprados ou vendidos torna-se fácil estimá-los. No entanto, nem sempre os bens e serviços fornecidos pelas áreas conservadas possuem valor de mercado e, considerando que é necessário comparar custos e benefícios por meio de uma mesma unidade de medida, surge a necessidade de mensurar o que, em primeira instância é tido como sem valor monetário.

Isso porque os benefícios ambientais são categorizados como sendo *bens públicos* ou ainda, como sendo *recursos de livre acesso*. Ambos não possuem seus valores refletidos no sistema de mercado. Em certas situações, por outro lado, existe um mercado que precifica alguns serviços. No entanto, sabe-se que há subestimação dos preços praticados, que não refletem o custo de oportunidade do recurso usado. Um exemplo, refere-se à cobrança da água que não reflete o custo ambiental causado pela geração e manutenção da qualidade deste recurso (TAVARES et al. 1999).

Nesse processo de mensuração dos benefícios também surgem dificuldades relacionadas com o desconhecimento científico acerca de benefícios reais e potenciais que áreas conservadas podem fornecer; assim como sobre qual a parcela mínima de território que as áreas conservadas devem apresentar para a efetiva geração desses benefícios; sobre como deve ser o desenho espacial (formato geométrico) de uma UC para potencializar a geração de benefícios ambientais e conservar maior número de características biológicas; e sobre que propriedades os organismos vivos possuem e que beneficiam o ser humano (MARTINS E SANO, 2009; SANTOS & TABARELLI, 2003; PRESSEY, 1994; CLARKE, 2001).

Além disso, ou em decorrência disso, existem também as incertezas econômicas relacionadas com a disponibilidade de demanda para absorver a oferta desses benefícios traduzidos atualmente como serviços ambientais. Rojas e Aylward (2003) diante do crescente número de publicações sobre o assunto na Costa Rica

elaboraram uma revisão de literatura em um livro levantando críticas acerca dos aprendizados sobre serviços ambientais naquele país. Nessa revisão, os autores destacam, entre outros instrumentos para alavancar o mercado de serviços ambientais, dois criados para incentivar o mercado de carbono no país: o *Certificado de Mitigación de Emisiones de Carbono (CTO)* e as *Actividades de Implementación Conjunta (AIC)*. Segundo os autores,

Rica nunca recibieron el nivel de ingresos esperado con la venta de los CTOs, e inclusive algunos no recibieron financiamiento alguno de los certificados de carbono. A pesar de la disponibilidad de créditos de carbono en el mercado, la demanda no ha sido significativa, y los únicos proyectos forestales que recibieron financiamiento de los certificados de carbono fueron Ecoland y el proyecto Costa Rica-Noruega. El Proyecto de Áreas Protegidas (PAP) consolidó un millón de toneladas de carbono que fueron certificadas por Société Generale de Surveillance (SGS), pero los CTOs

As dificuldades de mensurar benefícios fazem com que não se tenha conhecimento total sobre o valor futuro dos recursos advindos da biodiversidade. Aprender mais sobre o valor que os recursos naturais apresentam com o passar do tempo, pode ser racional (do ponto de vista econômico) para conservar os recursos que de outra forma poderiam ser utilizados ou alterados irreversivelmente (ARROW E FISHER, 1974). Nessa perspectiva, diferentes autores tentam reduzir as incertezas e dificuldades na mensuração dos benefícios das UCs aplicando diferentes Métodos de Valoração Econômica para a sua determinação. Em 1993, a EMBRAPA/CENARGEM realizou um estudo que objetivava identificar a Disposição a Pagar dos usuários pelos serviços ambientais fornecidos pelo Parque Nacional de Brasília. Motta (1997) destaca treze estudos com aplicação dos Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente no intuito de mensurar os custos ou benefícios da conservação da biodiversidade¹². Posterior a estes estudos, podem ser citados:

- SILVA E LIMA, 2004: valoração do Parque Chico Mendes;
- OBARA, 2006: valoração da Estação Ecológica de Jataí;
- ORTIZ et al, 2001: valoração econômica do Parque Nacional do Iguaçu;
- BOTELHO, 2005: valoração do Parque Municipal do Itiquira;
- FRITSCH, 2005: valoração do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães;

¹² Ver em: *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. Rio de Janeiro. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

- MIKHAILOVA & BARBOSA, 2004: valoração do serviço recreativo oferecido pelo Parque Estadual do Rio Doce/MG;
- SANTOS et al, 2000: mensuração do descrito por eles como “Valor Sócio-econômico Total” da Estação Ecológica de Jataí (MAY & CAMPHORA, 2006).

3.2 MÉTODOS DE VALORAÇÃO ECONÔMICA E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Os Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente a primeira vista apresentam-se em grande quantidade. Em uma avaliação secundária e mais detalhada percebe-se que esses se diferenciam basicamente pela abordagem que cada autor confere à sua categorização, percepção esta que reduz significativamente os métodos disponíveis. Conforme Bateman e Turner (1992), os Métodos de Valoração podem ser divididos em duas categorias: um grupo que se apóia em abordagens com curva de demanda e outra categoria com abordagem sem a curva de demanda (Figura 3). Seguindo a categorização dos autores tem-se:

A) Métodos para valoração monetária do meio ambiente com abordagem COM curva de demanda:

1. Método de preferência expressa:
 - 1.1 Método de Valoração Contingente
2. Método de preferência revelada:
 - 2.1 Método de Custos de Viagem;
 - 2.2 Método de Preços Hedônicos;

B) Métodos para valoração monetária do meio ambiente com abordagem SEM curva de demanda:

1. Método Dose-Resposta;
2. Método de Custo de Reposição;
3. Método de Comportamento Mitigatório;

3.1 Método de Custos Evitados ou Gastos Preventivos.

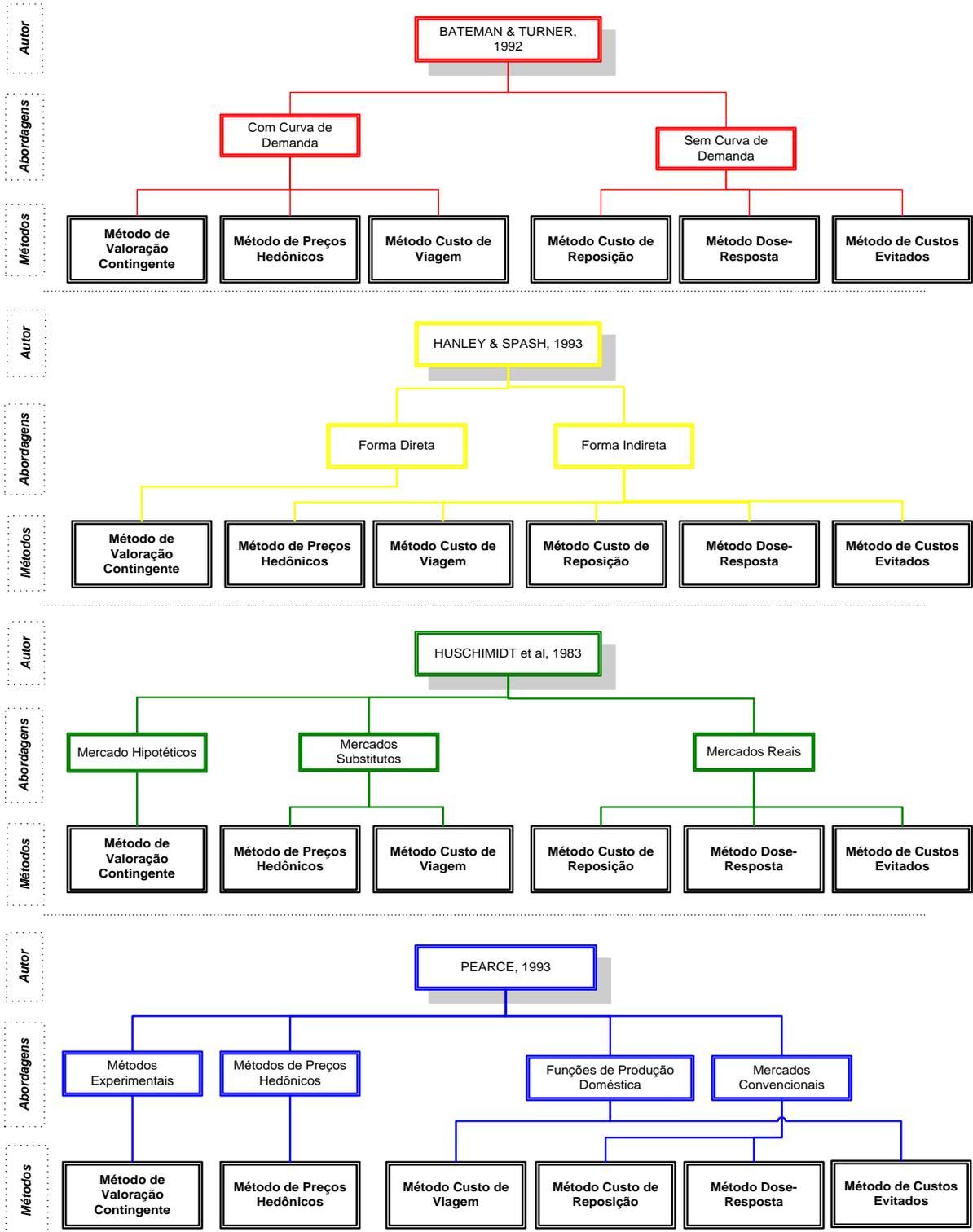
Outros autores também criaram categorizações para os métodos de valoração. Dentre estes destacam-se Hufschmidt *et al.* (1983) – cuja categorização é utilizada pelo NOAA – e Pearce (1993). No entanto, o que se modifica da classificação acima é basicamente a determinação da abordagem atrelada a cada método (Figura 3).

Hanley e Spash (1993), por exemplo, que também criaram uma categorização para os Métodos da Valoração Econômica do Meio Ambiente, classificam-nos em *métodos diretos* onde a base para obtenção é a disposição a pagar ou *métodos indiretos* que se baseiam em situações de mercado para definir o valor do serviço ambiental. Os autores ainda destacam que os métodos de valoração econômica ambiental são instrumentos analíticos com aplicações que se expandiram de recreação ao ar livre (*outdoor recreation*) para bens públicos tais como vida selvagem, qualidade do ar, saúde humana e estética (HANLEY & SPASH, 1993).

Além dos métodos explicitados na categorização de Bateman e Turner (1992) há também o método denominado como Método Custo de Oportunidade. Para aplicação de qualquer desses métodos é importante lembrar Hanley e Spash (1993, p.3) quando afirmam que a aplicação de métodos sem a compreensão dos fundamentos teóricos cria a “falsa impressão da robustez dos resultados” (MUELLER, 1992) e isso pode sacrificar prematuramente uma metodologia. É o caso dos métodos de valoração cujas aplicações ainda são recentes e necessitam de exercícios coerentes para serem avaliadas como bons instrumentais de análise.

O Método dos Custos Evitados (MCE) configura-se neste trabalho como o método pelo qual se pretende responder a pergunta norteadora já exposta, sendo assim, e considerando o descrito por Hanley e Spash (1993) e Mueller (1992), visa-se descrever melhor a teoria envolvida neste método.

Figura 3: Categorização dos Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente conforme os principais autores.



Fonte: NOGUEIRA et al, 1998. Elaborada pela autora.

3.2.1 Método dos Custos Evitados na valoração ambiental.

A noção de auto-proteção ou escolhas de defesa não é nova na literatura. Hirsch (1976) foi o primeiro autor a introduzir o conceito de consumo defensivo, ou seja, consumo induzido por externalidades negativas de crescimento. O conceito proposto inicialmente por Hirsch diz respeito a um conjunto mais amplo de escolhas do que as provocadas pela degradação ambiental. O conceito, entretanto, tornou-se particularmente popular na literatura ambiental (ANTOCI et al, 2004¹³).

Inicialmente, deve-se considerar o fato de que o ser humano, diante de um dano ambiental ou da possibilidade de perdas de bem-estar em decorrência da redução da qualidade ambiental tende à prevenir-se (NOGUEIRA et al, 1998). Ou seja, adotará medidas de auto-prevenção por meio de bens substitutos para desfrutar do mesmo bem estar por meios alternativos ao menor custo possível. A literatura geralmente exemplifica essa demanda social por meio da poluição da água. Para evitar danos à saúde¹⁴ ocasionados pela água de baixa qualidade, os indivíduos tendem a ferver a água encanada de suas residências, comprar água mineral engarrafada e/ou ainda instalar filtros purificadores do recurso. Esses são gastos preventivos em bens substitutos à água fornecida pela companhia de abastecimento.

Gastos preventivos com bens substitutos são geralmente mais visíveis em cidades. Além da adoção da água mineral, podem ser citados: gastos com máscaras, por pedestres ou ciclistas, para amenizar os efeitos da poluição do ar causada por automóveis; aquisição de ar condicionado nas residências e prédios comerciais para evitar os efeitos do aquecimento global; ou ainda gastos com blindagem de janelas para evitar os efeitos da poluição sonora (ANTOCI et al, 2004). Segundo Pearce (1993), ao dispenderem recursos com a aquisição desses produtos, os indivíduos estão evidenciando uma percepção acerca da importância que a característica ambiental apresenta. Numa visão de contrapartida Musu (2000) destaca que considerando um dano ambiental e a iniciativa dos indivíduos em prevenir-se se pode entender o quanto as pessoas valoram o dano ambiental ocorrido.

¹³ Antoci et al, 2004 citam estudos que disseminaram o termo auto-proteção na literatura ambiental: ARONSSON et al, 1999; DASGUPTA et al, 1997; KADEKODI & AGARWALL, 2000; HAMILTON 1994,1996; HARTWICK, 1990; LIMA & MOFFITT, 1993; VAN DIEREN, 1995, SÃO VICENTE, 2000.

¹⁴ Que tendem a apresentar custos de tratamento maiores do que os custos de prevenção.

O esgotamento ou escassez de muitos recursos naturais que estavam disponíveis livremente nas economias desenvolvidas há algumas décadas (por exemplo, prados, bosques, ar e qualidade da água, etc ..) induz um aumento do número de agentes que em seu consumo substituem esses bens ambientais por bens privados que podem satisfazer as mesmas necessidades (ANTOCI¹⁵ et al, 2004). Os gastos associados às ações desse consumo para amenizar os efeitos da degradação ambiental são considerados pelo método como uma aproximação do valor econômico de um recurso ou dano ambiental. Sendo assim, pode se dizer que o MCE valora indiretamente, por meio de estimativas dos gastos incorridos pela aquisição de bens substitutos. Esses por sua vez são adquiridos com a função de manterem a quantidade consumida pelo indivíduo ou a qualidade do recurso ambiental em questão (ORTIZ, 2001).

Nessa perspectiva de “custos evitados” por meio de “gastos preventivos” o MCE é encontrado na literatura com diferentes denominações. Além de ser descrito como Método dos Custos Evitados, encontra-se representado como Método de Comportamento Mitigatório, Método dos Gastos Preventivos ou Método dos Gastos Defensivos. Independente da nomenclatura o que interessa ser compreendido para a aplicação do método é que este é descrito na teoria econômica por uma Função de Produção Doméstica. Essa função é similar à representada pelo processo produtivo das firmas. No caso das firmas ocorre a produção de bens e serviços pela inclusão de insumos no processo. No caso das famílias, a entrada de insumos no processo irá gerar serviços que proporcionam utilidade positiva às mesmas (HANLEY & SPASH, 1993 apud NOGUEIRA et al, 1998).

Outra observação desses autores quanto a essa comparação é que tanto as firmas quanto as famílias irão substituir ou melhorar seus insumos em decorrência da mudança da qualidade do recurso que estava sendo utilizado. Para tanto, devem considerar nos custos originados por essa substituição não apenas o valor do insumo, mas todo o dispêndio para adotá-lo (gastos de combustível para ir até o supermercado comprar a garrafa de água mineral, por exemplo). Esses gastos

¹⁵ Esse autor intui, em mais de um estudo, a hipótese de que os gastos defensivos originariam um ciclo negativo ao meio ambiente: ao se prevenir por meio da aquisição de bens substitutos os indivíduos estariam estimulando a produção que, por sua vez ocasiona o aumento da degradação ambiental.

associados também expressam uma predisposição para não ser afetado pela redução da qualidade da água (NOGUEIRA et al, 1998).

Para operacionalizar o método faz-se necessário o manuseio dos dados por meio de modelagem econométrica, o que exige grande rigor para que se evite questões relacionadas ao viés de variáveis omissas que corresponde à adoção de variáveis que não possuem relação com os custos auferidos. Ou ainda problemas relacionados à multicolinearidade (interdependência entre duas ou mais variáveis explicativas em modelos de regressão), escolha da forma funcional (determinação da forma pela qual a variável independente exerce influência na variável dependente), heterocedastidade (variâncias iguais para todas as observações) e a dupla contagem de fatores (uma variável é considerada no modelo mais de uma vez) (NOGUEIRA et al, 1998; FONSECA, 2003;).

Com a crescente preocupação do ser humano em adotar mecanismos de auto-defesa, a aplicação do MCE tem sido incorporada a estudos de economia ambiental para indicar os custos que os agentes tendem a suportar para se proteger contra a deterioração do ambiente em que vivem (ANTOCI et al, 2004¹⁶).

Um estudo do Banco Mundial (2000) sobre a poluição atmosférica urbana em Bangladesh calcula que o custo econômico de doenças relacionadas com a poluição cujo tratamento requer a intervenção médica varia entre 200 e 800 milhões de dólares por ano. As evidências mostram, além disso, que as pessoas ajustam suas atividades diárias para se proteger contra os efeitos da poluição à saúde, o que pode gerar despesas adicionais para os indivíduos. No entanto, a análise dos gastos defensivos é muito mais ampla do que os exemplos já citados podem englobar também os custos de construção de infra-estruturas de tratamento de resíduos, recuperação de solos poluídos, a reparação dos danos provocados pela poluição em construções ou obras de arte (ANTOCI et al, 2004).

Contudo, no Brasil, o MCE ainda apresenta maior número de estudos de caso aplicados à mortalidade e morbidade humana. Ou seja, a mensuração por meio deste método é feita para casos em que o dano ambiental implica diretamente na redução da qualidade da saúde humana. Nessa perspectiva, a literatura brasileira apresenta

¹⁶ Como exemplo dessa aplicação os autores citam os estudos de HUETING, 1980; LEIPERT, 1989; OLSON, 1977; UNITED NATIONS, 1993.

estudos sobre a aplicação do método em estudos sobre: a influência da poluição atmosférica sobre a saúde humana (ESTEVEES et al, 2007; LANDMANN et al, 2007; MOTTA et al, 1998; MENDONÇA & MOTTA, 2005); os custos evitados da reciclagem na cidade de São Paulo (COSTA et al, 2008); os impactos ambientais evitados por meio da renovação da frota de ônibus do Estado de São Paulo (DIAS & KUWAHARA, 2009).

Em estudos de caso elaborados em outros países visualizaram-se aplicações VIRAMONTES, 2009) e à disposição a pagar para a redução da morbidade (DICKIE & GERKING, 2002); disposição a pagar de agricultores da Nigéria para obter um sistema de irrigação para se evitar o desgaste do solo e da bacia hidrográfica (URAMA & HORGER, 2005), e exploração dos gastos defensivos de famílias italianas (TIEZZI, 2001).

Por mais que esses estudos venham a contribuir com o seu conteúdo para o presente trabalho, cabe destacar que estudos que analisam os gastos defensivos dos indivíduos ou de governos para evitar a perda de biodiversidade são quase inexistentes. Além dessa área, ANTOCI et al. (2004) visualizam algumas possibilidades de aplicação do método ainda pouco exploradas. Os autores destacam que a deterioração do meio ambiente pode contribuir para as decisões dos agentes de realocar suas atividades, dando origem a outra classe de grandes gastos defensivos. Assim, por exemplo, muitas praias têm se tornado cada vez mais sujas em diversos países industrializados, pois os agentes podem preferir comprar um feriado caro em paraísos tropicais ao invés de frequentarem espaços abertos em seus países (ANTOCI et al, 2004). Da mesma forma, altos níveis de poluição, característicos de grandes cidades, podem induzir as pessoas a procurar áreas mais afastadas. Isso pode ajudar a explicar por que indivíduos decidem mudar do centro da cidade para o campo, incorrendo em custos de transporte mais altos para chegar os seus locais de trabalho contribuindo para aumentar ainda mais o volume de tráfego.

