

UnB – UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CDS – CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**O PAPEL DOS ESPAÇOS PROTEGIDOS PRIVADOS PARA A
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

VIVIAN DINIZ BRAGA

ORIENTADOR: FERNANDO PAIVA SCARDUA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Brasília, abril de 2010.

Braga, Vivian Diniz

O papel dos espaços protegidos privados para a conservação da biodiversidade./ Vivian Diniz Braga

Brasília, 2010.

124 p. : il.

Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável.

Universidade de Brasília, Brasília.

1. Conservação da biodiversidade. 2. Espaços protegidos privados. 3. Gestão de áreas protegidas I. Universidade de Brasília. CDS.

II. Título

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrita da autora.

Vivian Diniz Braga

UnB – UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CDS- CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O PAPEL DOS ESPAÇOS PROTEGIDOS PRIVADOS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Vivian Diniz Braga

Dissertação de Mestrado submetida ao Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Política e Gestão Ambiental.

Aprovado por:

Fernando Paiva Scardua, Doutor (Centro de Desenvolvimento Sustentável – CDS, UnB)
(Orientador)

José Luiz de Andrade Franco, Doutor (História – UnB)
(Examinador Interno)

Anthony Állison Brandão Santos, Doutor (Departamento de Engenharia Florestal da
Universidade de Brasília – UnB)
(Examinador Externo)

Brasília, 09 de abril de 2010.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles de certa forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço a todos os amigos e amigas por todas as palavras de incentivo no momento certo e por todos os momentos de distração em sua companhia, sempre muito importantes para surgir novas idéias no dia seguinte.

Agradeço à minha família, especialmente meus pais, pelo apoio incondicional e pela paciência e tolerância por tantos momentos de ausência, para me dedicar a este trabalho.

Agradeço ao apoio de amigas tão especiais, que são a mulherada da floresta; às palavras de incentivo de todas e dos momentos de estudo com algumas, especialmente Gabi, Daline, Lívia, Carol e Nathali.

Agradeço pela paciência de todos que alguma vez me suportaram em certos momentos extremamente estressada e nervosa. Tenham certeza que a presença de vocês foi essencial para eu superar esses difíceis momentos.

Agradeço ao CDS pela oportunidade imensa de inserir novos horizontes ao meu conhecimento. E a todos os professores e colegas que de alguma forma contribuíram para moldar este trabalho.

Agradeço ao meu orientador, Fernando Scardua, por toda a sua dedicação e apoio em todas as vezes em que solicitei o seu auxílio.

Agradeço à banca examinadora por todas as contribuições valiosas para fazer deste um trabalho melhor.

"De tudo, ficaram três coisas:
A certeza de que ele estava sempre começando,
a certeza de que era preciso continuar
e a certeza de que seria interrompido antes de terminar.
Fazer da interrupção um caminho novo.
Fazer da queda um passo de dança,
do medo uma escada, do sono uma ponte,
da procura um encontro."

Fernando Sabino, *O encontro marcado*.

"As árvores sofridas que nos rodeiam denunciam sem disfarce a insensata brutalidade
e a pobreza interior de homens que fogem de suas próprias almas."

Gambini, *As árvores e nós*.

RESUMO

O atual quadro de degradação do meio ambiente, devido, principalmente, à exploração intensa dos recursos naturais pelo homem, demonstra a urgente necessidade de adoção de ações que freiem ou reduzam a deterioração da natureza. O trabalho visou analisar o potencial dos espaços protegidos situados em propriedades privadas para a contribuição da conservação da biodiversidade, assim como verificar o papel dessas áreas no âmbito dos espaços territoriais especialmente protegidos, analisar a normatização sobre o tema e a possível contribuição desses espaços para os esforços de conservação do Brasil. Foi realizado um levantamento bibliográfico da literatura jurídica e científica sobre esses espaços protegidos, bem como uma leitura crítica desse material, seguido por uma análise da contribuição desses espaços para a conservação, com base em teorias e conceitos de ecologia e biologia da conservação. Verificou-se que os espaços protegidos privados, quais sejam reserva legal, área de preservação permanente, servidão ambiental, servidão florestal e corredores ecológicos, possuem um grande potencial para integrar os esforços de conservação do país, entretanto não possuem um tratamento adequado pelas atuais políticas ambientais de áreas protegidas. Foi proposta a adoção de uma política de áreas protegidas mais ampla, abrangendo todas as espécies de espaços territoriais especialmente protegidos, que considere a gestão integrada da paisagem, composta por áreas protegidas públicas e privadas.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade; Espaços protegidos privados; Gestão de áreas protegidas.