Além disso, a degradação pode forçar os indivíduos a deslocarem-se devido a catástrofes naturais ou à perda de oportunidades econômicas locais que resultam de desastres naturais (HUGO, 1996). Como alguns autores apontam (MYERS, 1997),

esses refugiados ambientais “são susceptíveis” a aumentar no futuro próximo e poderá se tornar o maior grupo de imigrantes involuntários, com consequentes custos elevados, tanto no plano privado como no plano social (ANTOCI et al, 2004).

Sotelsek (1998) avaliou a validade do MCE enquanto instrumental para medir as mudanças no bem-estar individual. Segundo o autor, em certos casos o método fornece o valor mínimo da Disposição a Pagar, quando consideradas preferências individuais. No entanto, caracteriza-se como uma excelente ferramenta de aproximação para medir os danos ambientais que afetam a sociedade como um todo. Além disso, o autor destaca que em termos de evidências empíricas o método apresenta maior protagonismo em comparação a outros métodos de valoração.

CAPÍTULO IV

MATERIAIS E MÉTODO

4.1 MÉTODO DOS CUSTOS EVITADOS: UMA INTERPRETAÇÃO ALTERNATIVA.

Seguindo a classificação de Ciribelli (2003), o presente estudo caracteriza-se como uma pesquisa exploratória que visa atingir o objetivo proposto por meio do levantamento bibliográfico e da análise de dados disponíveis em fontes secundárias. Para tanto, faz-se necessário descrever as fontes de captação de dados, bem como a interpretação que será enfatizada pelo método para a obtenção dos resultados desejados.

A perda de diversidade biológica incitou na sociedade diferentes iniciativas de conservação no intuito de evitar que a degradação afetasse o bem-estar até então proporcionado pela quantidade e qualidade de recursos naturais disponíveis. Essas iniciativas, como já assinalado, formalizaram-se em estratégias de conservação *ex situ* e *in situ*. Entre as estratégias de conservação *in situ* tem-se a criação de **áreas protegidas**, assim denominadas em decorrência de seu isolamento físico, mas principalmente pela “proteção” que confere a legislação que rege a sua criação.

Considerando que, a iniciativa de criar **unidades de conservação** – um dos tipos de áreas protegidas - corresponde a um **comportamento mitigatório** contra a perda de biodiversidade que se configura, essas devem expressar-se, na linguagem econômica do Método de Custos Evitados (MCE), como substitutos perfeitos. Ou seja, proporcionam benefícios igualmente satisfatórios aos oferecidos por áreas biodiversas não protegidas, mas que possuem igual complexidade de funções ambientais.

Sendo assim, o MCE sugere que os custos reais (ou os gastos necessários) demandados pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação devem corresponder aos **gastos preventivos para se evitar a perda de biodiversidade**. Logo, devem se equivaler ao valor dos benefícios gerados por essas áreas à sociedade, uma vez que as UCs são geridas como bens substitutos.

Aceitando-se essa hipótese de trabalho, caso os custos excedam os benefícios, a estratégia de conservação por meio da criação e manutenção de Unidades de Conservação é ineficiente do ponto de vista econômico. Por outro lado, se os benefícios gerados apresentam valores muito acima dos gastos realizados (gastos preventivos), pode estar havendo subestimação da importância da biodiversidade para a sociedade e, em consequência, serviços ambientais estão sendo sacrificados em decorrência do déficit no aporte de recursos.

Nossa hipótese de trabalho tem sua origem no entendimento de que os investimentos (custos) na criação e manutenção das UCs não são definidos por decisões individuais. Eles dependem, como já assinalado, de uma decisão político-orçamentária que deveria partir do pressuposto de que há um **gasto ideal** a ser destinado a cada UC. No entanto, nas reais decisões político-orçamentária a escolha fica limitada a um dado orçamento que gera um **gasto efetivo** que pode ser inferior ao gasto ideal desejado.

Por meio da análise de dados e à luz da interpretação que a teoria do Método dos Custos Evitados fornece, acredita-se ser possível discorrer acerca dessa relação de Custos e Benefícios do Sistema Nacional de Unidades de Conservação vigente. Assim, consideraremos os **GASTOS EFETIVOS ATUAIS (GEA)** com UCs como CUSTOS SOCIAIS DAS UCs. No entanto, sabemos que esses gastos podem ser inferiores ao que deveriam ser para um MANEJO SUSTENTÁVEL dessas UCs. Se estimarmos os **GASTOS IDEAIS EM CONSERVAÇÃO (GIC)** e se esses gastos (realizados para evitar a perda da biodiversidade pela sociedade) são interpretados como os BENEFÍCIOS DA CONSERVAÇÃO, podemos então estimar o **HIATO DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL (HDS)** da conservação da biodiversidade nas UCs no Brasil¹⁷.

Esquemáticamente, em nosso procedimento proposto até agora temos que se:

Se $GEA = GIC$, gestão sustentável de UCs; (1)

$GEA < GIC$, então $HDS > 0$, gestão ineficiente das UCs; (2)

¹⁷ A base de dados que fomentou o presente estudo encontra-se nos Apêndices 5, 6 e 7 inseridos em um CD anexo à presente dissertação.

GEA > GIC,

. (3)

está disposta a arcar para garantir os benefícios que ela percebe da diversidade biológica. Sedjo (2007) em um estudo denominado “*Forests and Biodiversity in Latin America: San Jose solution paper*” compila e discorre acerca de estudos que mensuraram o valor dos benefícios da biodiversidade estimados independentemente dos gastos despendidos. As estimativas contidas nesse estudo serão usadas de maneira complementar aos GIC, como outra maneira de se estimar os benefícios sociais das UCs. As informações de Sedjo (2007) permitirão estimar os **BENEFÍCIOS TRANSFERIDOS DA CONSERVAÇÃO (BTC)** assim, em comparativo para identificar se os gastos (efetivos e ideais) são *proxies* confiáveis com o retorno (em benefícios) que a biodiversidade oferece.

4.2 ÂMBITO DO ESTUDO

O estudo abrangerá todas as Unidades de Conservação sob Gestão Nacional e Estadual contidas no SNUC e oficializadas via Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) até o final do primeiro trimestre de 2011¹⁸. O CNUC divulga informações oficiais sobre todos os Tipos de UCs nos três níveis de gestão, com exceção das RPPNs. Segundo o CNUC, o SNUC abrange: a) 441 Unidades Estaduais: 243 Unidades de Conservação de Proteção Integral e 198 Unidades de Conservação de Uso Sustentável; e b) 310 Unidades Federais: 137 Unidades de Conservação de Proteção Integral e 173 de Uso Sustentável. Sobre esse cenário de 751 Unidades de Conservação serão aplicados os procedimentos metodológicos aqui descritos.

¹⁸ Essas informações também estão contidas no disco compacto (CD) anexo à dissertação.

4.3 COLETA DE DADOS

Para realizar a parte empírica do presente estudo foi indispensável a coleta de dados referentes a duas categorias de gastos: os GASTOS EFETIVOS ATUAIS (GEA) e GASTOS IDEAIS EM CONSERVAÇÃO (GIC) necessários para criação e manutenção de Unidades de Conservação.

Os GASTOS EFETIVOS ATUAIS (GEA) são estimados por meio de uma série temporal (2000-2010) obtida a partir de pesquisas na Instituição Privada Sem Fins Lucrativos **Contas Abertas** (2011) e na página virtual do Senado Federal (2011). A escolha dos programas e ações abrangidos por essa classe de custos foi norteadada pela Lei 9.985/00 e pela publicação *Pilares para a Sustentabilidade Financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação* (MMA,2009) que expõe os programas e ações mantenedores do orçamento do ano de 2008 destinado à criação, gestão e manutenção das UCs. No entanto, nos anos anteriores bem como nos seguintes, as ações se modificam tendo sido necessário analisar caso a caso. De todos, foram mantidos gastos advindos: do Ministério do Meio Ambiente (MMA); Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO); Instituto Brasileiro dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e; Serviço Florestal Brasileiro (SFB).

Sabe-se que pode ter havido subestimação ou superestimação dos programas e ações que destinam recursos ao SNUC. Isso por que não há uma fonte oficial que divulgue quais são as fontes provedoras destes recursos a cada ano. Logo, fez-se necessário deduzir a partir da descrição dos Programas dos Órgãos citados, por meio da leitura dos Planos Plurianuais. Nestes, todo programa ou ação que apresentou vínculo com as Áreas Protegidas foi incluído.

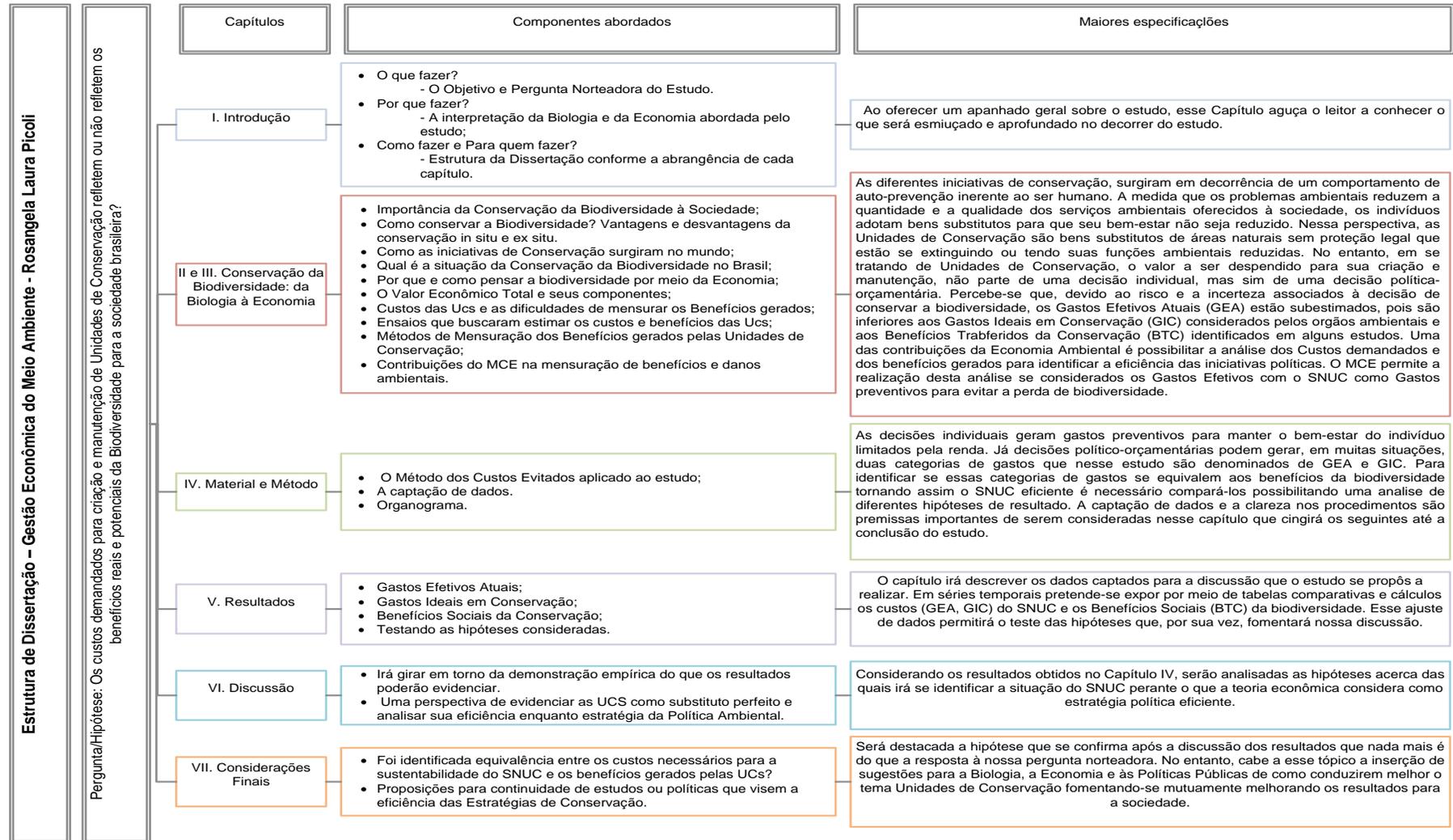
Além disso, não foram considerados como Gastos Efetivos Atuais os recursos financeiros advindos de Financiamentos Internacionais ao Programa e AFCOF¹⁹, pois são investimentos privados e não beneficiam todos os biomas do sistema. Nosso objetivo é analisar apenas os gastos públicos. Os recursos advindos da visitação em parques também não estão sendo considerados, pois a diferença de arrecadação entre as áreas naturais e entre biomas é significativa, sendo que na maioria delas não há arrecadação. Já os valores referentes a Pagamentos por Compensação Ambiental foram excluídos, pois apesar de serem barganhados por meio de uma decisão da política pública (CONAMA Nº 371 de 05/04/2006) e serem revertidos as Unidades de Conservação em todos os biomas, são recursos de origem privada vinculados a obrigações determinadas no licenciamento ambiental de empreendimentos.

A publicação emitida pelo MMA (2009), também se demonstrou relevante na determinação dos GASTOS IDEAIS EM CONSERVAÇÃO (GIC). Isso por que a referência traz em seu texto o que se acredita ser o Índice Mínimo de Conservação (IMC). Este Índice foi adaptado de um sistema desenvolvido pelo Banco Mundial e revela, segundo os órgãos ambientais, o investimento financeiro mínimo que deveria ser feito para que as Unidades de Conservação cumprissem o seu papel de manter áreas naturais biodiversas. Em outros termos, seria um **gasto ideal** de conservação a ser atingido no Brasil, uma vez que, em uma primeira análise, os gastos efetivos estão aquém do exposto pelo IMC.

Por meio dos dados e das variáveis de calibração propostas no que denominaremos de *tabela-base* do IMC é possível mensurar os Gastos Ideais de Conservação para o conjunto de UCs abrangidas neste estudo. O GIC é aqui traduzido como um Gasto Preventivo para se manter os benefícios da biodiversidade ao ser humano. Portanto, conforme o MCE, em uma situação de substitutos perfeitos, eles equivaleriam aos valores monetários que esses benefícios possuem. A Figura 4 organiza para o leitor as etapas de produção do presente estudo ilustrando a abrangência de cada capítulo.

¹⁹ Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), criado no ano de 2002, por meio do Decreto 4.326/02. Em 2008 o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – FUNBIO criou o Atlantic Forest Conservation Fund – AFCOF (Fundo para a Conservação da Mata Atlântica).

Figura 4: Organograma Geral do Estudo.



Estrutura de Dissertação – Gestão Econômica do Meio Ambiente - Rosângela Laura Picoli

Pergunta/Hipótese: Os custos demandados para criação e manutenção de Unidades de Conservação refletem ou não refletem os benefícios reais e potenciais da Biodiversidade para a sociedade brasileira?

CAPÍTULO V

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

5.1 O CENÁRIO DO SNUC SEGUNDO AMOSTRAGEM DO CNUC.

O Índice Mínimo de Conservação (IMC) que foi importante neste estudo para identificar os Gastos Ideais em Conservação (GIC) e por possibilitar também uma análise prévia do SNUC, utilizando-se dos dados retirados do CNUC. Por meio de uma das planilhas, denominada “resumo por bioma” (Apêndice 1), ficou evidente que a amostra de 751 Unidades de Conservação apresenta-se desigualmente distribuída entre as Categorias e Biomas abrangidos pelo SNUC, tanto na amostragem de Unidades de Conservação Estaduais como nas Nacionais. Este resultado foi obtido de forma involuntária, por consequência do cálculo do GIC, mas motivou a descrição deste tópico por se tratarem de disparidades que podem ser relevantes para a discussão do estudo.

As Unidades de Conservação Estaduais contidas na amostra totalizam 243 Áreas de Proteção Integral e 198 de Uso Sustentável. Sendo que ambas incidem em maior número de UCs no Bioma Mata Atlântica. No entanto, este não é o bioma com maior porcentagem de área protegida. Apesar de se encontrarem em menor quantidade na Amazônia, as UCs estaduais desse bioma protegem quase 11% da área total enquanto que na Mata Atlântica, apenas 4% da área está abrangida. O Pampa é o bioma que não apresentou UCs Estaduais com registro no CNUC. Sendo assim, pode-se dizer que, se as UCs cumprem o seu papel de conservar, o Pampa aparece como o bioma que possui a biodiversidade mais vulnerável da amostragem (Tabela 1).

Tabela 1: Resumo do Cenário das UCs Estaduais segundo o CNUC.

Área total do bioma	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Área Marinha (ZEE e mar terr)		
(km²)	4.198.804			827.957			2.041.209			1.117.774			178.950			151.177			4.212.000		

Área protegida por categoria de UC:	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Áreas Marinhas		
Proteção Integral	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%
ESEC	5	44.101	1,05%	0	0	0,00%	14	475	0,02%	32	2.713	0,24%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
MONA	0	0	0,00%	4	192	0,02%	5	299	0,01%	5	79	0,01%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
PARNA	33	58.849	1,40%	5	616	0,07%	44	14.645	0,71%	68	10.450	0,93%	0	0	0,00%	3	2.907	1,92%	4	661	0,02%
RVS	0	0	0,00%	0	0	0,00%	3	1.018	0,05%	2	63	0,01%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
REBIO	3	12.117	0,29%	0	0	0,00%	6	149	0,01%	7	260	0,02%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
Total Parcial	41	115.068	2,74%	9	807	0,10%	72	16.450	0,81%	114	13.548	1,21%	0	0	0,00%	3	2.907	1,92%	4	661	0,02%

Área protegida por categoria de UC:	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Áreas Marinhas		
Uso Sustentável	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%	Num.	Área(km²)	%
FLONA	12	104.061	2,48%	0	0	0,00%	1	223	0,01%	7	101	0,01%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
RDS	17	104.111	2,48%	0	0	0,00%	1	588	0,03%	2	139	0,01%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
RESEX	4	8.654	0,21%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
REFAU	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
APA	19	111.243	2,65%	24	39.421	4,76%	33	62.614	3,07%	50	31.418	2,81%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	7	42.991	1,02%
ARIE	0	0	0,00%	2	48	0,01%	12	42	0,00%	5	9	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	2	11	0,00%
RPPN	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
Total Parcial	52	328.069	7,81%	26	39.469	4,77%	47	63.468	3,11%	64	31.666	2,83%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	9	43.002	1,02%

Fonte: CNUC, 2011 - IMC. Elaborada pela autora.

Dentro de cada categoria alguns tipos de UCs se destacam pelo elevado número de unidades existentes em comparação com os demais tipos. Na categoria de Proteção Integral, os Parques Estaduais (PARES) apresentam-se com o maior número de unidades em todos os biomas, sendo que no Pantanal e nas Áreas Marinhas, todas as UCs Estaduais são do Tipo Parque, não há ocorrência de outra denominação. Já nas UCs de categoria Uso Sustentável, as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) apresentam-se como o tipo de UC com maior número de unidades. Por Exemplo, o bioma Mata Atlântica, possui 50 APAs de um total de 64 UCs Estaduais de Uso Sustentável. Pode-se justificar o elevado número de PARES e APAs por serem dois tipos de Unidades de Conservação já instituídos antes do estabelecimento do SNUC. No entanto, na primeira década de existência da legislação 47 APAs Estaduais e 85 PARES foram criados, respectivamente 23,7% e 35,4% de toda a amostra de UCs Estaduais utilizada no estudo. Um aspecto relevante desta porcentagem é que nas duas categorias, os tipos de Unidades de Conservação mais criados, **são justamente os que permitem maior intercâmbio com o ser humano**. Se a hipótese norte-americana preservacionista (ver Capítulo 2) estiver correta, numa perspectiva de degradação pela ação humana, aliada a falhas de gestão pode criar uma falsa impressão de conservação. Não somente, seguindo o descrito por Sedjo, a falta de UCs em um dado bioma ou de alguns tipos de Unidades de conservação pode prejudicar a disponibilidade de benefícios locais e regionais ocasionando gastos extras para a manutenção do bem-estar das comunidades locais.