ABSTRACT

The current environmental degradation, mainly due the intense exploitation of natural resources by man, demonstrates the urgent need to adopt actions that reduce or mitigate the deterioration of nature. The work aims to analyze the potential of protected areas located on private property's contribution to biodiversity conservation, and to determine the role of these areas as part of especially protected areas, to review the norms on the subject and to analyze the possible contribution of these areas to the efforts conservation in Brazil. It was conducted a literature review of legal and scientific literature on protected areas, and a critical reading of this material, followed by an analysis of the contribution of these areas for conservation based on theories and concepts of ecology and conservation biology. It was found that private protected areas, which are legal reserve, permanent preservation area, environmental easement, forest easement and ecological corridors, have great potential to integrate the conservation efforts of the country, however do not have adequate treatment by current policies environmental protected areas. It was proposed to adopt a wide policy of protected areas, covering all kinds of especially protected areas, that consider the integrated management of landscape, composed of public and private protected areas.

Key-words: biodiversity conservation; private protected areas; protected area management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização dos <i>hotspots</i>	11
Figura 2 - Representação esquemática Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEP), Áreas Protegidas (AP) e Unidades de Conservação (UC).	39
Figura 3 - Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas no Brasil.....	83
Figura 4 - Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas na Amazônia Legal.	84
Figura 5 - Mapa de áreas de preservação permanente em topos de morro e montanha para o território nacional.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Os 25 <i>hotspots</i>	14
Tabela 2 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas por biomas.	76
Tabela 3 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas por região.	76
Tabela 4 - Reservas Particulares do Patrimônio Natural por região.....	77
Tabela 5 - Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Reservas Particulares do Patrimônio Natural no país.....	77
Tabela 6 - Reserva legal por biomas.	81
Tabela 7 - Áreas de preservação permanente por biomas.	81

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de Unidades de Conservação que compõem o SNUC.	43
Quadro 2 - Categorias de Unidades de Conservação definidas pela IUCN.	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Preservação Permanente
CCA	Corredor Central da Amazônia
CCMA	Corredor Central da Mata Atlântica
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRF	Cota de Reserva Florestal
ETEP	Espaços territoriais especialmente protegidos
ICMS	Imposto sobre circulação de mercadorias e serviços
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ONG	Organização não-governamental
PCE	Projeto Corredores Ecológicos
PDPI	Projetos Demonstrativos dos Povos Indígenas
PNAP	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SLOSS	<i>Single Large or Several Small reserves</i>
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TEBI	Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas
TI	Terra Indígena
UC	Unidade de conservação
UCE	Unidade de conservação estadual
UCF	Unidade de conservação federal

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xi
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	viii
LISTA DE QUADROS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	ix
SUMÁRIO.....	xii
INTRODUÇÃO.....	1
1. A EROÇÃO DA BIODIVERSIDADE	6
1.1 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	20
1.2 BASES CIENTÍFICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	23
2. ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	36
2.1 CONSERVAÇÃO <i>EX SITU</i>	36
2.2 CONSERVAÇÃO <i>IN SITU</i>	37
2.3 ESPAÇOS TERRITORIAIS ESPECIALMENTE PROTEGIDOS.....	38
2.4 ÁREAS PROTEGIDAS	40
2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	41
2.6 ESPAÇOS PROTEGIDOS EM TERRAS PRIVADAS	49
2.6.1 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	51
2.6.2 RESERVA LEGAL	53
2.6.3 SERVIDÃO FLORESTAL.....	54
2.6.4 SERVIDÃO AMBIENTAL	55
2.7 CONECTIVIDADE	56
2.7.1 CORREDORES ECOLÓGICOS	59
2.7.2 MOSAICOS E <i>STEPPING STONES</i>	65
2.7.3 ZONAS DE AMORTECIMENTO	66
2.8 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E A PRESENÇA HUMANA.....	69
3. ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO EM TERRAS PRIVADAS NO BRASIL	74
3.1 ALCANCE TERRITORIAL DAS ÁREAS PROTEGIDAS NO PAÍS.....	75
3.2 PROJETOS DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL.....	86
3.2.1 CORREDOR CENTRAL DA AMAZÔNIA	90
3.2.2 CORREDOR CENTRAL DA MATA ATLÂNTICA	91
3.2.3 OUTROS CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL.....	92
3.3 GESTÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS.....	95
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109

INTRODUÇÃO

A biodiversidade, que compreende a diversidade de ecossistemas, espécies e genes (WILSON, 2002), corresponde à complexidade da vida, essencial para o equilíbrio do meio ambiente, habilitando os ecossistemas a responderem aos diversos impactos e alterações por quais possam passar (ALBAGLI, 2001). Essa imensa diversidade pode ser observada nos diversos tipos de ambientes naturais encontrados no planeta, na grande quantidade de espécies existentes nos diferentes ecossistemas, assim como nos diferentes indivíduos dentro de uma mesma espécie.

Essa mesma biodiversidade proporciona condições ao homem para sua sobrevivência, de se adaptar aos diversos tipos de ambientes, às mudanças físicas e sociais, a atender a novas demandas, entre outros (ODUM, 1988; ALBAGLI, 2001).

Ao se considerar as diversas fontes publicadas sobre identificação e classificação taxonômica, estima-se que já foram descritas cerca de 1,4 milhões de espécies vivas de todos os tipos de organismos (WILSON, 1997). A estimativa do número total de espécies da Terra varia entre os diversos autores, de mais de 5 milhões (WILSON, 1997) a cerca de 10 a 30 milhões de espécies de animais e plantas (RICKLEFS, 2009). Entretanto, há consenso de que o maior número de espécies pertence a pequenos grupos de insetos. Além disso, a maior parte dessa biodiversidade de espécies e, também, de ecossistemas, pode ser encontrada nas florestas tropicais. Estas cobrem apenas 7% da superfície terrestre, mas abrigam mais da metade da biota mundial (WILSON, 1997).

O atual quadro de perda acelerada de biodiversidade traduz a necessidade, cada vez maior, de buscar novas estratégias de conservação da natureza. Uma das maiores preocupações em relação à erosão da biodiversidade é a alta taxa atual de extinção das espécies. A extinção de espécies é um processo natural, porém ele está sendo acelerado com a exploração desenfreada dos recursos naturais.

O crescimento desordenado da humanidade, baseado em um desenvolvimento econômico a qualquer custo, agrava ainda mais essa situação. A intensa exploração dos recursos naturais pelos homens tem provocado o chamado processo de fragmentação de habitat. Diversas formas de exploração do meio ambiente transformam grandes áreas contínuas de vegetação natural em uma paisagem perturbada com pequenos fragmentos de habitat dispersos.

A exploração desenfreada dos recursos naturais, associada à utilização expansiva de monoculturas, além de outras formas de utilização inadequada da natureza, leva à fragmentação da paisagem, apontada como a principal causa da perda de biodiversidade (ARAÚJO, 2007), principalmente em regiões tropicais. O processo de fragmentação tem diversas conseqüências, tais como: a redução do habitat; aumento do número de parcelas do habitat; redução do tamanho das parcelas de habitat; e aumento no isolamento dessas parcelas restantes. Além disso, a fragmentação provoca a interrupção ou alteração de diversos processos ecológicos, essenciais para o equilíbrio da natureza.