Outro apontamento neste sentido pode ser visualizado no Bioma Cerrado. Apesar de ser o segundo bioma com maior número de UCs de Proteção Integral, menos de um por cento da sua área é protegida. Ou seja, as Unidades de Conservação do bioma apresentam-se em grande quantidade, mas abrangendo áreas pequenas o que pode reduzir as chances de conservação efetiva da Biodiversidade²⁰. A Mata Atlântica revela a mesma peculiaridade em se tratando de Unidades de Conservação de Proteção Integral. Pequenas áreas reduzem a capacidade da biodiversidade criar funções ambientais complexas responsáveis pela disponibilidade de serviços ambientais ao ser humano.

²⁰ Santos e Tabarelli (2003), afirmam que, áreas maiores apresentam maior diversidade de espécies e em consequência são mais eficazes na conservação dos três níveis de abordagens biológicas: espécie, comunidade e ecossistema.

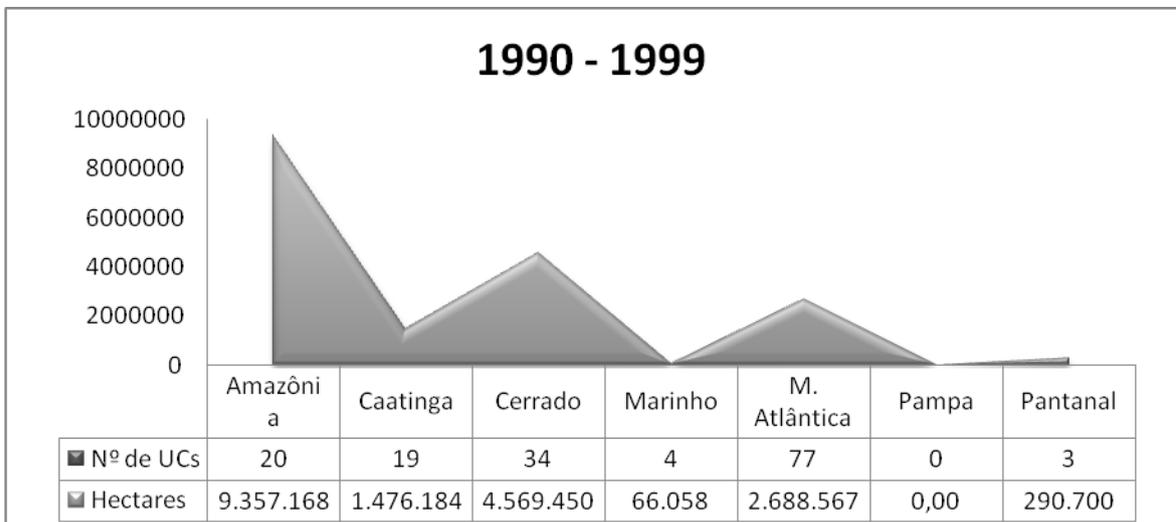
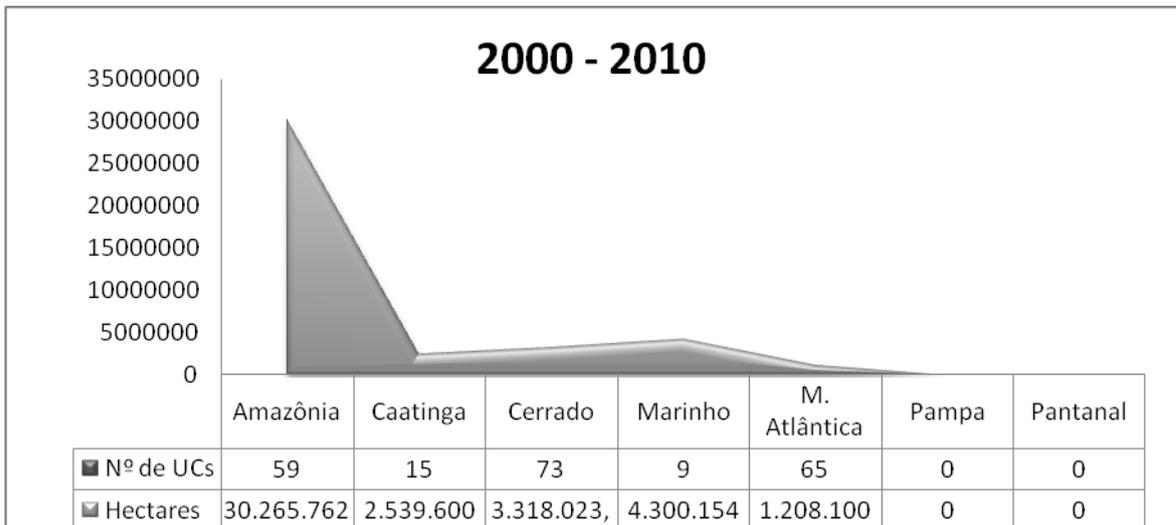
As Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDSs), também chamam a atenção pela disparidade entre biomas: enquanto a Amazônia apresenta 17 áreas desse tipo, o Cerrado, conhecido por sua rica biodiversidade, apresenta apenas uma RDS Estadual. Talvez, uma expressão da diferença no custo de oportunidade do uso da terra, argumento que será melhor discutido posteriormente.

Reduzir as disparidades entre biomas quanto ao tamanho da área protegida é um dos objetivos dos órgãos de criação e gestão de UCs no Brasil. Ao comparar as últimas duas décadas: 1990 – 1999, *sem* vigência da legislação do SNUC e; 2000 – 2009/10, *com* vigência do SNUC percebe-se que a disparidade na perpetuação de áreas foi reduzida apenas entre três biomas²¹ dos sete existentes. Na Amazônia, a criação de Unidades de Conservação (30.265.762 ha) na primeira década de atuação da legislação foi quase duas vezes maior do que o total de áreas criadas nos demais biomas juntos (11.365.877 ha) (Figura 5). Enquanto isso, biomas como o Pampa e o Pantanal não foram contemplados. Na década de 90, apesar da disparidade entre os seis biomas ser maior, a diferença deles (9.090.959 ha) para com a Amazônia era menor (9.357.168 ha). Ou seja, carece-se de critérios de equivalência que possam privilegiar o endemismo de cada bioma no momento da criação das UCs e equilibrar o quantitativo de área perpetuada nos biomas.

À primeira vista, as razões que motivam a maior criação de UCs na Amazônia podem estar relacionadas especialmente com a sua vulnerabilidade apontada por estudos de organizações não governamentais e institutos ligados ao bioma e com o consequente incentivo financeiro externo. No entanto, os Gastos Ideais em Conservação (GIC), que serão analisados posteriormente, podem nos evidenciar que a criação de Unidades de Conservação é financeiramente mais viável na Amazônia do que em outros biomas, fator que, se já sabido pelos órgãos públicos, torna-se também uma das motivações para a definição de sua “estratégia conservacionista”.

²¹ Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica.

Figura 5: Área perpetuada por meio de Unidades de Conservação Estaduais.



Fonte: CNUC, 2011. Elaborada pela autora.

As análises desenvolvidas até aqui sobre as Unidades de Conservação Estaduais motivam a fazermos um diagnóstico análogo acerca das Unidades de Conservação Nacionais contidas na amostra. Essas impressões iniciais sobre o sistema, evidenciadas apenas pelo comparativo entre categorias e biomas, enriquecerão a análise de custos e benefícios que será feita posteriormente.

A amostra de Unidades de Conservação Nacionais registradas no CNUC abrange 137 Unidades de Conservação Nacionais de Proteção Integral e 173 Unidades de Conservação Nacionais de Uso Sustentável. Sendo que a primeira categoria possui maior representatividade na Mata Atlântica (47 UCs) e a segunda categoria na Amazônia (80 UCs). Na amostra de UCs Nacionais todos os Biomas foram contemplados, inclusive o Pampa com o registro de sete Áreas Protegidas (Tabela 2). Porém, mesmo com esse número, o bioma tem apenas 0,87% do seu território perpetuado. O Pantanal também se expressa na amostragem como o bioma com menor área protegida. Com apenas uma Unidade de Conservação Nacional, do tipo Estação Ecológica (ESEC), o bioma possui apenas 0,9% de todo o seu território protegido.

A Amazônia se apresenta como o bioma com maior território protegido da amostragem de UCs Nacionais. Mais de 13% de seu território estão resguardados por UCs, o que é bastante significativo se comparado com os demais biomas. Os Parques Nacionais (PARNAS) e as Florestas Nacionais (FLONAS) amazônicas protegem juntos mais de 8% do território²². Os PARNAS, inclusive, se mantêm na amostragem nacional como o tipo de UC de Proteção Integral com maior número de unidades em todos os biomas, assim como se apresentaram nas UCs Estaduais. No caso das UCs de Uso Sustentável, as FLONAS são maioria na Caatinga, Mata Atlântica e Pampa. Na Amazônia e nas Áreas Marinhas as Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) são a maioria. Já no Cerrado, as UCs de Uso Sustentável que aparecem em maior quantidade são as APAs, da mesma forma que ocorreu na amostragem estadual.

²² Mesmo sem serem os Tipos de UCs com maior incidência no bioma, o que veremos a seguir.

Tabela 2: Resumo do Cenário das UCs Nacionais segundo o CNUC.

Área total do bioma (km ²)	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Área Marinha (ZEE e mar terr)		
	4.198.804			827.957			2.041.209			1.117.774			178.950			151.177			4.212.000		

Área protegida por categoria de UC:	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Áreas Marinhas		
Proteção Integral	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%
ESEC	10	55.259	1,32%	4	1.303	0,16%	5	10.971	0,54%	6	220	0,02%	1	1.113	0,62%	1	143	0,09%	4	274	0,01%
MONA	0	0	0,00%	1	267	0,03%	0	0	0,00%	1	174	0,02%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	1	1	0,00%
PARNA	17	189.147	4,50%	6	11.421	1,38%	14	25.712	1,26%	21	7.622	0,68%	1	367	0,21%	0	0	0,00%	8	13.927	0,33%
RVS	0	0	0,00%	0	0	0,00%	1	1.280	0,06%	4	559	0,05%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	2	179	0,00%
REBIO	9	36.381	0,87%	1	6	0,00%	1	34	0,00%	16	1.745	0,15%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	2	523	0,01%
Total Parcial	36	280.787	6,69%	12	12.998	1,57%	21	37.998	1,86%	48	10.291	0,92%	2	1.480	0,83%	1	143	0,09%	17	14.904	0,35%

Área protegida por categoria de UC:	Amazônia			Caatinga			Cerrado			Mata Atlântica			Pampa			Pantanal			Áreas Marinhas		
Uso Sustentável	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%	Num.	Área(km ²)	%
FLONA	33	157.333	3,75%	6	535	0,06%	4	243	0,01%	20	288	0,03%	2	29	0,02%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
RDS	1	644	0,02%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
RESEX	40	117.824	2,81%	0	0	0,00%	8	1.072	0,05%	1	12	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	11	5.877	0,14%
REFAU	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
APA	2	20.845	0,50%	2	9.636	1,16%	11	33.923	1,66%	11	24.975	2,23%	1	32	0,02%	0	0	0,00%	5	5.656	0,13%
ARIE	4	189	0,00%	0	0	0,00%	3	23	0,00%	6	126	0,01%	1	30	0,02%	0	0	0,00%	1	1	0,00%
RPPN	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%	0	0	0,00%
Total Parcial	80	296.834	7,07%	8	10.172	1,23%	26	35.174	1,72%	38	25.401	2,27%	4	91	0,05%	0	0	0,00%	17	11.534	0,27%

Fonte: CNUC, 2011 - IMC. Elaborada pela autora.

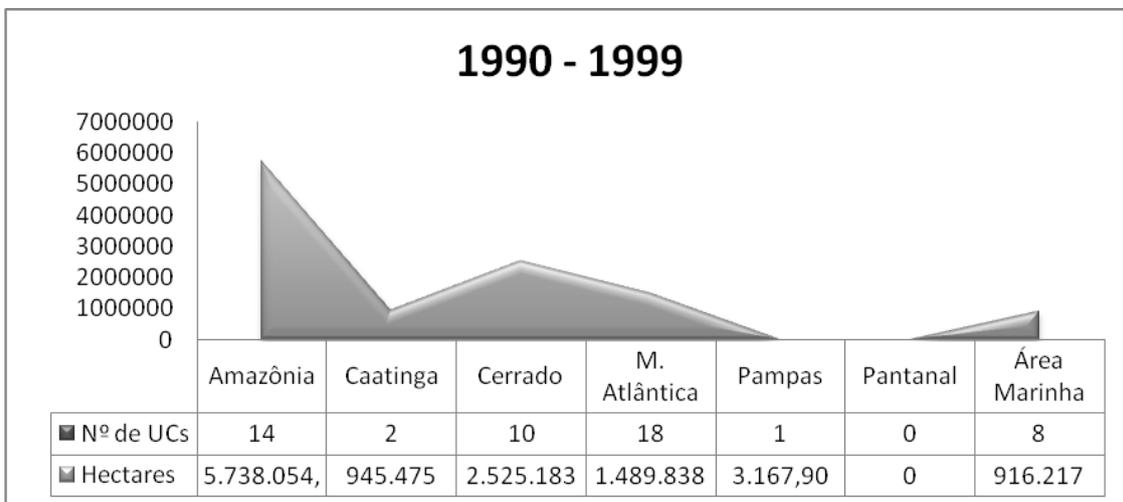
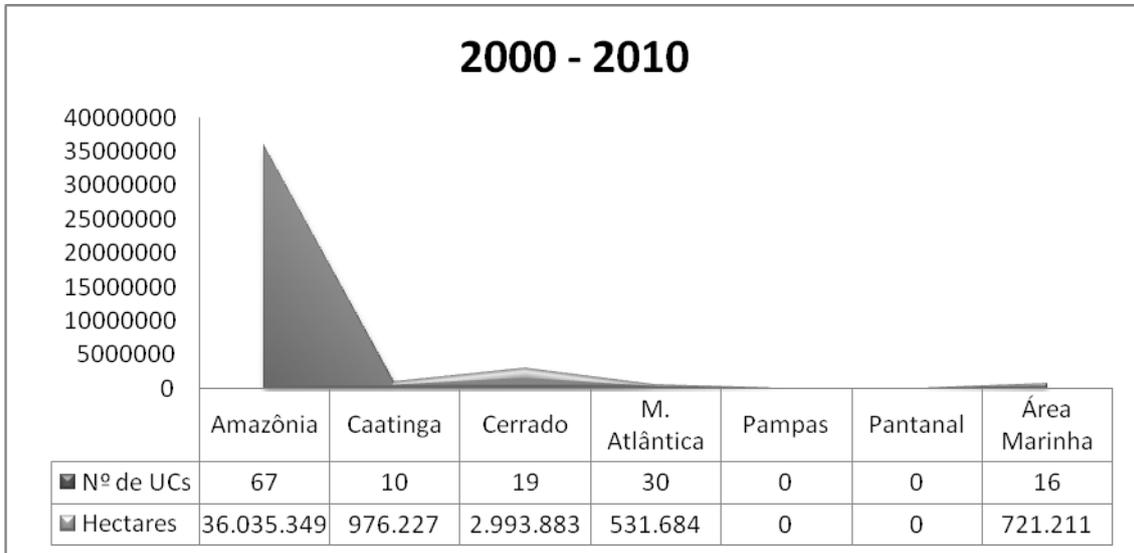
A consequência realmente importante dessa incidência desproporcional entre tipos de UCs e biomas, nem é tanto a quantidade, mas sim a área que cada tipo de UC abrange. Nossa comparação evidenciou o Pantanal e o Pampa, respectivamente, com uma e sete UCs Nacionais, mas ambos os biomas possuem matematicamente a mesma área abrangida. O que interessa no caso dos demais biomas também é a área que essas UCs, em destaque por estarem em grande quantidade, conseguem abranger e se essa maior área irá influenciar nos custos de consolidação, como iremos analisar posteriormente.

Se observarmos com mais atenção percebemos que a Tabela 2 nos revela que a quantidade de UCs não reflete maioria no território, em especial nas UCs de Uso Sustentável. Na Amazônia as FLONAs, apesar de apresentarem-se em menor quantidade, abrangem 40.000 ha a mais de área do que as RESEXs. Para a nossa análise econômica essa é uma observação relevante a ser aprofundada por meio dos custos que serão descritos, afinal: é economicamente mais eficiente a criação de UCs pequenas e em maior quantidade ou maiores e em menor quantidade? E em que biomas há maior variação nos custos de criação e gestão?²³

Antes de responder a essas questões os dados nos permitem identificar na amostra de UCs Nacionais qual a área total abrangida em cada bioma por ambas as categorias de Unidades de Conservação Nacionais. O equilíbrio na perpetuação de áreas após a Legislação (2000 – 2009/10), mais significativo do que na década anterior (1990 – 1999) é, conforme já foi dito, um dos objetivos da ação dos órgãos públicos de meio ambiente (Figura 6). Considerando a nossa preocupação em avaliar a área perpetuada e não a quantidade de UCs criadas, a década de 90 (sem a Lei do SNUC) parece ter sido mais eficaz nesse aspecto em seis dos sete biomas. Apenas na Amazônia a média de hectares abrangidos por UCs (538.000 ha) sob vigência do SNUC, foi maior do que a média de perpetuação na década anterior (410.000 ha).

²³ Por exemplo, implantar UCs na Amazônia é menos dispendioso do que no Cerrado?

Figura 6: Área Perpetuada em Unidades de Conservação Nacionais.



Fonte: CNUC, 2011. Elaborada pela autora.

Novamente, assim como no caso das UCs Estaduais, o bioma Amazônia apresenta-se com perpetuação de área significativamente maior do que nos demais biomas. Além dos argumentos já fornecidos como justificativa para essa disparidade, podem ser citadas as grandes áreas, até então inabitadas, que ações antrópicas advindas do avanço da fronteira agrícola estavam degradando. Isso se tornou uma motivação para a proteção de áreas por meio da legislação, o que anteriormente não era visto como demanda por não haver pressão antrópica.

Outra preocupação evidenciada pelos comparativos das UCs Estaduais e Nacionais é que o Pantanal e o Pampa estão há, no mínimo, 10 anos sem receber uma Unidade de Conservação²⁴. Sendo que, das quatro UCs criadas nos últimos 20 anos, todas são de Uso Sustentável²⁵. Isso os torna os Biomas mais vulneráveis da amostra.

Em suma, os dados revelam um desequilíbrio inquietante possivelmente ocasionado pela instabilidade dos critérios de criação de Unidades de Conservação ao longo do tempo. A análise a que se propõe o presente estudo não solidifica todos estes critérios mas pode auxiliar na consolidação de *critérios econômicos* do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, reduzindo os custos sociais ou empregando-os de maneira eficiente.

5.2 GASTOS EFETIVOS ATUAIS (GEA): QUEM GASTA (E QUANTO GASTA) COM O SNUC?

É uma realidade para quem desenvolve estudos sobre temas ambientais no Brasil, inclusive sobre unidades de conservação, a ausência de dados para o teste empírico das hipóteses formuladas nesses estudos. Segundo FUNBIO (2009) a carência se deve à estrutura de gestão do governo federal que se dava por meio de unidades gestoras – no IBAMA denominadas Gerex – que acabavam limitando as possibilidades de acompanhamento da execução orçamentária das Unidades de

²⁴ Com base nas datas dos Decretos de Criação disponibilizados pelo CNUC.

²⁵ Dois Parques Estaduais e uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável no Pantanal e uma Área de Proteção Ambiental no Pampa.

Conservação. Mesmo após a mudança na estrutura, é difícil identificar a cada ano ou a cada Plano Plurianual (PPA) quais são os Programas e Ações pertinentes de serem avaliados e incluídos como financiadores de uma dada política.

Independente da justificativa para a lacuna de informações sobre custos referentes ao SNUC nos últimos dez anos, é acerca dessas informações limitadas que os Gastos Efetivos Atuais terão que se solidificar. Apesar dos possíveis equívocos que essa carência de dados oficiais possa ocasionar neste estudo, é relevante lapidar esses custos de alguma forma com o intuito de aumentar ou facilitar os estudos posteriores sobre UCs no Brasil. Uma vez que se sabe a relevância desta estratégia de conservação *in situ*, todo o esforço empírico torna-se válido para consolidá-la física, biológica e economicamente.