Esses e outros efeitos da fragmentação da paisagem têm impactos distintos sobre a biodiversidade, podendo resultar em extinção de espécies, no chamado efeito de borda, redução no tamanho das populações, entre outros. Assim, conforme Lange (2005), a conservação da biodiversidade deve ser feita com base em ações que ataquem causas e efeitos de sua perda, além de proporcionar sua manutenção ao longo do tempo.

Assim, faz-se necessária a adoção urgente de diversos mecanismos que visem a conservação da natureza, como forma de frear a intensa perda da diversidade biológica observada atualmente. Em 1992, foi aberta para assinatura a Convenção sobre a Diversidade Biológica durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em que houve o reconhecimento internacional da importância da conservação da biodiversidade. Esse documento estabeleceu diversas diretrizes para que os países signatários seguissem para buscar uma ampla proteção da biodiversidade em termos globais.

A conservação da biodiversidade é algo imprescindível para a humanidade, dado que a biodiversidade oferece todos os recursos necessários para a sua sobrevivência e o seu desenvolvimento. Para garantir o acesso aos recursos naturais para as presentes e futuras gerações, é necessário a adoção de ações que acabem ou freiem a acelerada perda de biodiversidade observada há alguns anos. Se nada for feito, diversas espécies poderão ser extintas antes mesmo de conhecidas.

As estratégias de conservação da natureza são divididas, principalmente, em conservação *ex situ* e *in situ*. A primeira consiste na manutenção de amostras da biodiversidade em um ambiente artificial, com intuito de subsidiar estudos sobre a natureza e desenvolver técnicas para incrementar a segunda. A conservação *in situ*, por sua vez, é a proteção dos

recursos naturais no próprio ambiente natural, geralmente realizada pelo estabelecimento de áreas protegidas em habitats ainda preservados.

Existem diversas políticas e normas no Brasil que visam a proteção da natureza, assim como o cumprimento das recomendações da Convenção sobre a Diversidade Biológica. A Constituição Federal de 1988 define como responsabilidade do Poder Público e da sociedade a garantia de um meio ambiente ecologicamente equilibrado para todos, incluindo as presentes e futuras gerações, e estabelece a obrigação do Poder Público em definir espaços territoriais especialmente protegidos para garantir a conservação da natureza. Estes espaços compreendem diversas espécies de áreas protegidas, entre elas os espaços em terras privadas que não compõem o sistema nacional de unidades de conservação, as unidades de conservação, terras indígenas, zonas de amortecimento, corredores ecológicos, entre outros.

As políticas brasileiras, em sua maioria, abordam as unidades de conservação como a principal estratégia para a conservação da natureza. Entretanto, a legislação brasileira estabelece alguns tipos de espaços protegidos que podem ocorrer em terras privadas, tais como a reserva legal, as áreas de preservação permanente, a servidão ambiental, a servidão florestal, os corredores ecológicos e a zona de amortecimento. Esses espaços, se bem definidos e manejados, podem contribuir para a conservação da diversidade biológica, formando áreas de conexão entre as unidades de conservação de proteção integral (corredores ecológicos ou mosaicos entre unidades de conservação e grandes áreas) e aumentando a diversidade de ecossistemas na paisagem.

O presente trabalho visa analisar o potencial dos espaços protegidos em terras privadas para a conservação da biodiversidade, tais como reserva legal, área de preservação permanente, servidão florestal, servidão ambiental e corredores ecológicos. O objetivo geral do trabalho consiste em analisar e comparar a contribuição dos espaços protegidos em áreas privadas, no Brasil, para a conservação da biodiversidade. Nesse intuito, serão analisados os seguintes objetivos específicos: verificar o papel das áreas privadas no âmbito dos espaços territoriais especialmente protegidos; analisar a normatização sobre espaços protegidos em terras privadas do Brasil; e analisar a contribuição dos espaços protegidos privados para os esforços de conservação da biodiversidade no país.

Os espaços protegidos em terras privadas a serem abordados na análise são aqueles que não são considerados unidades de conservação, mas são definidos por lei como um tipo de área protegida ou possuem áreas protegidas em seu território (caso dos corredores ecológicos),

quais sejam: reserva legal, área de preservação permanente, servidão ambiental, servidão florestal e corredores ecológicos. Vários desses espaços podem existir em terras públicas, mas neste trabalho serão analisados quando eles ocorrem em propriedades particulares. Entre as unidades de conservação há a Reserva Particular do Patrimônio Natural, composta integralmente por terras particulares. Entretanto, por ser unidade de conservação, não integra a análise central a ser realizada por este trabalho. É importante ressaltar que existem casos de sobreposição de áreas protegidas privadas, tais como áreas de preservação permanente e reservas legais que compõem corredores ecológicos. Essas sobreposições não serão analisadas especificamente, apenas será considerada a importância de alguns espaços para integrar instrumentos de conectividade, tais como os corredores ecológicos e outros, que serão abordados.

Após a abordagem desses objetivos, será verificada a hipótese de que os espaços protegidos em terras privadas são estratégias de conservação da biodiversidade e contribuem para o plano de conservação do país.

A metodologia utilizada neste trabalho consistiu em um levantamento bibliográfico da literatura jurídica e científica acerca dos espaços protegidos em terras privadas no Brasil. Foi realizada uma breve leitura crítica da legislação e dos atos normativos, no âmbito federal, que estabelecem e regulamentam as áreas protegidas em terras privadas e o seu cumprimento. Além disso, foi feito um levantamento do alcance territorial das áreas protegidas em terras privadas no país e de projetos envolvendo o manejo integrado da paisagem, em que consideram os corredores ecológicos como unidade de gestão.

De posse de todos os dados levantados, foi realizada análise sobre a contribuição desses espaços protegidos privados para o esforço de conservação do país, utilizando as teorias e os conceitos de ecologia e biologia da conservação.

O trabalho foi organizado em três capítulos. O primeiro é composto pelos tópicos da importância da biodiversidade e do atual quadro acelerado de erosão da diversidade biológica, assim como a necessidade de conservação e as bases científicas para essa conservação.

O segundo capítulo trouxe as estratégias de conservação da biodiversidade, quais sejam conservação *in situ* e *ex situ* e discorre sobre os espaços territoriais especialmente protegidos, abordando as áreas protegidas, as unidades de conservação e os espaços protegidos em terras privadas, com maior destaque para os últimos, assim como os temas conectividade e conservação da biodiversidade e presença humana.

O terceiro capítulo aborda as estratégias de conservação da biodiversidade em terras privadas no Brasil, relatando o alcance territorial das áreas protegidas no país e os projetos sobre corredores ecológicos existentes, além de trazer o tema da gestão de áreas protegidas. E, por último, há as considerações finais e recomendações, em que se sugere uma forma de manejo do meio ambiente, visando uma proteção mais eficiente da natureza.

1. A EROSÃO DA BIODIVERSIDADE

A diversidade biológica, ou biodiversidade (termo abreviado) compreende a diversidade de ecossistemas, espécies e genes. Como exemplifica Wilson (2002) de forma bem simplificada, independente da sua magnitude, a biodiversidade sempre é organizada em três níveis. No nível mais alto estão os ecossistemas, como florestas úmidas, recifes de coral e lagos. Após, vêm as espécies, compostas dos organismos dos ecossistemas, de algas e borboletas a enguias e seres humanos. Na base encontram-se os genes responsáveis pela hereditariedade dos indivíduos que compõem cada uma das espécies.