Com esse princípio, e seguindo o disposto na Lei 9.985/2000, iniciou-se a busca pelos **Gastos Efetivos Atuais (GEA)** por meio da delimitação dos possíveis órgãos responsáveis pela gestão do SNUC:

Art. 6º O SNUC será gerido pelos seguintes órgãos, com as respectivas atribuições:

I Órgão consultivo e deliberativo: o Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama, com as atribuições de acompanhar a implementação do Sistema;

II - Órgão central: o Ministério do Meio Ambiente, com a finalidade de coordenar o Sistema; e

III - Órgãos executores: o Instituto Chico Mendes e o Ibama, em caráter supletivo, os órgãos estaduais e municipais, com a função de implementar o SNUC, subsidiar as propostas de criação e administrar as unidades de conservação federais, estaduais e municipais, nas respectivas esferas de atuação. (Redação dada pela Lei nº 11.516, 2007) (SNUC,2000)

No entanto, MMA (2009) inclui também o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) como gestor do SNUC a partir do ano de 2006. Com isso, foram considerados como **Gastos Efetivos Atuais (GEA)** os recursos advindos dos seguintes órgãos: Ministério do Meio Ambiente (MMA); Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO); Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Serviço Florestal Brasileiro (SFB). Dada a

indisponibilidade de informações, optou-se por não desagregar os gastos aos de órgãos de esferas estadual e municipal²⁶.

Considerando esses órgãos gestores (MMA, IBAMA, SFB E ICMBio)²⁷, delimitou-se um método para balizar seus programas e ações em cada ano de vigência do SNUC (Figura 6). Isso se demonstrou necessário para evitar dispêndio de tempo com a quantidade de fontes que tentam traduzir os gastos orçamentários, mas que não possuem uma série temporal concisa.

Ao analisar o Orçamento Anual dos órgãos selecionados três termos precisam ser distinguidos:

Autorizado: refere-se aos recursos que foram efetivamente disponibilizados para os Órgãos Gestores financiarem seus programas e ações;

Liquidado: representam os valores com reconhecimento por parte da Administração Pública da entrega de um bem ou serviço prestado. Estes valores foram escolhidos para corresponder aos Gastos Efetivos Atuais.

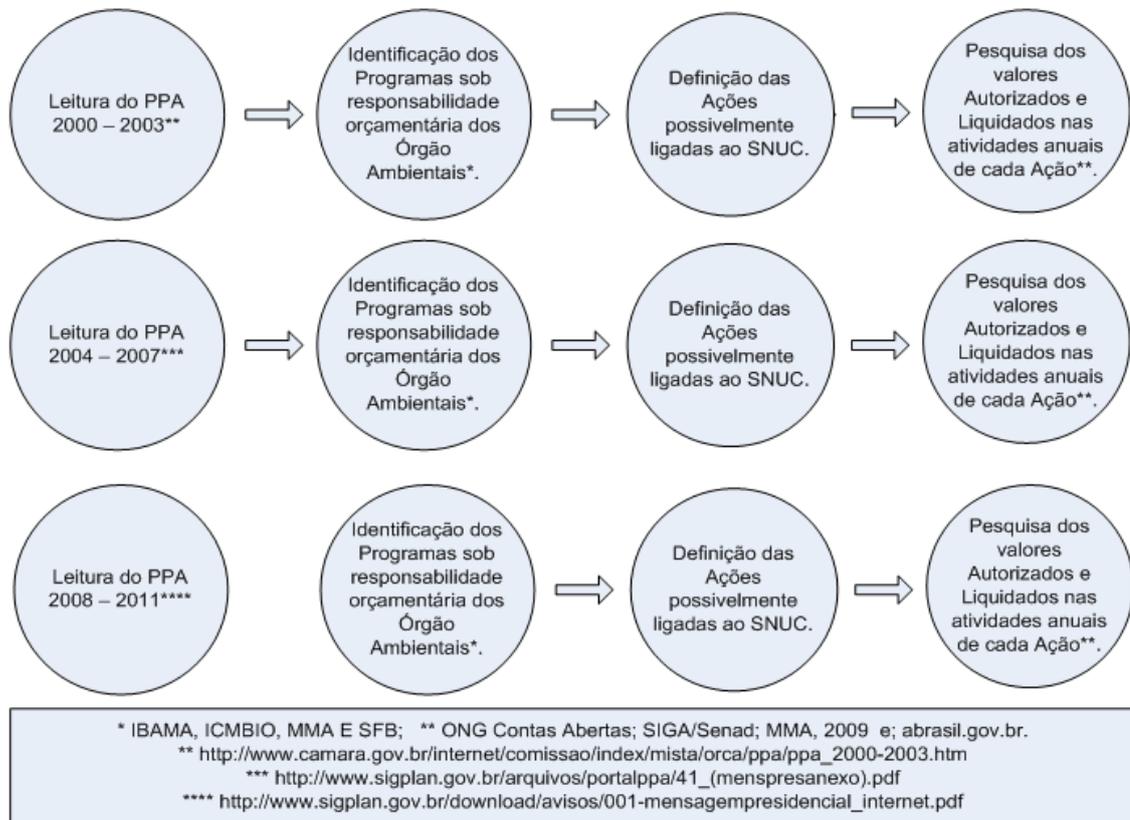
Empenho: se refere apenas a uma destinação inicial que, ao término do período de execução do serviço, poderá ser ou não liquidado, conforme cumprimento do serviço.

Logo, o Empenho, não seria aqui, um bom representante dos investimentos efetivos realizados a cada ano (Apêndice 2).

²⁶ A quem interessar: a publicação do MMA,2009 traz estudos de caso de cinco Estados sobre os recursos destinados ao SNUC no ano de 2008.

²⁷ Que respondem por quase 80% dos investimentos totais no SNUC (FUNBIO,2009)

Figura 6: Esquematização dos procedimentos para levantamento de dados referentes aos Gastos Efetivos Atuais do SNUC



Fonte: Elaborada pela autora.

Os **Gastos Efetivos Atuais (GEA)** calculados via pesquisa por dados desagregados serão denominados no Teste de Hipóteses como *GEA1*. Não foi identificada a totalidade de recursos executada para o SNUC. Ou seja, em comparação com o orçamento liquidado exposto pelo Ministério do Meio Ambiente, a pesquisa conseguiu atingir um mínimo de 12% do total de gastos descritos no ano de 2004 e um máximo de 33% no ano de 2003. No entanto, os resultados de 2008 foram superiores a 100% dos custos expostos pelo órgão. As fontes de dados juntas (MMA, 2009; SIGA e Contas Abertas) identificaram como valor executado cerca de 373 milhões, enquanto que o MMA (2009) reconhece o valor de 344 milhões (Tabela 3).

Tabela 3: Gastos Efetivos Atuais do SNUC
Valores em Milhões de Reais (R\$) de 2010

Financiamento do SNUC 2000 -2010				
Ano	Autorizado*	Liquidado** (GEA 1)	MMA, 2009*** (GEA 3)	% dos gastos totais atingida
2000	301.392.912,48	140.551.083,78	0,00	0,00%
2001	283.940.969,96	171.779.014,89	574.085.930,00	29,92%
2002	280.532.945,10	161.182.327,15	500.162.884,00	32,23%
2003	222.129.614,98	121.140.672,91	369.302.880,00	32,80%
2004	79.827.812,94	49.808.226,25	404.306.527,00	12,32%
2005	89.924.963,83	58.528.208,57	383.093.181,00	15,28%
2006	96.219.409,79	75.405.995,52	422.063.037,50	17,87%
2007	99.854.784,15	81.443.846,16	476.810.568,00	17,08%
2008	521.294.036,72	373.788.673,56	344.211.966,00	108,59%
2009	447.414.791,40	383.313.117,52	0,00	0,00%
2010	899.077.064,63	582.267.682,28	0,00	0,00%
* valores disponibilizados pelas fontes de pesquisa do estudo				
** valores atingidos pelo estudo				
***valores disponibilizados pelo estudo MMA (2009).				

Fonte: SIGA (2011); Contas Abertas (2011); MMA (2009). Elaborada pela autora.

Considerando que os valores atingidos via dados desagregados foram, inferiores ao montante alegado pelo MMA (2009) e no intuito de solidificar melhor os Gastos Efetivos Atuais, tentou-se identificar os valores liquidados por meio de dados agregados disponíveis (Tabela 4). Surge assim uma nova denominação dos GEA para o Teste de Hipótese, os *GEA 2*.

A publicação do MMA (2009) afirma que: 10% do total de recursos administrados pelo Ministério do Meio Ambiente são destinados ao SNUC além de 30% do orçamento do Serviço Florestal Brasileiro, 10,5% do IBAMA e 100% dos recursos do ICMBio. Partindo delas, surgem novas dificuldades de mensuração a serem consideradas:

**Tabela 4: Gastos Efetivos Atuais – Dados Agregados.
Valores em Milhões de Reais (R\$) de 2010**

Ano	MMA		Financiamento do SNUC 2000 - 2010 (valores agregados - MILHÕES DE R\$)				TOTAL SNUC		GEA 2 - Dados agregados	MMA, 2009*** GEA 3	% dos gastos totais atingida
	Orç. Total	%SNUC	SFB	IBAMA	ICMBio	Orç. Total	%SNUC	Orç. Total			
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00%
2001	1.975.131.647	198.500.730	0	0	0	0	0	0	198.500.730	574.085.930	34,58%
2002	456.992.539	45.927.750	0	0	997.312.585	336.094.341	0	0	382.022.091	500.162.884	76,38%
2003	248.709.340	24.995.288	0	0	929.104.360	313.108.169	0	0	338.103.459	369.302.880	91,55%
2004	257.851.676	25.914.094	0	0	1.091.171.328	367.724.738	0	0	393.638.831	404.306.527	97,36%
2005	301.124.528	30.263.014	0	0	1.073.899.448	361.904.114	0	0	392.167.129	383.093.181	102,37%
2006	252.364.848	25.236.485	1.298.246	389.475	1.270.537.283	428.171.064	0	0	453.797.024	422.063.038	107,52%
2007	248.536.530	24.853.653	13.802.365	4.140.710	1.297.554.027	437.275.707	0	0	466.270.070	476.810.568	97,79%
2008	224.159.114	22.415.912	13.881.046	4.164.314	915.942.367	9.617.395	308.819.884	308.819.884	345.017.504	344.211.966	100,23%
2009	179.326.088	17.932.609	27.926.316	8.377.894	1.076.342.857	11.301.600	358.390.689	358.390.689	396.002.792	0	0,00%
2010	150.552.892	15.055.289	31.728.730	9.518.619	1.088.409.361	11.428.298	461.157.142	461.157.142	497.159.348	0	0,00%

***valores disponibilizados na publicação do MMA (2009).

Fonte: Siga/Senado; Contas Abertas. Elaborada pela autora.

- (1) Essas porcentagens refletem o valor despendido no ano de 2008. No entanto, nos anos seguintes não se sabe o montante liquidado para verificar se as porcentagens continuam representando os investimentos no SNUC e, em consequência, os nossos Gastos Efetivos Atuais (GEA);
- (2) Nos anos anteriores a 2008 essas porcentagens não se aplicam, pois o ICMBio ainda não havia sido criado e o SFB foi criado em 2006. Esses dois órgãos, uma vez que não estavam criados, ocasionam mudanças nas porcentagens dos demais órgãos, IBAMA e MMA (Tabela 4). Sendo assim, foi necessário rever as porcentagens dos anos anteriores: 2000 a 2007 devido à ausência do ICMBio e 2000 a 2005, pela não criação do SFB.

No entanto, sabendo que as atribuições antes desempenhadas pelo IBAMA passaram a ser do ICMBio e verificando que no primeiro ano de vigência do mesmo há um decréscimo de 33,7% nas execuções do IBAMA, considerou-se que antes da criação do ICMBio este quantitativo era executado pelo IBAMA. A mesma interpretação foi considerada entre MMA e SFB, mas a variação do orçamento foi praticamente inexpressiva (0,005%).

Por meio dos dados agregados foi possível aproximar-se dos dados divulgados pelo MMA (2009), que denominaremos de *GEA 3*. Assim, se constituem três classes de **Gastos Efetivos Atuais (GEA)** (Tabela 5) a serem descritos e testados com os **Gastos Ideais em Conservação** e **Benefícios Transferidos da Conservação**. Este desfecho não estava metodologicamente previsto para o estudo, mas demonstrou-se inevitável perante à escassez de dados.

**Tabela 5: Classes dos Gastos Efetivos Atuais
Valores em Reais (R\$) de 2010**

Gastos Efetivos Atuais do SNUC			
Ano	GEA 1	GEA 2	GEA 3
2000	140.551.083,78	0,00	0,00
2001	171.779.014,89	198.500.729,64	574.085.930,00
2002	161.182.327,15	382.022.091,08	500.162.884,00
2003	121.140.672,91	338.103.458,71	369.302.880,00
2004	49.808.226,25	393.638.830,76	404.306.527,00
2005	58.528.208,57	392.167.128,77	383.093.181,00
2006	75.405.995,52	453.797.023,56	422.063.037,50
2007	81.443.846,16	466.270.070,10	476.810.568,00
2008	373.788.673,56	345.017.503,96	344.211.966,00
2009	383.313.117,52	396.002.791,86	0,00
2010	582.267.682,28	497.159.348,00	0,00

Fonte: Elaborada pela autora.

Outra consideração que deve ser feita é que, em especial no caso do GEA 3, o mesmo foi calculado como gastos de uma amostra de 836 Unidades de Conservação, que abrangem uma área total de 147.326.400 hectares²⁸. Assim no ano de 2008, teriam sido gastos por hectare perpetuado R\$233,63. Nossa amostra, conforme já dito, compreende 751 Unidades de Conservação e a área abrangida é de 139.141.300 hectares. Isso reflete em um investimento por hectare de R\$ 247,38 no ano de 2008.

Essas três classes de gastos originaram três cenários distintos quanto ao **Hiato de Sustentabilidade Ambiental** ocasionado pelo déficit de investimentos no Sistema Nacional de Unidades de Conservação. O MMA (2009) também identificou um Hiato de Sustentabilidade Ambiental em seu estudo, mesmo sem denominá-lo como tal. Segundo o órgão, para que GEA se equipare a GIC deveriam ser investidos 75,4% de recursos a mais do que são alocados atualmente.

²⁸ Esta amostra é utilizada apenas em estudos do Ministério do Meio Ambiente, no entanto não estão divulgadas no CNUC e por isso não são consideradas oficiais pelo órgão, nem possuem suas informações divulgadas para uso público.

5.3 GASTOS IDEAIS EM CONSERVAÇÃO (GIC): QUANTO DEVERIA SER INVESTIDO?

Diante da realidade visualizada por meio dos **Gastos Efetivos Atuais** (GEA) surgem diferentes procedimentos metodológicos para tentar definir “onde estamos” e “onde queremos chegar” em se tratando de gastos para consolidação e manutenção do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Entre essas metodologias podem ser citadas a do ARPA que norteou o estudo “*Quanto Vale uma Unidade de Conservação Federal?*” e o “*Sistema de Projeção de Investimentos Mínimos em Conservação (IMC)*” utilizado para mensurar os custos do SNUC no citado estudo *Pilares para a Sustentabilidade Financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação*.

Em nossa pesquisa, o IMC possibilitou mensurar o que consideramos o ideal a ser atingido, visto que a realidade atual do SNUC está aquém do mínimo evidenciado por essas metodologias. Novamente utilizando-se do universo de 751 Unidades de Conservação buscou-se, por meio do conjunto de planilhas do aplicativo de computador *Minimum Conservation System*²⁹, mensurar os valores ideais para cada categoria de Unidade de Conservação Estadual (Apêndice 3) e Nacional (Apêndice 4). Partiu-se do pressuposto que nenhuma UC possui infraestrutura, ou seja, foram considerados os custos ideais necessários desde seu planejamento. Seguindo a classificação de custos de Morsello (2006), apresentada no Capítulo 3, os resultados evidenciaram que os Custos de Consolidação descritos no IMC refletem os denominados Custos de Planejamento e Implementação descritos pela autora. Nos Custos de Manejo há uma transição ocorrida nos chamados Custos indiretos: parte deles são interpretados pelo IMC como Custos de Consolidação e outra parte interpretados como Despesas de Custeio, juntamente com a totalidade dos Custos Diretos. A autora alerta em seu estudo para essa sobreposição de custos.

²⁹ Disponível para download em: <http://sites.google.com/site/aabrasilma/Home/planos-de-acao/ap/protecao/investimentosminimosparaconservacao-imc>

5.3.1 GIC Unidades de Conservação Estaduais

Os resultados evidenciaram que para haver consolidação das Unidades de Conservação Estaduais criadas antes do SNUC (até 1999), deveria ter sido investido o montante de R\$ 507,26 milhões, valores correntes adicionados³⁰. Além disso, as Despesas de Custeio estariam demandando naquele ano uma injeção de R\$ 136,68 milhões (Tabela 6). Prematuramente, os resultados já nos induzem a lembrar dos resultados obtidos na determinação do GEA. No melhor cenário de custos o montante de R\$ 582,2 milhões teria sido atingido apenas no ano de 2010 para todo o Sistema.

**Tabela 6: Gastos Ideais em Conservação para UCs Estaduais
Valores em milhões de Reais (R\$) de 2010**

Ano	Área Perpetuada	GIC Estadual		GIC TOTAL
		Gastos Mínimos em Consolidação	Gastos Mínimos em Manutenção	
2010	65.524.428,00	806,52	299,85	1106,37
2009	65.248.881,30	1051,14	294,76	1345,9
2008	61.290.914,00	902,72	283,48	1186,2
2007	59.345.456,00	511,98	267,85	779,83
2006	58.836.964,55	1046,63	256,04	1302,67
2005	40.315.981,31	448,68	231,57	680,25
2004	36.873.512,07	605,02	217,29	822,31
2003	35.772.793,19	699,49	209,94	909,43
2002	30.765.004,63	636,15	194,51	830,66
2001	29.265.726,90	524,73	167,97	692,7
2000	26.590.241,00	465,4	149,12	614,52
até 1999	26.172.843,09	507,26	136,68	643,94

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo; Elaborada pela autora.

³⁰ O Sistema utiliza para calcular o valor de cada infra-estrutura Valores de Referência determinados por técnicos do Ministério do Meio Ambiente em reuniões realizadas no ano de 2005. Logo, para análises anteriores e posteriores ao ano de 2005 é necessário fazer a atualizações desses Valores de Referência discriminados no Apêndice 1 deste estudo (MMA, 2009).

No ano de 2010 os gastos deveriam estar próximos a R\$ 806,5 milhões sendo que o pico de gastos teria sido atingido até o ano de 2009, quando os GICs atingem R\$ 1,05 bilhão. Entretanto o que chama a atenção em termos de aumento do GIC é o pico de gastos evidenciado no ano de 2006. O aumento dos gastos em consolidação equivale ao dobro do valor demandado pelo ano anterior. Este aumento foi motivado pela implantação de quase oito milhões de hectares de FLONAS e outros oito milhões divididos igualmente entre APAS e ESECs.

Os dados confirmaram fatores que interferem nos custos de criação de UCs. Um desses fatores é o tamanho da área perpetuada. Os tipos de Unidades de Conservação que compreendem maior área por unidade reduzem os custos de consolidação para o ano analisado. No ano de 2003, por exemplo, o valor dos gastos ultrapassa a marca de um bilhão de reais devido ao significativo aumento de área perpetuada. Em contrapartida, evitando um aumento maior, está o perfil das Unidades de Conservação criadas: 6 Áreas de Proteção Ambiental; 5 Parques Estaduais; 3 Florestas Estaduais; 3 Reservas de Desenvolvimento Sustentável; 2 Estações Ecológicas; e 1 Reserva Extrativista. Esses tipos de UCs que por apresentarem uma área média maior que as demais têm um custo proporcional menor (Tabela 7). Ou seja, se ao invés destes tipos de Unidades de Conservação, tivessem sido instituídas UCs cujo histórico demonstra como característica a abrangência de menor área, os custos se elevariam para perpetuar o mesmo número de hectares.

**Tabela 7: Relação entre Custos e Área Perpetuada
por tipo de Unidade de Conservação
Valores em Reais (R\$) de 2010**

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO ESTADUAIS							
Tipo de UC	Área Abrangida	Consolidação até 2010	Despesas de Custeio no ano de 2010	Custo Médio de Consolidação/há	Custo Médio de Manutenção/há	nº de UCs	Média de área por UC (ha)
RDS	10.483.796	137.577.645	13.101.844	13,12	1,25	20	524.190
FLONAS	10.436.289	141.618.559	17.210.050	13,57	1,65	20	521.814
RESEX	865.405	13.499.394	2.331.684	15,60	2,69	4	216.351
APA	28.768.612	453.262.168	85.857.784	15,76	2,98	133	216.305
ESEC	4.728.840	76.631.353	15.655.594	16,21	3,31	51	92.722
REBIO	1.252.630	28.256.267	8.463.934	22,56	6,76	16	78.289
PARES	8.812.772	312.414.716	137.691.868	35,45	15,62	157	56.132
RVS	108.137	5.695.270	2.442.717	52,67	22,59	5	21.627
MONAS	56.902	12.582.662	6.974.851	221,13	122,58	14	4.064
ARIE	11.045	15.445.300	10.117.835	1.398,40	916,06	21	526

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo; Elaborada pela autora.

Pode-se inferir também, seguindo a Tabela 7, que Unidades de Proteção Integral são mais onerosas para serem consolidadas do que Unidades de Conservação de Uso Sustentável. Existem duas linhas de raciocínio na literatura: (1) Unidades de Proteção Integral conservam funções ambientais mais complexas devido à menor intervenção antrópica e em consequência provém ao ser humano mais benefícios ambientais do que áreas com maior interação; e (2) o provimento de funções ambientais mais complexas ou em maior quantidade depende do tamanho da área perpetuada.

Se confirmada a teoria do Método dos Custos Evitados, ou seja, se os Gastos Ideais em Conservação refletem os benefícios protegidos, as UCs de Proteção Integral conservam mais a biodiversidade do que as UCs de Uso Sustentável. Fazendo-se uma relação com a prática podemos pensar em uma APA, tipo de UC com maior interferência das atividades antrópicas. Independente da área que abrange, os usos que são permitidos reduzem a interação entre organismos afetando o provimento de serviços ambientais. Esta análise comparativa entre os gastos com UCs de Uso Sustentável e Proteção Integral é importante de ser destacada, pois o que se visa saber posteriormente, ao identificarmos os Benefícios Transferidos da Conservação, é se esse custo é suplantado pelos benefícios oriundos deste mesmo hectare mensurado.

Mesmo com essa constatação, poderiam ser considerados como colaboradores da elevação dos custos entre as categorias de Unidade de Conservação os Fatores de Correção e Calibração que o IMC incorpora em sua metodologia de cálculo tanto para diferenciar os custos entre as categorias quanto entre biomas. Não há no estudo uma justificativa para essas correções e calibrações, mas nas instruções de uso das planilhas de cálculo do IMC descreve-se que seria para determinar qual é a densidade de funcionários que cada tipo de UC necessita para sua manutenção. Para a categoria de Proteção Integral o índice mínimo é 0,7 e o máximo é 2,0. Já para a categoria de Uso Sustentável os índices variam de 0,5 a 1,0. Sendo assim, a explicação percebida nas instruções de uso parece justificar o porquê de PARES e FLONAS possuírem maior índice de calibração dentro de suas respectivas categorias. Logo, o fator não se confirma como determinante, pois o que se visualiza é que áreas com maior calibração não se encontram como as mais onerosas quanto aos Gastos Ideais. A calibração para biomas tem a mesma função.

Neste caso, quanto menor o índice maior é a densidade de pessoal de campo em Unidades de Conservação. Com base neste índice seu valor mínimo estaria na Mata Atlântica e no Pampa. Esses seriam biomas com maior demanda por pessoal de campo. Já a Amazônia e as Áreas Marinhas apresentam o maior índice e em consequência a menor densidade em campo.

Respondendo alguns questionamentos aqui feitos com relação a quais Unidades de Conservação e em quais biomas os Gastos Ideais em Conservação são menos onerosos, os resultados evidenciaram o disposto na Tabela 8. Desconsiderando o valor médio do hectare atrelado a cada tipo de Unidade de Conservação e considerando apenas os gastos necessários conforme perfil dos biomas.

Nesta análise os Fatores de Correção e Calibração pareceram influenciar nos Gastos Ideais por hectare de cada bioma. Os menores gastos apresentam-se nos biomas Marinho e Amazônico que, como citamos, possuem os maiores valores de calibração. A relação dos custos parece norteada pelos índices. No entanto consideremos que: (1) a ocupação antrópica reduz a disponibilidade de grandes áreas para perpetuação por meio de UCs; (2) biomas com maior ocupação antrópica possuem áreas protegidas menores e, conforme já identificado, mais onerosas; (3) com exceção da Caatinga, Amazônia e Marinho são os únicos dois biomas que possuem mais área perpetuada pelo regime de Uso Sustentável do que Proteção Integral, reduzindo os custos de consolidação e manutenção. Esses fatores influenciam na redução ou aumento dos gastos e justificam situações como a inversão existente entre Cerrado e Pantanal. O segundo, apesar de possuir maior índice de calibração em comparação com o primeiro apresenta maior custo por hectare consolidado e mantido, no entanto só possui UCs de Proteção Integral.

**Tabela 8: Gastos Ideais em Conservação nos Biomas Brasileiros
Valores em Reais (R\$) de 2010**

Bioma	Área Perpetuada (ha)	GIC Consolidação	Unidades de Conservação Estaduais				Área Média por UC (ha)
			GIC Despesas de Custeio	Característica das UCs Implantadas	Custo Médio de Consolidação/ha	Custo Médio de Manutenção/ha	
Amazônia	32.806.900	615.875.515	77.722.806	44% Proteção Integral; 56% Uso Sustentável.	18,77	2,37	352.762,37
Marinho	4.366.200	70.761.063	11.547.388	31% Proteção Integral; 69% Uso Sustentável.	16,21	2,64	335.861,54
Caatinga	4.027.700	78.544.447	21.429.288	26% Proteção Integral; 74% Uso Sustentável.	19,50	5,32	115.077,14
Pantanal	290.700	8.505.096	3.442.010	100% Proteção Integral; 0% Uso Sustentável.	29,26	11,84	96.900,00
Cerrado	8.003.100	216.402.498	80.032.284	61% Proteção Integral; 39% Uso Sustentável.	27,04	10,00	67.252,94
M. Atlântica	4.523.100	237.465.379	121.247.577	64% Proteção Integral; 36% Uso Sustentável.	52,50	26,81	25.410,67
Pampa	0	0	0	0% Proteção Integral; 0% Uso Sustentável.	0,00	0,00	0,00

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo. Elaborada pela autora.

Os **Gastos Ideais em Conservação (GIC)** demonstram que, para a amostra de Unidades de Conservação Estaduais há uma lógica relacionada às limitações do território e às determinações do SNUC que influenciam nos Gastos Ideais. Havendo critérios metodológicos que ponderam a ação desses dois agentes pode haver melhor estabelecimento das UCs e em consequência uma aplicação mais eficiente dos recursos. Isso refletiria na alocação das áreas protegidas identificando quais os gastos necessários para se atingir 10% de território perpetuado em todos os biomas que ainda não atingiram esta porcentagem. Pode nortear outra dificuldade atual do Sistema, referente ao grande número de UCs de uma categoria e a ausência de outra no diversos biomas. A importância deste “aumento de visibilidade” é a conservação de recursos da biodiversidade que possivelmente não estão sendo atendidos neste momento desperdiçando-se benefícios ambientais à sociedade.

5.3.2 GIC Unidades de Conservação Nacionais

O cenário dos **Gastos Ideais em Conservação (GIC)** para a amostra de 310 Unidades Nacionais demonstra que até o ano de 1999 deveria ter sido gasto o montante de R\$ 579 milhões (em valores correntes adicionados) para a consolidação das áreas e outros R\$ 146 milhões para a manutenção. Em 2010, os Gastos Ideais em Conservação deveriam ter atingido os R\$ 991 milhões além de se ter disponível R\$ 267 milhões anuais para a manutenção de toda a amostra (Tabela 9).

Além disso, esses resultados reforçam a teoria de que áreas maiores reduzem os custos de consolidação e manejo. Apesar de apresentar-se em menor quantidade que as UCs Estaduais, a amostra nacional abrange maior território³¹ e apresenta Gastos Ideais em Conservação (GIC) para o ano de 2010 menores no que tange as Despesas de Custeio, bem como menor disparidade entre categorias quando analisado o custo do hectare consolidado (Tabela 10). Nos anos em que há grande aumento na área perpetuada há significativa variação nos Gastos Ideais em

³¹ Um dos motivos é a própria legislação que impõe uma área mínima maior dos que às UCs Estaduais às UCs Nacionais.

Conservação motivados também pela categoria de Unidade de Conservação mais instituída no período, outra evidencia que se demonstrou na análise anterior.

**Tabela 9: Gastos Ideais em Conservação para UCs Nacionais
Valores em Milhões de Reais (R\$) de 2010**

GIC Nacional				
Ano	Área Perpetuada	Gastos Mínimos em Consolidação	Gastos Mínimos em Manutenção	GIC TOTAL
2010	73.799.876	991	267	1.258
2009	72.586.063	587	259	846
2008	72.038.668	842	255	1097
2007	65.666.717	600	245	845
2006	65.567.689	1.071	240	1.311
2005	54.903.520	779	213	992
2004	49.754.037	574	206	780
2003	47.017.949	314	190	504
2002	44.903.294	763	188	951
2001	36.378.253	593	164	757
2000	33.131.564	352	172	524
até 1999	32.540.890	579	146	725

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo. Elaborado pela autora.

Percebeu-se que a estratégia utilizada para estabelecer UCs Nacionais demanda alguns picos de gastos ao longo de 10 anos. O primeiro no ano de 2002, o segundo no ano de 2005, o terceiro no ano de 2006, seguido pelo ano de 2008 e o último no ano de 2010. Com exceção do ano de 2005, onde os custos foram demandados mais em decorrência do estabelecimento de Estações Ecológicas, todos os demais picos foram motivados pela grande perpetuação de áreas sob o perfil de Parques Nacionais (PARNAS)³². O que motiva o estabelecimento de Parques Nacionais em maior número do que outros tipos de UCs com certeza não é o baixo custo de consolidação e manutenção, conforme se visualiza na Tabela 10. O que pode motivar é a possibilidade de retorno financeiro via visitação, uso permitido

³² Só para recordar: (1) na amostra Estadual, as FLONAS ocasionaram o maior pico de investimentos de um ano para o outro; (2) PARNAS e FLONAS possuem os maiores índices de calibração, ou seja, demandam maior número de pessoal em suas respectivas categorias.

neste tipo de UC. No entanto, o que se percebe até o ano de 2009 é que a visitação está concentrada em poucos PARNAS enquanto que os demais quase não possuem visitação (MMA,2009).

Na amostra nacional os **Gastos Ideais em Conservação (GIC)** apresentaram-se maiores e coincidentes com a amostra estadual apenas em três tipos de Unidades de Conservação: ARIEs, MONAs e RVSSs. Nos demais houve variação e nem sempre os tipos de UCs com maior área média por unidade apresentaram menor custo por hectare. Os Parques Nacionais, por exemplo, apesar de ser o tipo de UC com maior média de área por unidade, apresentaram um custo por hectare maior do que as Reservas Biológicas cuja área média é bem inferior. Outra observação interessante se refere à RDS: na amostra estadual este tipo de UC apresentava o menor **GIC** entre todos os tipos existentes na amostra. Já na amostra nacional a RDS Itatupã Baquiá, única representante, possui o quarto maior GIC por hectare.

Esse caso nos remete a outro cuidado que a estratégia de conservação *in situ* deve ponderar no momento da implantação de uma Unidade de Conservação: é eficiente crescer quase R\$500 mil por ano sobre as despesas de custeio, para estabelecer uma única Unidade de Conservação? Neste caso, a perpetuação da área era solicitada há mais de vinte anos por sete comunidades do município de Gurupá para desenvolver no local, formas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, tais como: o manejo do açaí, da madeira e dos recursos pesqueiros³³. Sendo assim, os benefícios advindos da área parecem suplantar no longo prazo os investimentos, além de justificarem o custo do hectare maior do que o esperado, possivelmente devido à necessidade de infraestrutura e capacitação para as atividades de manejo. Mesmo com a elevação dos custos ocasionada por uma única Unidade de Conservação, a Amazônia, bioma que integra a RDS, apresentou o menor GIC por hectare de todos os biomas analisados (Tabela 11).

³³Estes usos, permitidos em RDSs, podem ser utilizados para mensurar o retorno em benefícios em uma esfera local e regional. São benefícios mais tangíveis, pois os produtos possuem valor de mercado, o que facilita o cálculo do retorno que a área proporciona vis-à-vis os gastos que demandou contribuindo para a tomada de decisão.

**Tabela 10: Relação entre Custos e Área Perpetuada
por tipo de Unidade de Conservação.
Valores em Reais (R\$) de 2010**

Tipo de UC	Área Abrangida (ha)	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NACIONAIS				nº de UCs	Média de área por UC (ha)
		Gastos com Consolidação	Despesas de Custeio	Custo Médio de Consolidação/ ha	Custo Médio de Manutenção/ha		
RESEX	12.478.485	196.758.716	33.357.323	15,77	2,67	59	211.499,75
APA	9.506.642	140.975.251	24.982.331	14,83	2,63	32	297.082,56
ESEC	6.928.300	108.481.123	20.490.564	15,66	2,96	31	223.493,55
FLONAS	15.842.929	251.413.347	47.894.012	15,87	3,02	65	243.737,37
REBIO	3.868.933	71.697.550	17.604.477	18,53	4,55	29	133.411,48
PARNAS	24.819.585	428.809.935	112.139.535	17,28	4,52	77	322.332,27
RDS	64.441	1.653.183	495.172	25,65	10,34	1	64.441,00
RVS	201.881	2.519.254	803.914	12,48	3,98	7	28.840,14
MONAS	44.286	3.161.121	1.661.763	71,38	37,52	3	14.762,00
ARIE	44.394	13.579.285	7.772.281	305,88	175,08	16	2.774,63

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo. Elaborado pela autora.

Outro caso que chama a atenção é o da Estação Ecológica de Taiamã, única UC da amostra inserida no Pantanal, colocando-o como o segundo bioma com maior GIC por hectare até o ano de 2010. No entanto, neste tipo de UC não são permitidos os mesmos usos que em RDSs. Ou seja, para identificar se a criação da ESEC é eficiente, a decisão de conservar (que gerou um incremento de R\$ 4 milhões por ano em Custeio) deveria passar por uma análise dos benefícios advindos das funções ambientais³⁴.

Novamente as necessidades da categoria de Proteção Integral interferiram no valor do hectare, assim como na amostra estadual. Mesmo com uma área média por UC maior que o bioma Marinho, a Caatinga demonstrou uma demanda maior de investimentos que o bioma citado. Alheia às peculiaridades das categorias³⁵ o que se percebe por meio da mensuração dos Gastos Ideais em Conservação é que o SNUC estaria garantindo a proteção de 139 milhões de hectares (Figura 8) se tivessem sido gastos até o ano de 2010: (1) mais de R\$ 990 milhões em Consolidação de toda a amostra aqui abrangida e; (2) se o orçamento público dispusesse, neste mesmo ano, de mais de R\$ 260 milhões para manter esta estratégia de conservação *in situ*.

³⁴ Mensuração mais intangível, considerando-se que os serviços advindos destas funções não possuem valor de mercado, como por exemplo, manutenção do microclima, contenção de processos erosivos e manutenção das espécies para uso futuro.

³⁵ Ou seja, desconsiderando os Fatores de Calibração que diferem os custos de uma categoria para outra.

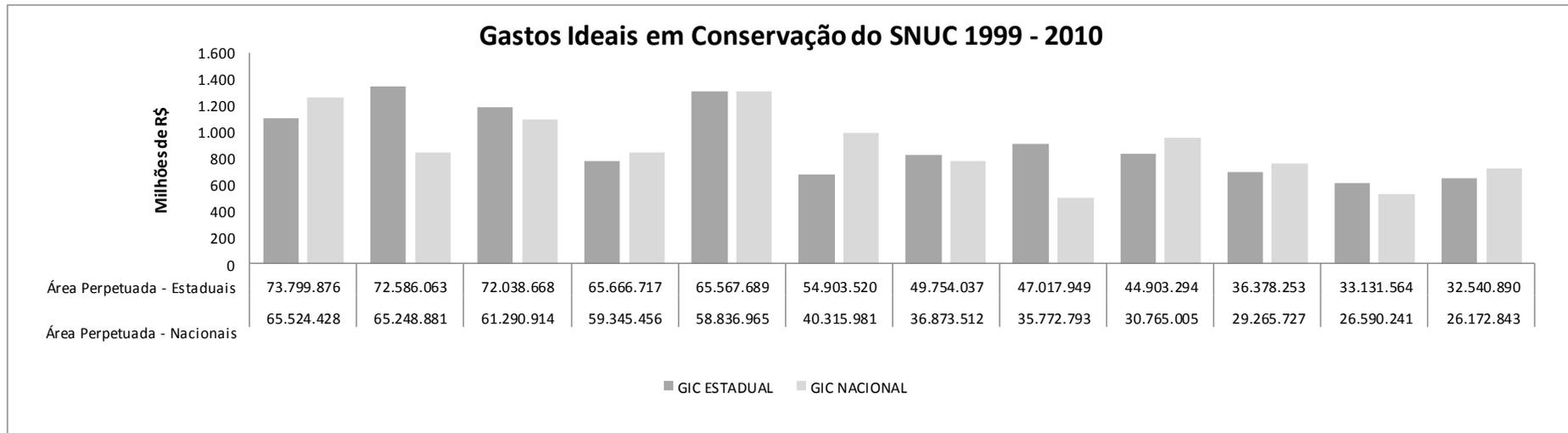
Tabela 11: Gastos Ideais em Conservação nos Biomas Brasileiros

Valores em Reais (R\$) de 2010

Unidades de Conservação Nacionais							
Bioma	Área Perpetuada(ha)	GIC Consolidação*	GIC Despesas de Custeio*	Característica das UCs Implantadas	Custo Médio de Consolidação/ha	Custo Médio de Manutenção/ha	Área Média por UC (ha)
Amazônia	44.313.600,00	811.648.159,80	119.804.153,82	44% Proteção Integral; 56% Uso Sustentável.	18,32	2,70	382.014
Cerrado	7.326.000,00	276.626.569,81	75.724.219,56	45% Proteção Integral; 55% Uso Sustentável.	37,76	10,34	155.872
Caatinga	2.316.900,00	104.226.282,85	29.867.764,02	60% Proteção Integral; 40% Uso Sustentável	44,99	12,89	115.845
Marinho	2.643.900,00	114.752.171,43	31.866.350,46	50% Proteção Integral; 50% Uso Sustentável.	43,40	12,05	77.762
M. Atlântica	3.572.200,00	306.116.823,06	103.038.234,24	56% Proteção Integral; 44% Uso Sustentável	85,69	28,84	41.537
Pampa	157.100,00	19.575.043,85	6.884.019,96	33% Proteção Integral; 67% Uso Sustentável.	124,60	43,82	26.183
Pantanal	14.300,00	1.065.912,77	444.130,32	100% Proteção Integral; 0% Uso Sustentável.	74,54	31,06	14.300

Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo. Elaborado pela autora.

Figura 8: Comparativo entre Gastos Ideais em Conservação Estaduais e Nacionais.



Fonte: CNUC, 2011; Resultados do Estudo. Elaborada pela Autora.

Dados os valores individuais de cada ano percebeu-se que a necessidade total do SNUC no ano de 2010 seria de R\$ 2.364 bilhões (Tabela 12). Portanto, para que houvesse a consolidação e manutenção da estratégia de conservação *in situ* brasileira, deveria ser incrementado durante os dez primeiros anos de vigência da legislação o valor de R\$ 1 bilhão.