O conceito de biodiversidade inclui todos os produtos da evolução orgânica, ou seja, toda a vida biológica no planeta, em seus diferentes níveis – de genes até espécies e ecossistemas completos –, bem como sua capacidade de reprodução. Corresponde à “variabilidade viva”, ao próprio grau de complexidade da vida, abrangendo a diversidade entre e no âmbito das espécies e de seus habitats. A diversidade da vida é elemento essencial para o equilíbrio ambiental planetário, capacitando os ecossistemas a melhor reagirem às alterações sobre o meio ambiente causadas por fatores naturais e sociais, considerando que, sob a perspectiva ecológica (ALBAGLI, 2001).

Martins e Santos (1999) revelam que o conceito de biodiversidade surgiu da contração da expressão “biological diversity”, adotada por alguns estudiosos de forma a abranger todos os níveis de variação natural, do nível molecular e genético até o nível de espécies. Entretanto, os autores ressaltam que alguns pesquisadores consideraram esse conceito muito amplo, sendo muito utilizada a idéia de diversidade como uma medida empírica, calculada diretamente da observação da abundância relativa das espécies de uma amostra.

Odum (1988) enfatiza que a diversidade biológica de animais, plantas e microorganismos possui importância fundamental para a sobrevivência dos seres humanos. O termo ‘recursos genéticos’ pode ser definido como a diversidade genética que é crucial para se satisfazerem as necessidades da sociedade na perpetuidade. Esta diversidade encontra-se nas diferenças entre as espécies, assim como nas variações entre os indivíduos de uma espécie. Esses recursos genéticos são compostos por espécies silvestres e domésticas, incluindo muitas que não possuem qualquer valor comercial direto, porém são essenciais para a sobrevivência daquelas que o possuem. Além disso, no futuro essas espécies podem passar a ter algum valor comercial. Odum (1988) relembra que a maior parte da diversidade biológica pode ser

encontrada, ainda, na natureza. Entretanto, a sobrevivência dos ecossistemas que a compõem depende, em grande parte, na diversidade contida neles.

A biodiversidade, conforme lembra Albagli (2001), oferece também condições para que a própria humanidade adapte-se às mudanças operadas em seus meios físico e social e disponha de recursos que atendam a suas novas demandas e necessidades. Historicamente, as áreas de aproveitamento de recursos genéticos e biológicos têm sido inúmeras, destacando-se a alimentação, a agricultura e a medicina, dentre outras aplicações.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), aberta para assinatura em 1992, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em que houve o reconhecimento internacional da importância da conservação da biodiversidade, em seu artigo 2º, dispõe que:

Diversidade biológica significa a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.

Além disso, como enfatiza Drummond *et al.* (2006), a CDB, ao associar a conservação da biodiversidade ao estabelecimento de estratégias para garantir o uso sustentável dos recursos que essa diversidade provém, busca introduzir esse tema em um contexto social e econômico mais amplo e abordar a importância de uma distribuição mais equitativa desses recursos. Esse fato pode ser observado nos seus objetivos (artigo 1º):

(...) conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, mediante, inclusive, o acesso adequado aos recursos genéticos e a transferência adequada de tecnologias pertinentes, levando em conta todos os direitos sobre tais recursos e tecnologias, e mediante financiamento adequado.

A diversidade biológica é extremamente rica, variando bastante espacialmente. Pode-se encontrar, ao longo das diferentes latitudes e longitudes, uma diversidade de espécies diferentes, habitats únicos, ecossistemas distintos e paisagens que não se repetem, além de populações distintas dentro de uma mesma espécie e como comunidades com composição específica semelhante, mas convivendo com interações únicas. Se a heterogeneidade do ambiente possibilita tal diversidade, por outro lado, pode ser considerada função dessa mesma diversidade (BENSUSAN, 2006).