**Tabela 12: Gastos Ideais em Conservação – Total SNUC
Valores em Milhões Reais (R\$) de 2005**

ANO	GIC SNUC		
	GIC TOTAL ESTADUAL	GIC TOTAL NACIONAL	GIC SNUC
2010	1.106	1.258	2.364
2009	1.346	846	2.192
2008	1.186	1.097	2.283
2007	780	845	1.625
2006	1.303	1.311	2.614
2005	680	992	1.672
2004	822	780	1.602
2003	909	504	1.413
2002	831	951	1.782
2001	693	757	1.450
2000	615	524	1.139
até 1999	644	725	1.369

Fonte: Resultados do Estudo. Elaborada pela autora.

5.4 BENEFÍCIOS TRANSFERIDOS DA CONSERVAÇÃO: QUAL É O RETORNO SOCIAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO?

A deficiência de dados sobre o valor dos benefícios proporcionados pelas florestas e pela biodiversidade é significativa mesmo quando a pesquisa de literatura se direciona para a América Latina, concentradora de alguns dos países mais biodiversos do mundo. No Brasil tem-se identificado iniciativas de valoração desses benefícios, mas percebe-se pouca precisão metodológica, o que pode resultar em um

viés dos resultados. Na ausência dos preços de mercado para mensurar esses benefícios, o máximo cuidado é necessário na utilização de diferentes métodos para mensuração monetária desses benefícios.

Sendo assim, considera-se nesse estudo que a publicação de Sedjo (2007) é o mais abrangente levantamento de estudos empíricos de valoração da diversidade biológica em nível de América Latina. Essa abrangência nos motivou a usar o trabalho de Sedjo como base para estimarmos aquilo que denominamos **Benefícios Transferidos da Conservação (BTC)**. O método de benefício transferido (*benefit transfer method*) é usado para se estimar valores econômicos de bens e serviços ambientais pela transferência de informações disponíveis de estudos já concluídos em outros locais e/ou contextos.

Sedjo (2007) reconhece a importância de se obter dados sobre o valor dos benefícios da biodiversidade, pois permitem avançar rumo à seleção de soluções efetivas em custo para proteção desses recursos. Como contribuição, na perspectiva do presente estudo, pode-se acrescentar que, dados confiáveis facilitam a análise econômica das iniciativas de conservação. A abordagem de Sedjo (2007) ressalta ainda que é preciso além de conhecer os benefícios da biodiversidade, mensurar o valor em retornos sociais locais, regionais e globais. No caso dos benefícios locais e regionais, alguns já são privados como o fornecimento de madeira, lazer e em alguns casos de água. No entanto, na esfera global, que inclui serviços como o sequestro de carbono, há maior dificuldade de mensuração, isso por que ela abrange, em sua maioria, externalidades positivas promovidas pelas florestas.

Em decorrência dessa variação de tangibilidade, os valores dos benefícios acabam sendo obtidos por diferentes metodologias, conforme o serviço ambiental mensurado em cada estudo. Já vimos que essa variação de tangibilidade é nitidamente percebida na fórmula do Valor Econômico Total e pode-se dizer que, na maioria das vezes, é esta que nos obriga a sair da fórmula ideal (ou VETotal) e valorar apenas o valor econômico possível, ou seja, o que é real considerando os dados disponíveis. Ao analisar o estudo de Sedjo (2007) percebe-se que não há dados suficientes para se atingir a fórmula do VET por completo. Se houvessem outros estudos com a mesma confiabilidade de resultados, poderiam ser associados no intuito de abranger toda a fórmula. No entanto, optou-se por partir para o que é

possível de ser calculado apenas com os resultados fornecidos pelo autor, mensurando-se um **Valor Econômico Parcial (VEParcial ou VEP)**. Com isso tem-se o valor dos benefícios ambientais advindos de: (1) produtos farmacêuticos/bioprospecção e (2) armazenamento de carbono.³⁶

Para Sedjo (2007), os autores que mensuram o valor dos benefícios utilizando-se da bioprospecção concluem, em geral, que os resultados por hectare são significativos, porém insuficientes para convencer proprietários e empresas a manter uma área natural apenas para esse fim (Tabela 13). Príncipe (1989) e Aylward (1993) apresentam diferenças significativas em suas estimativas e mensuraram valores médios ao invés de valores marginais o que pode ocasionar o viés da dupla contagem. O mesmo não ocorre no estudo de Simpson et al. (1996) que além de calcular o valor marginal contribuem para o presente estudo trabalhando o valor por hectare e não somente por espécie testada como fizeram os autores anteriores.

No entanto, a referência de Rausser e Small (2000) vem questionar a diferença significativa de valor para com o estudo de Simpson et al. (1996). Enquanto este cita como maior valor encontrado um benefício de U\$ 20,63 por hectare, em áreas mais biodiversas, podendo decrescer a até U\$ 0,20 por hectare em áreas com menor diversidade de recursos, Rausser e Small (2000) falam de um valor significativamente maior.

Para esclarecer a diferença de resultados Costello e Ward (2006) demonstraram que essa discrepância se deve apenas a escolhas de parâmetros metodológicos diferentes por parte dos autores e que se esses utilizassem parâmetros similares, a diferença seria mínima, pois Simpson et al, (1996) fixaria como resultado o valor de U\$ 8.840 por hectare. Costello e Ward, 2006 ainda arriscam tomar uma posição salientando que os parâmetros metodológicos de Simpson et al (1996) são mais apurados conferindo maior confiabilidade. Essa descrição é importante para este estudo, pois auxiliou na determinação de quais valores seriam adotados no cálculo dos BTC.

³⁶ Visitação e Extrativismo poderiam corresponder aqui a benefícios mais tangíveis transferidos à sociedade devido à Conservação da Biodiversidade. No entanto, são usos pontualmente desenvolvidos nas UCs brasileiras, ou seja, a maior parte da sociedade não têm acesso a esses usos/benefícios em suas regiões em decorrência da não consolidação das UCs.

Tabela 13: Valor dos Benefícios Transferidos da Conservação Produtos Farmacêuticos (bioprospecção).

Benefício Transferido da Conservação (BTC)	Valor (U\$)	Referência
Produtos Farmacêuticos (bioprospecção)	23.7 milhões por espécie testada; (537 bilhões por 250,000 espécies);	PRINCIPE, 1989;
	44 por espécie testada (11 milhões);	AYLWARD et al, 1993;
	até 9.431 para algumas espécies; até 20,63 por hectare;	SIMPSON et al, 1996; RAUSSER & SMALL,
	9.177 por hectare	2000;

Fonte: Sedjo, 2007. Elaborada pela autora.

Uma constatação presente na compilação de Sedjo (2007) quanto ao BTC em produtos farmacêuticos é a de que seus valores são insuficientes para ultrapassar o custo de oportunidade da terra para outros usos. No entanto, uma área conservada para provimento da bioprospecção consegue manter outros benefícios ambientais, tais como, o armazenamento de carbono. Com isso, o autor traz o estudo de Pearce (1996) que mensura o valor dos benefícios proporcionados em decorrência do sequestro de carbono feito pelas florestas.

Cabe dizer que o histórico das iniciativas de conservação mundiais nos relata a ocorrência dos denominados Painéis Intergovernamentais sobre Mudanças Climáticas. A partir destes encontros a emissão de dióxido de carbono decorrida das atividades humanas recebeu maior atenção bem como a importância das florestas como absorvedoras do carbono emitido. Sedjo (2007) cita que na Bolsa de Valores Europeia, o valor por tonelada de carbono não emitido varia de U\$ 10 a 100. Apesar desta imensa variância, é um valor monetário a ser considerado, uma vez que florestas tropicais (ainda segundo Sedjo, 2007) podem absorver de 100 a até 300 toneladas por hectare, variação que se dá dependendo da idade, densidade e tipo de espécie presente na floresta. No estudo de Pearce (1996) a determinação do valor do benefício da floresta se dá por meio da análise do valor dos danos decorrentes da emissão de carbono que, graças à ação das florestas deixa de ocorrer se traduzindo em benefício e não em um custo para a sociedade. O autor considerou a absorção mínima possível (100 toneladas por hectare) a um preço de U\$ 20/ton/ha. Isso reflete

em um valor econômico indireto para as florestas da América Latina de U\$ 3.4 trilhões.

Das compilações feitas por Sedjo (2007) serão utilizados para o presente estudo os resultados de Simpson (1996), Rausser e Small (2000) e Pearce (1996). Optou-se por tais estudos, pois apresentam resultados por Hectares ao contrário dos demais que referem-se ao valor de espécies específicas. Sendo assim, os Benefícios Transferidos da Conservação por hectare equivalem ao VE_p originado a partir da bioprospecção e do armazenamento de carbono.

Tem-se:

	Bioprospecção (U\$)		Armazenamento de Carbono (U\$)*
(1) VE _p /ha=	20,63	+	200,00
(2) VE _p /ha=	9.177,00	+	200,00

* valor fixado para o armazenamento de carbono por hectare.

Comparando o VE_p (1) e (2) percebe-se uma modificação nos valores dos benefícios da bioprospecção que se deve à variação de estudos, autores e metodologias de cálculo. Na primeira situação utiliza-se o estudo de Simpson (1996) que originará, ao ser adicionado ao valor ser armazenamento de carbono, um VE_p de U\$ 220,63 por hectare. Na segunda situação, utilizando-se o estudo de Rausser e Small (2000), o valor econômico dos benefícios por hectare corresponde a U\$ 9.377,00 por hectare. Aplicado às Unidades de Conservação perpetuadas pelo SNUC até o ano de 2010 tem-se os resultados expressos na Tabela 14³⁷.

³⁷ Os valores da Tabela já se apresentam convertidos. Considerou-se o preço do dólar à R\$1,80 para o período analisado.

Tabela 14: Valor Econômico Parcial dos Benefícios Transferidos da Conservação no Brasil.
Valores em Reais (R\$) correntes

BTC - SNUC (em R\$)			
Ano de Criação	Área Total	BTC (1) TOTAL	BTC (2) TOTAL
2010	139.326.486	55.331.284.691	2.351.636.026.600
2009	137.837.126	60.779.022.438	2.583.170.436.499
2008	123.934.734	53.783.061.544	2.285.834.963.978
2007	115.617.325	56.135.972.913	2.385.836.096.635
2006	115.009.806	59.315.186.674	2.520.955.923.662
2005	95.221.684	50.831.449.158	2.160.388.427.484
2004	86.629.732	47.151.202.724	2.003.974.200.909
2003	82.792.924	50.594.317.994	1.607.573.597.371
2002	75.670.481	51.829.501.226	2.202.806.658.189
2001	65.643.980	54.422.211.172	2.312.999.474.971
2000	59.721.805	54.871.583.824	2.332.098.270.961
até 1999	58.713.733	60.009.453.050	2.550.462.952.682

* Área Total Perpetuada pelo SNUC (751 UCs)

Fonte: Elaborada pela autora.

A significativa diferença entre os valores para uma mesma área já foi explicada que se deve a uma diferença de metodologias adotadas em cada estudo. Preferiu-se considerar como valor do BTC para a área abrangida pelas Unidades de Conservação os resultados do VEp 1. Uma justificativa para essa seleção é o fato de que nem todas as Unidades de Conservação conseguem manter um alto grau de complexidade de suas funções ambientais. Por exemplo, uma APA não irá manter as mesmas funções ambientais que uma Estação Ecológica (nem é o seu objetivo de criação), em consequência o estoque de riqueza será diferente e obrigatoriamente menor em um dos tipos de Unidades de Conservação citados. Isso significa que por apresentarem diferentes usos e funções de conservação as UCs irão gerar por hectare diferentes valores de BTC.

Seria um contra-senso adotar valores extremos de BTC à realidade do SNUC que, até o ano de 2009, possuía apenas cerca de 15% de suas UCs consolidadas em uma amostra de 299 áreas protegidas (FUNBIO,2009). Logo, considerou-se menos contraproducente estipular que, neste momento, no cenário que temos, o VEp 1

representa melhor os Benefícios Transferidos da Conservação (BTC). Sendo assim, estes valores serão os utilizados para o Teste das Hipóteses.

5.5 TESTE DE HIPÓTESE: A GESTÃO DAS UCS É SUSTENTÁVEL E EFICIENTE CONFORME OS BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE?

Como recordamos, ao mensurar os Gastos Efetivos Atuais foram geradas três categorias de gastos (*GEA1*, *GEA2*, *GEA3*). Sendo assim, as hipóteses serão testadas com as três categorias para se verificar todas as possíveis confirmações.

Em seu estudo o Ministério do Meio Ambiente identifica a lacuna de investimentos do SNUC e concluiu que para a amostra abrangida de UCs Nacionais, a lacuna corresponde a R\$ 611 milhões. No caso da amostra de UCs estaduais o estudo identificou uma diferença entre o que aqui denominamos de *GEA* e *GIC* de R\$1.185,9 bilhões³⁸. Ou seja, o que aqui denominamos de “hiato de sustentabilidade ambiental” foi mensurado pelo MMA e atingiu para todo SNUC o valor de R\$ 1.796,9 bilhões. Segundo o MMA (2009) gastam-se apenas 24,01% do valor ideal.

Em nosso estudo confirmamos que os Gastos Efetivos Atuais são menores que os Gastos ideais em Conservação. No entanto, **a diferença identificada é significativamente maior** para o ano de 2008 assumindo como gasto apenas 15,9% dos Gastos Ideais (Tabela 15). Além disso, do ano de 2001 a 2008, intervalo em que se têm todos os dados dos *GEA*, o déficit de gastos é sempre superior a 60%. Isso significa que a metodologia do presente estudo identificou que no referido intervalo os gastos foram inferiores a 40% dos recursos Ideais demandados pelo SNUC. Surgem duas possibilidades de explicação para essa diferença: ou não se sabe o real valor do montante de gastos efetivos com o SNUC, ocasionando a geração de dados diferentes entre as fontes e subestimação do que realmente é gasto; ou os gastos estão corretos e a subestimação está ocorrendo no momento da formulação orçamentária por ausência de critérios que evidenciem a real necessidade de recursos do SNUC. O *GEA3* que equivale aos Dados Agregados obtidos via

³⁸ A publicação abrange um número maior de UCs do que o presente estudo, conforme já descrito anteriormente.

MMA,2009 evidenciou maior porcentagem de investimento no ano de 2001. Ou seja, considerando esta série de dados o gasto teria atingido o máximo de 39% dos Gastos Ideais estimados, refletindo em um hiato de sustentabilidade ambiental de R\$ 875 milhões (sendo GEA= R\$574 milhões e GIC= R\$1.449 bilhão). Além do valor mínimo identificado no ano de 2008, um percentual de 16% dos Gastos Ideais teria ocorrido no ano de 2006, onde GEA= R\$ 442 milhões e os Gastos Ideais em Conservação demandados seriam de R\$ 2,6 bilhões, gerando um hiato de R\$ 2,1 bilhões.

O GEA1 e o GEA2, identificados via fontes de pesquisa de dados desagregados e agregados, evidenciaram o maior déficit de investimento nos anos de 2006 (97,1%) e 2008 (84,9%) respectivamente. No GEA3 o ano de 2006 também se apresentou como o ano com maior déficit. No entanto, a diferença é que no GEA1 o investimento teria sido de apenas 2,9% e no GEA3, conforme descrito anteriormente, de 16%. Quanto aos investimentos máximos feitos que reduzem o hiato de sustentabilidade ambiental existente a série GEA1 registrou que no ano de 2009 os investimentos teriam atingido de 17,5% do Valor Ideal. O GEA2 Identificou que o máximo de investimentos teria ocorrido no ano de 2007 (28%), percentual bem próximo do identificado pelo GEA3 para o mesmo ano.

O Hiato de Sustentabilidade Ambiental identificado por essas porcentagens e valores nos demonstram que a hipótese que se confirma é a de que GEA é substancialmente menor que GIC, não há gestão sustentável das UCs. No entanto, ao estabelecer suas hipóteses, o estudo busca também a mensurar se os gastos ideais e os gastos efetivos se igualam ao valor dos Benefícios Ambientais, aqui denominados de Benefícios Transferidos da Conservação. Por meio do estudo de Sedjo (2006) identificamos qual seria o valor do estoque de recursos conservados pelo SNUC e sua variação ao longo da série temporal à medida que mais UCs são instituídas. O comparativo do BTC com os resultados do GEA e GIC evidenciarão se esses refletem o valor da biodiversidade a ser mantida.

O que se observa é que ambos os Gastos estão aquém do BTC identificado, conferindo-lhes pouca confiança quando interpretados como proxies da biodiversidade. Na linguagem do Método dos Custos Evitados, nossos gastos

preventivos estão menores do que os benefícios que queremos continuar usufruindo (Tabela 16).

**Tabela 15: Teste de Hipótese – Hiato de Sustentabilidade Ambiental
Valores em Reais de 2010**

ANO	GEA1	GEA			GIC	HIATO DE SUSTENTABILIDADE		
		GEA2	GEA3			1	2	3
2010	582.267.682	497.159.348,00	0,00		2.364.370.000	1.782.102.318	1.867.210.652	2.364.370.000
2009	383.313.118	396.002.791,86	0,00		2.191.900.000	1.808.586.882	1.795.897.208	2.191.900.000
2008	373.788.674	345.017.503,96	344.211.966,00		2.283.200.000	1.909.411.326	1.938.182.496	1.938.988.034
2007	81.443.846	466.270.070,10	476.810.568,00		1.624.830.000	1.543.386.154	1.158.559.930	1.148.019.432
2006	75.405.996	453.797.023,56	422.063.037,50		2.613.670.000	2.538.264.004	2.159.872.976	2.191.606.963
2005	58.528.209	392.167.128,77	383.093.181,00		1.672.250.000	1.613.721.791	1.280.082.871	1.289.156.819
2004	49.808.226	393.638.830,76	404.306.527,00		1.602.310.000	1.552.501.774	1.208.671.169	1.198.003.473
2003	121.140.673	338.103.458,71	369.302.880,00		1.413.430.000	1.292.289.327	1.075.326.541	1.044.127.120
2002	161.182.327	382.022.091,08	500.162.884,00		1.781.660.000	1.620.477.673	1.399.637.909	1.281.497.116
2001	171.779.015	198.500.729,64	574.085.930,00		1.449.700.000	1.277.920.985	1.251.199.270	875.614.070
2000	140.551.084	0,00	0,00		1.138.520.000	997.968.916	1.138.520.000	1.138.520.000
até 1999	0,00	0,00	0,00		1.368.940.000	1.368.940.000	1.368.940.000	1.368.940.000

Fonte: Resultados do Estudo. Elaborada pela autora.

**Tabela 16: Teste de Hipótese – Comparativo entre custos e benefícios
Valores em Reais (R\$) de 2010**

ANO	GEA1	GEA2	GEA3	GIC	BTC
2010	582.267.682	497.159.348,00	0,00	2.364.370.000	55.331.284.691
2009	383.313.118	396.002.791,86	0,00	2.191.900.000	60.779.022.438
2008	373.788.674	345.017.503,96	344.211.966,00	2.283.200.000	53.783.061.544
2007	81.443.846	466.270.070,10	476.810.568,00	1.624.830.000	56.135.972.913
2006	75.405.996	453.797.023,56	422.063.037,50	2.613.670.000	59.315.186.674
2005	58.528.209	392.167.128,77	383.093.181,00	1.672.250.000	50.831.449.158
2004	49.808.226	393.638.830,76	404.306.527,00	1.602.310.000	47.151.202.724
2003	121.140.673	338.103.458,71	369.302.880,00	1.413.430.000	50.594.317.994
2002	161.182.327	382.022.091,08	500.162.884,00	1.781.660.000	51.829.501.226
2001	171.779.015	198.500.729,64	574.085.930,00	1.449.700.000	54.422.211.172
2000	140.551.084	0,00	0,00	1.138.520.000	54.871.583.824
até1999	0	0	0	1.368.940.000	60.009.453.050

Fonte: Elaborada pela autora.

Neste contexto, pode haver gradativa perda de biodiversidade mesmo que mantida a impressão de que existe complexidade no provimento das funções ambientais advinda do quantitativo de área conservada. No entanto, o que garante a qualidade ambiental das áreas é justamente o equilíbrio entre custos e benefícios, pois promoverão a gestão sustentável do SNUC. Estes são pontos a serem aprofundados no próximo capítulo.

Como conclusão desta explanação de resultados fica a sensação de que **em seus primeiros dez anos de vigência a legislação não possui investimentos suficientes para organizar todas as falhas que a estratégia apresentava, mesmo antes da instituição do SNUC**. No entanto, o diagnóstico, prévio por meio de estudos pode direcioná-lo à eficiência e consequente sustentabilidade econômica. É comum que políticas só atinjam o seu ponto ótimo após alguns anos de sua ação. No entanto, a análise econômica *ex ante* ainda pouco utilizada no Brasil pode evitar que esse período se prolongue melhorando a aplicação dos recursos orçamentários.

CAPÍTULO VI

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A estratégia de conservação *in situ* tem recebido a atenção de especialistas em conservação da diversidade biológica. No entanto, em qualquer sociedade plural os desejos e as ansiedades de especialistas não são suficientes. São necessários, mas ansiedades e desejos de diferentes segmentos da sociedade e, em especial, de seus representantes políticos também devem ser contemplados. Em termos ideais, deveria consolidar-se um comportamento auto-protetivo desses segmentos a favor do desenvolvimento de alternativas que evitassem a degradação da biodiversidade. Uma vez que existem evidências científicas robustas sobre o papel vital que essas áreas possuem, é necessário que elas sejam geridas de forma economicamente sustentável.

Os resultados do presente estudo sobre a gestão econômica do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) sugerem que urge uma reavaliação do que os especialistas em conservação, os segmentos sociais e os representantes políticos no Brasil efetivamente desejam de seu SNUC e da conservação da diversidade biológica. As sustentabilidades ecológica, financeira e econômica do SNUC estão longe de serem alcançados, exceto por algumas honrosas exceções. Esse hiato de sustentabilidade ambiental não pode ser explicado apenas pela ausência de recursos financeiros.

Ao longo de nossa análise ficou evidente que diversas falhas ocorrem ocasionadas pela ausência de **critérios de gestão**. Uma primeira evidencia de ausência de critérios de gestão é o desequilíbrio entre os biomas e entre as categorias de Unidades de Conservação. Se é verdade que esses desequilíbrios foram iniciados antes da criação do SNUC, também é verdade que eles se mantêm mesmo após dez anos de vigência da legislação. Concentrar a criação de UCs em um bioma, por mais nobre que sejam os motivos, enfraquece a conservação de características da biodiversidade endêmicas de outros biomas, considerados menos “nobres”, menos pressionados pela expansão de atividades produtivas ou menos atrativos para financiadores internacionais, públicos, privados ou multilaterais.

Priorizar a criação de Unidades de Conservação de uma categoria em detrimento da outra, reduz a heterogeneidade da ação conservacionista no território. Mais ineficaz ainda é a criação sem uma definição estratégica para conservar a diversidade biológica do país. Fica a impressão que nos encontramos no meio de um conflito entre “conservacionistas” e “preservacionistas” da biodiversidade. Conflito esse típico do movimento naturalista norte-americano do século XIX, quando da criação dos primeiros parques nacionais. No Brasil do século XXI, é ineficiente resolver o conflito entre essas percepções de manutenção da biodiversidade.

Recordemos dois pontos do referencial teórico que embasou o presente estudo: 1. “a biodiversidade provém benefícios sociais locais, regionais e globais”; e 2. “devem ser conservados ecossistemas e habitats que possuam relevância social, científica, cultural e econômica, sejam representativos, únicos ou associados a processos evolutivos ou outros processos biológicos essenciais”. Estas duas proposições a primeira feita por Sedjo (2006) e a segunda pela CDB (2006), já indicam critérios que parecem ausentes na gestão do SNUC, pelo menos ausentes até o ano de 2010, quando encerramos nossa avaliação empírica. Alguns biomas, que sofrem a perda de biodiversidade pela ação antrópica perdem benefícios sociais locais e regionais e não são recompensados pela estratégia de conservação *in situ*. O exemplo mais evidente em nossos resultados foi o Pantanal que nas décadas analisadas quase não apresentou perpetuação de área, seguido pelo Pampa que pouco foi atendido.

Compreende-se que existem fatores³⁹ que explicam a convergência para a maior implantação de áreas na Amazônia ou em áreas marinhas e que estes dispõem de maior território para tal. Não é o ponto central de nossa crítica, o estabelecimento de áreas protegidas nesses biomas. Nosso foco é a falta de áreas protegidas em biomas que possuem características ambientais únicas, de relevância social, cultural, científica e econômica, mas que, no entanto, não estão sendo conservadas. O comportamento de auto-proteção, que no caso da conservação da biodiversidade é exercido pela política, não está ocorrendo e, por isso, não está garantindo benefícios locais e regionais.

³⁹ Maior disponibilidade de áreas naturais no território do bioma; maior aporte de recursos privados e internacionais; maior ação de agentes ligados à movimentos ambientais organizando ações e projetos de extrativismo e manejo sustentável dos recursos.

A consequência mais grave dessa falta de áreas protegidas em certos biomas é não garantir que a sociedade tenha o seu bem-estar assegurado. A percepção da sociedade é que UCs, em certas regiões, não contribuem para o incremento do seu bem-estar; muitas vezes parece que elas reduzem o bem-estar da comunidade local, em nome de um maior nível de bem-estar de comunidades nacionais ou globais. Essas diferenças espaciais dos possíveis efeitos de UCs recomendam extrema cautela com os resultados de estudos que realizam exercícios algébricos, multiplicando resultados obtidos em um determinado ponto do território para obter as “contribuições econômicas” das UCs⁴⁰.

Os potenciais benefícios das UCs se debilitam também ao pensarmos nos usos das Unidades que ainda não estão consolidados e na concentração de UCs de proteção integral em um bioma e as de uso sustentável em outro. Quando não há equilíbrio entre as categorias e em um nível menor, entre os tipos de UCs implantados em um bioma, a sociedade pode também deixar de usufruir dos benefícios da biodiversidade. Consideremos como exemplo a amostra de UCs Estaduais da Caatinga⁴¹: 31% da área são perpetuados por UCs de Proteção Integral e 69% por UCs de Uso Sustentável. Sendo que as UCs de Proteção Integral são: 5 Parques Estaduais e 4 Monumentos Naturais e as de Uso Sustentável equivalem a 24 APAs e duas Áreas de Relevante Interesse Ecológico.

Nesta realidade, a sociedade deixa de absorver benefícios diretos advindos dos usos permitidos, pois o bioma está contemplado por apenas quatro dos onze tipos de UCs analisados. Além disso, não possui garantias quanto aos benefícios indiretos, pois considerando o déficit de consolidação do SNUC e o alto número de UCs de Uso Sustentável, diversas funções ambientais podem não estar sendo conservadas pela intervenção da ação humana permitida nesta categoria.

Critérios de gestão que minimizem essas disparidades melhorarão o provimento de benefícios ambientais. Em consequência esses critérios tornarão a estratégia brasileira de conservação da biodiversidade mais efetivamente consolidada – lê-se: mais conservação da biodiversidade, possivelmente com maior

⁴⁰ Esse é o caso de “Contribuições das Unidades de Conservação Brasileiras para a Economia Nacional” (Brasília, DF: UNEP-WCMC, 2011)

⁴¹ No entanto esta disparidade ocorre na amostra Estadual também no Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Áreas Marinhas. Na amostra Nacional isso ocorre no Pampa e no Pantanal.

eficiência. Afinal, o aumento dos benefícios ambientais é consequência da melhoria quantitativa e qualitativa nas funções ambientais oriundas da interação de seres bióticos e abióticos. No entanto, esses novos critérios também são portadores de novos desafios.

Um desses desafios é como a redução dessas disparidades na gestão se reflete na relação de custos e benefícios (foco deste estudo)? Nossa investigação confirmou que há escassez de recursos e que o déficit é superior a 80% do Gasto Ideal, além de ser irrisório se comparado com o valor do estoque de recursos da biodiversidade. Isso se agrava se pensarmos que além de escassos os recursos financeiros são ineficientemente alocados. A análise econômica dos custos nos faz refletir não apenas no quanto se tem para gastar em UCs, mas principalmente no como fazê-lo maximizando os benefícios provenientes da estratégia. Esse princípio econômico, atrelado a critérios de gestão que consideram o proposto por Sedjo e pela CDB, devem nortear a política não apenas para a sua sustentabilidade e cumprimento do objetivo de conservação, mas para o efetivo retorno dos benefícios da estratégia à sociedade.

Deve-se consolidar e adotar as fontes de recursos financiadores potenciais do SNUC⁴². No entanto, fica a nossa preocupação com a aplicação eficiente destes recursos uma vez que os critérios de gestão são inexpressivos. Neste caso, alerta-se que a *qualidade das Unidades de Conservação* (GELUDA, 2010; grifo nosso) depende não só da disponibilidade de recursos, mas da análise prévia de como aplicá-los. Parece-nos conveniente consolidar o que já existe a um passo maior do que o passo de criar novas áreas.

A aplicação da lógica conceitual do Método dos Custos Evitados (MCE) deixou evidente um gasto significativamente menor da sociedade brasileira no SNUC atingindo um Hiato de Sustentabilidade Ambiental de mais de R\$ 2 bilhões no ano de 2010. Esse Hiato, resultado da diferença entre os Gastos Efetivos Atuais (GEA) e os Gastos Ideais em Conservação (GIC). Se comparados com os Benefícios Transferidos da Conservação tendem a zero diante da dimensão do hiato estimado. Esse Hiato deve ser ainda maior, dado a limitações metodológicas dos valores

⁴² Concordando com o exposto por GELUDA, 2010.

apresentados nos Pilares: valores médios mínimos necessários para desempenho de certas tarefas conservacionistas.

Os Gastos Ideais em Conservação (GIC), por sua vez, revelaram que o maior dispêndio financeiro para consolidar e manter um hectare de área protegida estadual estaria na Mata Atlântica e teria atingido no ano de 2010 o montante de R\$ 79,31. Na amostra nacional o maior custo de consolidação e manutenção observado no Pampa atingiria R\$168,42. No entanto, nosso estudo demonstra que esses mesmos hectares estariam conservando um estoque de riqueza com Valor Econômico Parcial de R\$397,13. Este valor nada mais é do que a mensuração parcial dos benefícios da conservação para a sociedade.

A subestimação dos gastos torna, assim, a estratégia ineficiente (no sentido econômico do conceito) para conservar os benefícios ambientais da nossa biodiversidade. Com o perfil de gestão e montante de recursos disponíveis atualmente o objetivo das Unidades de Conservação não está sendo atingido. Pela visão econômica, há perdas de recursos ambientais nas áreas que denominamos como “protegidas” pelo instrumento legal. Essas perdas de recursos reduzem, por sua vez, os benefícios econômicos potenciais da UCs. Cria-se um círculo vicioso: gasta-se pouco e isso reduz os benefícios econômicos esperados; benefícios esperados menores justificam a redução dos gastos em UCs.

Apesar de não serem suficientes, são necessários: a) elevar os recursos financeiros destinados ao sistema e b) melhorar (ou implantar) critérios de gestão que apurem a alocação dos recursos. Se implementados, eles tendem a garantir que o estoque de riqueza em biodiversidade se mantenha. Incrementar os recursos financeiros não é tarefa trivial considerando-se as alternativas disponíveis atualmente⁴³. Uma alternativa para algumas UCs seria o incremento da receita com visitantes. Mesmo assim, há de se considerar que o *output* oriundo da visitação depende do *input* prévio de investimentos nas condições infraestruturais dentro e/ou no entorno dessas UCs. As condições atuais dessas infraestruturas sugerem que os montantes necessários de investimento são significativamente superiores aos gastos atuais destinados à consolidação. As despesas de custeio posteriores poderão,

⁴³ Compensação Ambiental; Visitação; Créditos de Carbono.

essas sim, ser parcialmente afiançadas pelos recursos provenientes dos possíveis usos.

Não obstante, mesmo que os Gastos Efetivos Atuais (GEA) e os Gastos Ideais em Conservação (GIC) atinjam o VEP aqui identificado não estará havendo otimização da estratégia, ou seja, ainda estará se investindo menos do que o considerado ideal. Isso por que não seria possível atingir o VET dos benefícios oriundos das UCs. Há décadas, a Economia Ambiental tenta mensurar o valor monetário dos bens públicos e de externalidades negativas e positivas oriundas do patrimônio natural. Tenta-se descobrir qual é o valor dos benefícios econômicos da biodiversidade e o valor das UCs por meio da análise dos benefícios em relação aos custos.

Apesar de todo esse esforço, os avanços são frutos de pesquisas de fôlego, como a presente, pelas quais os diversos métodos servem como instrumentos de auxílio para a definição de prioridades nas políticas ambientais. Como percebemos o MCE, associado aos procedimentos do IMC (Investimentos Mínimos em Conservação), permitiu a obtenção de resultados mais práticos sobre a forma em que se está conduzindo a legislação. O IMC sendo uma metodologia usada pelos órgãos ambientais auxiliou na formulação do cenário do SNUC que temos atualmente. Forneceu valores que aproximaram os custos ideais dos benefícios que a Economia Ambiental tenta mensurar mais do que os Gastos Efetivos se aproximaram. Estes valores do GIC são o desejável a se atingir, no entanto não se equivalem a contrapartida em benefícios que a estratégia de conservação *in situ* oferece⁴⁴.

Os resultados nos demonstraram que o fluxo de bens e serviços que a biodiversidade fornece ao ser humano é significativamente maior e é este hiato que deverá ser sanado para que a política de conservação *in situ* atinja a eficiência. Para tanto o MCE demonstrou ser um método promissor para avaliação de políticas, programas e projetos. Associado ao IMC, facilitaram a identificação da necessidade de melhorias nos critérios de gestão e no uso e alocação de recursos destinados à manutenção do patrimônio ambiental.

⁴⁴ E talvez por saber disso que os órgãos ambientais definem os resultados do IMC como “investimentos mínimos”. No entanto, a metodologia o que vai além deste ainda não foi associada.

Retomando o Referencial Teórico deste estudo, preferências individuais da sociedade advindas do comportamento de auto-prevenção materializaram-se em estratégias de conservação ao longo da história e em diferentes países. No entanto, estratégias podem falhar ou demandarem diferentes esforços conforme a realidade e os interesses políticos, ambientais e econômicos de cada país. Adotar iniciativas que se demonstraram promissoras em outros países não significa que serão menos onerosas e de fácil implementação. Demandarão as mesmas análises prévias e póstumas para equilibrar seus critérios de condução. Inclui-se nestes, critérios para atingir o equilíbrio entre o dispêndio para manter a preferência (custos) e os retornos advindos (benefícios) para que haja sustentabilidade da política. Evita-se assim, o sacrifício do fluxo de bens e serviços do patrimônio natural e a condenação da legislação do SNUC e das áreas protegidas como substitutas perfeitas das áreas naturais não protegidas por legislação.

CAPÍTULO VII

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo teve como objetivo avaliar se as Unidades de Conservação brasileiras são economicamente eficientes na conservação da biodiversidade quando seus benefícios são comparados com os custos da Política que as envolve: o Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

Para atingir este objetivo elaborou-se um procedimento com base na teoria do Método dos Custos Evitados. O MCE é um método de Valoração Econômica do Meio Ambiente que possibilita a mensuração do valor de um bem público ou externalidade. Historicamente, diante da degradação dos recursos naturais o ser humano adquiriu bens de mercado para manter o bem-estar proveniente dos recursos naturais. O valor despendido para adquirir estes bens pode revelar o valor que os benefícios ambientais possuem para este indivíduo.

No caso da crescente perda de biodiversidade, considerou-se que as Unidades de Conservação, estão se caracterizando como bens substitutos de áreas naturais biodiversas que estão se extinguindo juntamente com seu fluxo de bens e serviços. Sendo assim, a escolha política de investir em uma estratégia de conservação in situ equivale ao anseio da sociedade em manter o seu bem-estar. No entanto, a nobre intenção é limitada pelo Orçamento Público Anual. Ou seja, no caso da decisão individual a escolha pelo bem substituto é economicamente eficiente, pois o custo equivale ao benefício sentido pelo indivíduo. Com relação às Unidades de Conservação os Custos Efetivos, aqueles dependentes do orçamento, não se equivalem aos benefícios.

Ao considerar esta situação geramos as hipóteses deste estudo. Sendo que a que se confirmou pondera que Gastos Efetivos Atuais estão aquém dos Gastos Ideais em Conservação gerando um Hiato de Sustentabilidade Ambiental (HDS). Além disso, tanto os Gastos Efetivos quanto os Gastos Ideais estão subestimados se comparados com o valor dos Benefícios Transferidos da Conservação oriunda das áreas naturais.

Além da subestimação de gastos ao longo da criação de áreas protegidas que data de antes da criação do SNUC a ausência de critérios de gestão demonstrou-se imperiosa. Esta lacuna foi identificada graças à necessidade de se adotar uma metodologia pré-existente e adotada pelo MMA, o *Minimum Conservation System* que revela os Investimentos Mínimos em Conservação. Percebeu-se que disparidades entre biomas e categorias de UCs podem ter sido agravadas pela ausência destes critérios que, por sua vez incutem na alocação dos recursos.

A associação do MCE ao IMC fomentou a análise evidenciando novos itens para nossa discussão, que explicitaram a ausência dos critérios de gestão. O que influenciou negativamente sobre estas duas metodologias foi a ausência de dados tanto referentes aos Gastos Efetivos, quanto referentes aos benefícios das UCs. Conforme já foi justificado, o formato de gestão interna dos órgãos ambientais via gerencias dificultava a junção dos gastos de diferentes órgãos e a disponibilidade deles à sociedade. Mesmo com o aumento na transparência nos Gastos Públicos a fase de levantamento de dados deste estudo foi extremamente trabalhosa e em muitos momentos sem êxito.

Quanto à obtenção de valores acerca dos benefícios da conservação, a dificuldade está em conseguir estudos que mensurem os valores da biodiversidade brasileira. Não há estudos com critérios metodológicos concisos que se avigorem para atingir o VET destas áreas. Além disso, algo que se demonstrou fundamental para melhorar os resultados deste estudo, mas que não foi encontrado, são trabalhos que mensurem o valor dos benefícios de cada tipo de Unidade de Conservação individualmente. Sob uma ótica econômica, dada a diferença de usos permitidos em cada categoria ou tipo de UC o fluxo de bens e serviços também evidenciará um valor monetário diferente à biodiversidade conservada. Esta peculiaridade precisava ser considerada neste estudo, o que não foi possível.

Tendo em vista o descrito, recomenda-se:

- Para a solidez do Sistema Nacional de Unidades de Conservação:
 - Criar, com apoio de instituições ambientais, órgãos de pesquisa e outros profissionais critérios de gestão que considerem as peculiaridades de cada bioma e categoria de UC como preponderantes para que se evite o aumento das disparidades aqui identificadas;

- Priorizar a consolidação das UCs existentes em detrimento da criação de outras áreas, em especial em biomas que possuam mais áreas perpetuadas que os demais;
 - Investir nas estratégias que tendem a melhorar a Sustentabilidade Financeira do SNUC para que os Gastos Efetivos atinjam em curto prazo ao menos os Gastos Ideais mensurados;
 - Considerar a associação de metodologias criadas por diversas áreas do conhecimento como norteadoras e avaliadoras no processo de tomada de decisão acerca das Políticas Ambientais;
- Para o exercício da Economia Ambiental:
- Adotar as Unidades de Conservação como objeto para a aplicação dos Métodos de Valoração Econômica do Meio Ambiente, no intuito de disponibilizar informações mais precisas acerca do valor dos benefícios decorrentes do estoque de riqueza da biodiversidade brasileira;
 - Analisar se o valor dos benefícios identificados nas Unidades de Conservação Brasileiras reflete os valores de análises de estudos de caso em outros países ou até os resultados de estudos mundiais como os adotados por Sedjo;
 - Incidir sobre estudos que demonstrem a importância da análise econômica para a identificação da eficiência nas Políticas Públicas;
 - Acompanhar as modificações deste panorama identificado pelo presente estudo no intuito de identificar melhoras na relação entre os custos e benefícios do SNUC.
- Para a participação dos agentes sociais na tomada de decisão:
- Aumentar a transparência e coesão entre fontes de dados sobre Gastos Públicos;
 - Disseminar o conhecimento sobre os retornos econômicos que as Unidades de Conservação provêm ao entorno das áreas, nos municípios e estados que as abrigam territorialmente;

Conclui-se com o exposto que a estratégia de conservação in situ adotada pelo Brasil, por meio da criação, consolidação e manutenção de Unidades de Conservação, necessita ser aprimorada no que tange os critérios de Gestão do Sistema. Fica incluída aqui a nossa contribuição à melhoria dos critérios econômicos de sustentabilidade. Do contrário, a história nos relembra que políticas não eficientes ao longo do tempo tendem a ser substituídas por políticas desenvolvimentistas que nem sempre possuem o objetivo da sustentabilidade. No entanto, são preferíveis por demonstrarem que são economicamente mais viáveis ao país. Se não houver explicitação da equivalência entre custos e benefícios das estratégias de conservar estas serão as próximas a serem afetadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ, M.; FIELD, D.; **Beneficio Social de La Gestión de Uso Múltiple de los Espacios Forestales.** III Congreso Forestal Español. Granada. Mesas 4 y 5. 2001. Versão Impressa.