Um dos níveis da biodiversidade, a diversidade de espécies, possui dois componentes: (a) riqueza, ou densidade ou variedade de espécies, baseada no número total de espécies presentes; e (b) uniformidade ou equitabilidade na repartição de indivíduos entre as espécies, baseada na abundância relativa de espécies e no grau da sua dominância ou falta desta. A riqueza geralmente é expressa visando à comparação como uma razão de espécies/área ou uma razão de espécies/números de indivíduos. À medida que aumenta o tamanho da área e o tempo evolutivo que foi disponível para a colonização, especialização de nicho e especiação, e em locais situados desde altas latitudes em direção ao Equador, a diversidade de espécies apresenta a tendência a aumentar. Por outro lado, em comunidades bióticas que sofrem estresse e em situações em que se verifica a competição em comunidades antigas e ambientes físicos estáveis, a diversidade tende a ser reduzida (ODUM, 1988).

A diversidade entre as espécies é fundamental na manutenção dos ambientes naturais, sendo responsável por diversos processos tais como polinização, decomposição, ciclagem de nutrientes e controle biológico. Enquanto isso, a diversidade de ecossistemas representa a integração dos inúmeros elementos da diversidade biológica entre si e com o meio físico, produzindo paisagens distintas. Assim, considerando a abrangência do conceito de biodiversidade, pode-se perceber que, para a manutenção da integridade da diversidade biológica devem-se preservar os processos que geram e asseguram sua continuidade (BENSUSAN, 2001). Além disso, a biodiversidade funciona como uma espécie de seguro para manter a estabilidade dos ecossistemas, tão importante para a sobrevivência da natureza como um todo e dos homens. Quando uma espécie é extinta, seu nicho é ocupado, mais rapidamente e com mais eficiência, se existir vários candidatos para o papel, o que é garantido pela própria presença da biodiversidade (WILSON, 2002).

A diversidade dentro de um habitat ou tipo de comunidade não deve ser confundida com a diversidade de uma paisagem ou de uma região que contém uma mistura de habitats, além disso, ela pode ser medida em diversos níveis espaciais. Assim, existe a seguinte diferenciação: (a) diversidade alfa ou local – diversidade, ou número de espécies, dentro de um habitat ou dentro de uma comunidade; (b) diversidade beta – diversidade entre habitats ou diferença nas espécies entre os habitats; e (c) diversidade gama ou regional – diversidade, ou número total de espécies, de uma grande área regional, bioma, continente, ilha, entre outros, contendo variados habitats (WHITTAKER, 1960, *apud* ODUM, 1988; RICKLEFS, 2009).

A imensa riqueza encontrada na biodiversidade possibilita a vida como conhecemos atualmente. Além das paisagens inigualáveis encontradas em todo o mundo, podem-se

encontrar todos os recursos necessários para os seres humanos sobreviverem e se desenvolverem. Entretanto, esses recursos utilizados pelo homem representam apenas uma ínfima parte do que a biodiversidade poderia proporcionar.

Milano (2001) diferencia bem essa situação, ao definir a biodiversidade como a variedade total de formas de vida, considerada do nível genético ao de ecossistemas. E, por outro lado, recurso corresponde a tudo que é ou pode ser útil para os seres humanos, sendo fundamental considerar-se tanto sua condição dinâmica e dependente de tecnologia como sua função como meio de desenvolvimento. Diante disso, o autor enfatiza que seria irracional não considerar a biodiversidade como um dos mais preciosos recursos da humanidade e, por decorrência, mais irracional ainda não estabelecer estratégias efetivas para sua manutenção e conservação.

A diversidade biológica deve ser tratada mais seriamente como um recurso global, para ser registrada, usada e, acima de tudo, preservada (WILSON, 1997). Entretanto, essa mesma biodiversidade, que possibilita ao homem a adaptação aos diversos ambientes existentes, está sendo destruída constantemente. O padrão de desenvolvimento mundial contribui enormemente para esse quadro. O desenvolvimento tende a simplificar os ecossistemas e a reduzir sua diversidade biológica (LANGE, 2005), devido à intensa exploração dos recursos naturais pelo homem, alterando constantemente os habitats, o que resulta na redução do número de espécies presentes nesses ecossistemas. Assim, Wilson (1997) apresenta três motivos que nos impelem tratar urgentemente da biodiversidade de uma forma diferente. Primeiro, o crescimento explosivo das populações está desgastando a natureza de forma muito acelerada, principalmente nos trópicos. Segundo, a cada dia a ciência está descobrindo novas formas de utilizar a biodiversidade. Terceiro, grande parte da diversidade está se perdendo irreversivelmente por meio da extinção causada pela fragmentação e destruição de habitats naturais, também de forma mais acentuada nos países tropicais.