ANDRADE, M.C. de. **O desafio ecológico: utopia e realidade.** São Paulo: Hucitec, 1994. 108p.

ANNES, M. H. F. **Retrocesso na Gestão Ambiental.** Jornal Diário da Manhã. RS. 20/jul/2010.

ANTOCI, A.; BORGHESI, S.; RUSSU, P. **Environmental Defensive Expenditures, expectations and growth.** Popul. Environmental. 2005. p.: 227-224.

ARROW, H.J.; FISHER, A.C. **Environmental preservation, uncertainty and irreversibility.** Quarterly Journal of Cononomics. p. 312-319, 1974.

BALMFORD, A. 1998. **On hotspots and the use of indicators for reserve selection.** Trends in Ecology and Evolution. 13: 49

BATEMAN, I.; TURNER, K.; **Valuation of the Envinment, Methods and Techniques: The Contingent Valuation Method.** Capítulo 5 de Sustainable Environmental Economics and Management; London and New York: Belhaven, 1992.

BERGER, M. C.; BLOMQUIST, G. C.; KENKEL, D.; GEORGE S. **Valuing Changes in Health Risks: A Comparison of Alternative Measures.** Southern Economic Journal, Vol. 53, No. 4. 1987. p. 967-984. Disponível em: Southern Economic Association Stable <http://www.jstor.org/stable/1059689>. Acesso em: 25/10/2010.

BOTELHO, A. F. **Método de Custo de Viagem na Valoração Ambiental do Parque Municipal de Itiquira.** Dissertação de Mestrado. FACE-UnB. Brasília, 2005.

BRASIL, **Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades

de Conservação da Natureza e dá outras providências. In: www.mma.gov.br, acesso em set./2009.

BRÜSEKE, F. J. **O problema do Desenvolvimento Sustentável**. In: CAVALCANTI, Clóvis (org.). Desenvolvimento e natureza: estudos para uma sociedade sustentável. Recife: SUDENE, 1994.

CAMPORA, A.L.; MAYP.H. **A valoração ambiental como ferramenta de gestão em Unidades de Conservação: há convergência de valores para a Mata Atlântica?** Megadiversidade. Vol. 2, 2006

CASTRO JR, E.; COUTINHO, B. H.; FREITAS, L. E. de. **Gestão da Biodiversidade e Áreas Protegidas** (p. 25-65) In: GUERRA, Antônio; COELHO, Maria (Orgs.). Unidades de Conservação: Abordagens e Características Geográficas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009, 296p.

CDB. **A Convenção sobre Diversidade Biológica: Entendendo e influenciando o processo**. Instituto de Estudos avançados da Universidade das Nações Unidas. 2006. p.76

CHAPE, S.; BLYTH S.; FISH L.; FOX P.; SPALDING M. (org) **United Nations List of Protected Areas**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge and UNEP-WCMC. Cambridge. 2003, p. 44.

CIRIBELLI, M. C. **Como elaborar uma dissertação de mestrado através da pesquisa científica**. 7 Letras. Rio de Janeiro. 2003.

CLARKE, T. W. 2001. **Developing policy-oriented curricula for conservation biology: professional and leadership education in the public interest**. Conservation Biology 15: 31-39.

CONLEY, J. **Hungry? Eat an Environmentalist: From Earth Day to Regulatory Reform, 1970-1980**. 2006. Disponível em: http://www.thecre.com/pdf/20060130_conley_dissertation_excerpt.pdf. Acesso em: 21/09/2010.

COSTA, L. G. da; PIRES, H. M.; COSTA, T. E. da. **Apresentação de modelo para apurar os benefícios econômicos, sociais e ambientais advindos da reciclagem**

do lixo: o exemplo das latas de alumínio. 2008 Anais do Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. Disponível em: <http://www.aedb.br/seget/artigos08>. Acesso em: 20/04/2011.

COSTELLO, C.; WARD, M. **Search, bioprospecting, and biodiversity conservation.** Journal of Environmental Economics and Management. Vol 52. 2006. p. 615-626.

COUTINHO, C. **Cronologia das Convenções, Conferências e Tratados Globais sobre Meio Ambiente.** 2005. Disponível em: <http://www.uff.br/peteconomia/pages/textospage/transgenicos/conferencias/conferenciasclarisse001frame004.htm>. Acesso em: 15/05/2010

DIAS, I. P. S.; KUWAHARA, M. Y. **Sistema de transporte público urbano da rmSP e seus impactos ambientais.** Revista Jovens Pesquisadores. Ano Vi, N. 10. 2009.

DICKIE, M.; GERKING, S. **Willingness to Pay for Reduced Morbidity.** Workshop: Economic Valuation of Health for Environmental Policy: Assessing Alternative Approaches. Orlando, 2002.

DIEGUES, A. C. S. **Populações Tradicionais em Unidades de Conservação: O Mito Moderno da Natureza Intocada.** Núcleo de Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas do Brasil. Série: Documentos e Relatórios de Pesquisa, nº 1, São Paulo. 1993.

EDN. **A Brief History of Earth Day, Earth Day In Brief.** Organizer's Guide for Earth Day 2007.

ESTEVES, G.R.T.; SEIXAS, S.R.C.B.; SILVA, E.P. ; DUARTE, P. **Estimativas do Efeito da Poluição Atmosférica sobre a Saúde Humana: algumas possibilidades metodológicas e teóricas para cidade de São Paulo.** São Paulo. INTERFACEHS, v. 1, p. 4, 2007

FEARNSIDE, P. **Serviços Ambientais como Estratégia para o Desenvolvimento Sustentável na Amazônia Rural.** In: CAVALCANTI, C. (org.) Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas. S. Paulo: Cortez, 1997.

FONSECA, M. A. R. **Álgebra linear aplicada a finanças, economia e econometria**. Barueri: Manole, 2003.

FRITSH, R.M. **Valoração Econômica do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães utilizando o Método de Custo de Viagem**. Dissertação de Mestrado. FACE-UnB, 2006

FUNAI. **Participando do PPTAL: Projeto Integrado de Proteção às Populações e Terras Indígenas na Amazônia Legal**. Brasília: Funai, 2000.

FUNBIO. **Quanto vale uma Unidade de Conservação Federal? Uma visão estratégica para o financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)**. 1ª Ed. Rio de Janeiro, 2009.

GARCIA, F. **E as reservas florestais, que fim levaram?** Revista Brasileira da Tecnologia 17. 1986, p. 47-53.

GELUDA, L. **Sustentabilidade financeira das unidades de conservação amazônicas: cenário atual e perspectivas das fontes de financiamento**. Dissertação de Mestrado. UFRRJ. 2010.

HANLEY, N.; SPASH, C. L. **Cost-benefit analysis and the environment**. Hants, Inglaterra: Edward Elgar, 1993. 278 p.

HENRIQUES, A. G. **História das Políticas de Meio Ambiente**. Instituto Superior Técnico, Mestrado em Engenharia do Ambiente. Lisboa, 2009. Disponível em: (<https://fenix.ist.utl.pt/disciplinas/pa5/2008-2009/2-semester/historia-das-politicas-de-ambiente>). Acesso em: 20/03/2011.

HIRSCH, F. **Social Limits to Growth**. Cambridge, USA. Harvard University Press. 1976.

HUFSCHMIDT, M. M.; JAMES D. E.; MEISTER, A. D.; BOWER, B. T.; DIXON, J. A. **Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide**. Baltimore, EUA: Johns Hopkins University Press, 1983, 338 p.

HUGO, G. **Environmental concerns and international migration.** International Migration Review, 30. 2006, p.105–131.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Base de Dados sobre Unidades de Conservação Brasileiras.** In: www.ibama.gov.br, acesso em set./2009

IUCN. **Guidelines for Protected Area Management Categories.** IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 1994 Disponível em: <http://app.iucn.org/dbtw-wpd/exec/dbtwpcgi.exe>. Acesso em: 15/04/2011.

JACOBI, P. R. **Educação Ambiental: o desafio da construção de um pensamento crítico, complexo e reflexivo.** Educação e Pesquisa. v. 31, n. 2. , São Paulo, 2005, p. 233-250.

LANDMANN, M. C.; RIBEIRO, H.; DEÁK, C. **Uma proposta metodológica para estimar o custo da poluição do ar nas análises de viabilidade de sistemas de transportes urbanos.** Transportes, v.XV, n.1. 2007. p. 42-49.

MARQUES, J.; COMUNE, A.; **Quanto Vale o Ambiente: Interpretações sobre o Valor Econômico Ambiental,** XXIII Encontro Nacional de Economia, 12 a 15 de dezembro de 1995, pp.633-651.

MARTINS, M. R. C.; SANO, P. T. **Biodiversidade Tropical.** São Paulo: Editora UNESP, 2009.

McCORMICK, J.; **Rumo ao paraíso: a história do movimento ambientalista.** Rio de Janeiro: Editora Relume-Dumará, 1992.

MEDEIROS, R. **A Proteção da Natureza: das Estratégias Internacionais e Nacionais às demandas Locais.** Rio de Janeiro: UFRJ/PPG. 2003, 391p. Tese de Doutorado.

MEFFE, G. K.; CARROL, C. R. **Principles of Conservation Biology.** Sinauer, Sunderland. 1997, p. 729.

MENDONÇA, M. J. C. de; MOTTA, R. S. da. **Saúde e Saneamento Básico no Brasil**. Texto para Discussão 1081. IPEA, 2005

MERCADANTE, M. **Avanços na Implementação do SNUC e desafios para o futuro**. Ministério do Meio Ambiente. In: www.mma.gov.br, acesso em set./2009.

MIKHAILOVA, I.; BARBOSA, F. A. R. **Valorando o capital natural e os serviços ecológicos de Unidades de Conservação: o caso do Parque Estadual do Rio Doce – MG**. Texto para Discussão 230. UFMG/Cedeplar. Belo Horizonte, 2004.

MILANO, M.S. **Mitos no manejo de unidades de conservação no Brasil, ou a verdadeira ameaça**. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais, vol. 1, p. 11-25. Rede Nacional Pró-unidades de Conservação/Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. Campo Grande 2000.

MILLER, K. **Planificación de parques nacionales para el ecodesarrollo en Latinoamérica**. Madrid: FEPMA, 1980.

MMA. **Pilares para a sustentabilidade financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Brasília, 2009.

MONOSOWSKI, E. **Políticas ambientais e desenvolvimento no Brasil**. Cadernos FUNDAP. Ano 9, nº16. São Paulo. 1989, p.15-24.

MORSELLO, C. **Áreas Protegidas Públicas e Privadas: Seleção e Manejo**. São Paulo. Annablume; FAPESP, 2001.

MOTTA, R. S. da; **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro. Ed. FGV. 2006

_____. **Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. Rio de Janeiro. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

MOTTA, R.S.; ORTIZ, R. A.; FERREIRA, S.F. **Avaliação Econômica dos Impactos Causados pela Poluição Atmosférica na Saúde Humana: Um Estudo de Caso para São Paulo**. CETESB, 1998

MUELLER, C. C. **Situação atual da produção de informações sistemáticas sobre o meio ambiente.** Revista Ciência da Informação, v. 21, n.1, p.14- 22, 1992.

MYERS, N. **Environmental refugees.** Population and Environment. 19. 1997. p. 167 182.

NEDER, R. T. **Para uma regulação pública ambiental pós-desenvolvimentista no Brasil.** In: CAVALCANTI, Clóvis (Org.). Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas. São Paulo: Cortez. 1997.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. de; ARRUDA, F. S. T. de. **Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou Empiricismo?** Anais: XXVI Encontro Nacional de Economia da Associação Nacional de Centros de Pós-graduação em Economia (ANPEC). Vitória, 1998.

NOVAES, W. **Japão discutirá rumos do mundo.** Jornal O Estado de São Paulo. Publicado em: 24/09/2010.

Willingness to Pay: A Valid and Reliable Measure of Health State Preference? 1993. Disponível em: <http://mdm.sagepub.com>. Acesso em: 14/07/2009.

OBARA, A. T.; **Valoração Econômica de Unidades de Conservação – método de valoração contingente – caso de estudo: Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio/São Paulo).** 2006. Tese de Doutorado. LAPA-UFSCAR, 2006.

ORTIZ, R. A.; MOTTA, R. S. da; FERRAZ, C. **Estimando o Valor Ambiental do Parque Nacional do Iguaçu: uma aplicação do Método de Custo de Viagem.** Texto para Discussão 777. IPEA, 2001.

PÁDUA, J. A. **Um sopro de destruição – pensamento político e crítica ambiental no Brasil Escravista (1786 - 1888).** Rio de Janeiro: Jorge Zahar Editor, 2003.

PÁDUA, M. T. J. **Situação atual do sistema de parques nacionais e reservas biológicas.** FBCN (Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza). Rio de Janeiro, 1981.

PEARCE, D. **Can non-market values save the world's forests?** IN.: International Symposium on the Non-market Benefits of Forestry. Edinburgh, 1996.

_____. **Economic values and the natural world.** Londres: Earthscan Publications, 1993, 129 p.

PEARCE, D.; TURNER, R. **“Economics of natural resources and the environment”**, Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990.

PEARCE, D.; TURNER, W.K. **Economía de los recursos naturales y del medio ambiente.** Celeste Ediciones - Colegio de Economistas de Madrid. 1995.

PRESSEY, R. L. **Ad Hoc Reservation: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve System?** Conservation Biology. 1994. p. 662 – 668

PRESSEY, R. L.; POSSINGHAM, H. P.; DAY, J.R. **Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves.** Biological Conservation 80. 1997, p. 207-219.

PRIMACK, R. B.; ROZZI, R; FEISINGER, P.; DIRZO, R. & MASSARDO, F. **Fundamentos de conservación biológica.** Fondo. 2001, p. 798.

QUINTÃO, A. **Evolução do conceito de parques nacionais e suas relações com o processo de desenvolvimento.** In: Brasil Florestal. Brasília: IBDF, ano XII, n.54,1983 p. 13-28

RAUSSER, G.; SMALL, A. **Valuing research leads: bioprospecting and the conservation of genetic resources.** Journal of Political Economy. 2000. p. 173–206.

ROJAS, M.; AYLWARD, B. **¿Qué estamos aprendiendo de la experiencia con los mercados de servicios ambientales en Costa Rica? Revisión y crítica de la literatura.** International Institute for Environment and Development, London. 2003.

RYLANDS, A. B.; BRANDON K. **Unidades de Conservação Brasileiras.** MEGADIVERSIDADE. Vol. Nº 1, 2005.

SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.; **Variáveis Múltiplas e Desenho de Unidades de Conservação: uma prática urgente para a caatinga.** IN:Ecologia e Conservação da Caatinga. Inara Leal, Marcelo Tabarelli, José María Cardoso da Silva. Universidade Federal de Pernambuco. 2003. p:735- 776

SANTOS, J. E.; NOGUEIRA, F.; PIRES J.S.R.; OBARA, A.T.; PIRES, A.M.Z.C.R. **Os valores dos serviços dos ecossistemas e do capital natural da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP).** In: Santos, J.E. & J.S.R. Pires (eds.). Estação Ecológica de Jataí. Vol 1, Ed. RiMa, São Paulo.

SEDJO, R. **Forests and Biodiversity in Latin America: San Jose Solution Paper.** Resources for the Future. 2007.

SILVA, R. G. da; LIMA, J. E. de; **Valoração contingente do parque "Chico Mendes": uma aplicação probabilística do método Referendum com bidding games.** Rev. Econ. Sociol. Rural. Vol.42, nº.4. Brasília. 2004.

SIMPSON, R. D.; SEDJO, R. A.; REID J. **Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research.** Journal of Political Economy. 1996. p. 163–185.

SOTELSEK, D. **Defensive Expenditure: a dual Method of Valuation.** University of Alcalá. 1998.

SOUZA, M. A. A. de; **O II PND e a Política Urbana Brasileira: uma contradição evidente.** IN: o processo de Urbanização no Brasil. Csaba Deák & Sueli Ramos Schiffer (Orgs). V.1. Editora da Universidade de São Paulo. 2004

TAVARES, V. E. Q.; RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. **Valoração monetária de bens e serviços ambientais: revisão do estado-da-arte sob a ótica da gestão das águas.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 6, nº 3. 1999, p.97-116.

TIEZZI, S. **The Welfare Effects of Carbon Taxation on Italian Households.** Working Paper 337, Dipartimento di Economica Politica, Università degli Studi di Siena, 2001.

TISDELL, C. A. **Environmental Conservation.** Second Edition. Northampton, MA/USA. Edward Elgar. 2005

UNEP. **Perspectivas do meio ambiente mundial. GEO-3.** Universidade Livre da Mata Atlântica. 2004. Disponível em: http://www.wwiuma.org.br/geo_mundial_arquivos. Acesso em 13/05/2011.

UNEP. **Panorama da Biodiversidade Global 3.** 2010. Disponível em: <http://www.unep.org.br/admin/publicacoes/texto/gbo3.pdf>. Acesso em: 13/05/2011.

URAMA, K. C.; HODGEB, I. D. **Are stated preferences convergent with revealed preferences? Empirical evidence from Nigéria.** Ecological Economics. 2006, p. 24-37.

VALLEJO, L.R. **Unidades de Conservação: uma discussão teórica à luz dos conceitos de território e de políticas públicas.** Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro, 2002.

VIANNA, L. P. **De invisíveis a protagonistas: Populações tradicionais e unidades de conservação.** São Paulo: Annablume: Fapesp, 2008.

WETTERBERG, G. B., et al. **Uma Análise de Prioridades em Conservação da Natureza na Amazônia.** PNUD/FAO/IBDF/BRA-45. Série Técnica nº 8, 1976. 62 p.

WILSON, E.O. **Introduction.** In: **Biodiversity II – Understanding and Protecting Our Biological resources** (eds. M.L. Reaka-Kudla, D.E. Wilson & E.O. Wilson. 1997, p. 1-3.

WORLD BANK. **Bangladesh air quality management project. Project Appraisal Document.** Relatório nº. 20573-BD, Environment Unit South Asian Region, Washington D.C. 2000.

WWF. Unidades de Conservação: conservando a vida, os bens e os serviços ambientais. São Paulo, 2008.

APÊNDICES

Os apêndices deste estudo encontram-se compilados no CD fixado abaixo.

- Apêndice 1** Ilustração do Minimum Conservation System, tabela “Resumo por Bioma”.
- Apêndice 2** Ilustração referente ao Empenho Orçamentários dos Órgãos Gestores do SNUC.
- Apêndice 3** Amostra de UCs Estaduais do CNUC.
- Apêndice 4** Amostra de UCs Nacionais do CNUC.
- Apêndice 5** Base de Dados dos Benefícios Transferidos da Conservação (BTC).
- Apêndice 6** Base de Dados dos Gastos Efetivos Atuais (GEA).
- Apêndice 7** Base de Dados dos Gastos Ideais em Conservação (GIC).