Wilson (1997), em extenso estudo sobre a diversidade biológica, apresenta um breve diagnóstico da riqueza do nosso planeta. Segundo o autor, muitas fontes recentemente publicadas indicam que já foram descritas cerca de 1,4 milhões de espécies vivas de todos os tipos de organismos. Entretanto, ao incluir os insetos, considerado, de todos os grupos principais, o mais rico em espécies, o número absoluto de espécies pode ser maior que 5 milhões. A estimativa do número total de espécies na Terra varia entre os diversos autores sobre o assunto. Ricklefs (2009) cita que alguns biólogos estimam que existam cerca de 10 a

30 milhões de espécies de animais e plantas, sendo a maioria delas de pequenos grupos de insetos em florestas tropicais.

As florestas tropicais, apesar de cobrirem apenas 7% da superfície terrestre, contêm mais da metade das espécies da biota mundial (WILSON, 1997). E, ao mesmo tempo, é onde há a maior erosão da biodiversidade. Wilson (1997) ressalta que não pode ser feita uma estimativa exata do número de espécies que estão se extinguindo nas florestas tropicais ou em outros habitats principais, pois não se conhece os números de espécies originalmente presentes. Entretanto, as velocidades de extinção são estimadas indiretamente a partir de princípios de biogeografia.

A maior preocupação para a perda de biodiversidade é o alto grau de extinção de espécies observado atualmente. A extinção é um processo natural. À medida que algumas espécies evoluem, outras desaparecem, pois não são adaptadas o suficiente para garantirem a sua sobrevivência. No entanto, esse processo está sendo intensamente acelerado pela intervenção antrópica. Ao explorar os recursos naturais indiscriminadamente, alterando profundamente os ambientes naturais, o homem contribui de maneira significativa para a redução de habitats, provocando uma taxa cada vez maior de extinção de espécies.

Além disso, Ehrlich (1997) frisa que, nesse contexto de erosão da biodiversidade, a perda de populações geneticamente distintas dentro de uma espécie é, pelo menos, tão importante quanto o problema da perda de toda a espécie. Ao ter uma espécie reduzida a um resto, sua capacidade de beneficiar a humanidade diminui bastante, e sua extinção total, em um futuro próximo, torna-se muito mais provável. Odum e Barrett (2007) enfatizam que, atualmente, a palavra biodiversidade é considerada quase um sinônimo da preocupação com a perda de espécies. No entanto, essa preocupação deve ir mais além das espécies, compreendendo a perda de funções e nichos acima e abaixo na escala hierárquica da organização inteira.

Outra forma de avaliar a perda de diversidade no mundo é a análise de *hotspots*, que são áreas ricas em espécies endêmicas, que possuem alta taxa de desflorestamento, ou ainda outro fator a ser considerado, dependendo do método utilizado. Independente do método, os *hotspots* destacam áreas que necessitam de uma atenção diferenciada para a conservação da biodiversidade.

Myers *et al* (2000), em um estudo sobre áreas com excepcionais concentrações de espécies endêmicas e perda de habitat, elaboraram uma lista composta por 25 *hotspots* (Figura 01). De acordo com o estudo, para ser qualificada como *hotspots*, uma área deve conter pelo

menos 0,5% ou 1.500 das 300.000 espécies de plantas existentes no mundo. De fato, 15 dos 25 hotspots contêm no mínimo 2.500 espécies endêmicas e 10, no mínimo 5.000 espécies. Os animais vertebrados, por sua vez, são utilizados como um suporte e também facilitam a comparação entre as áreas.

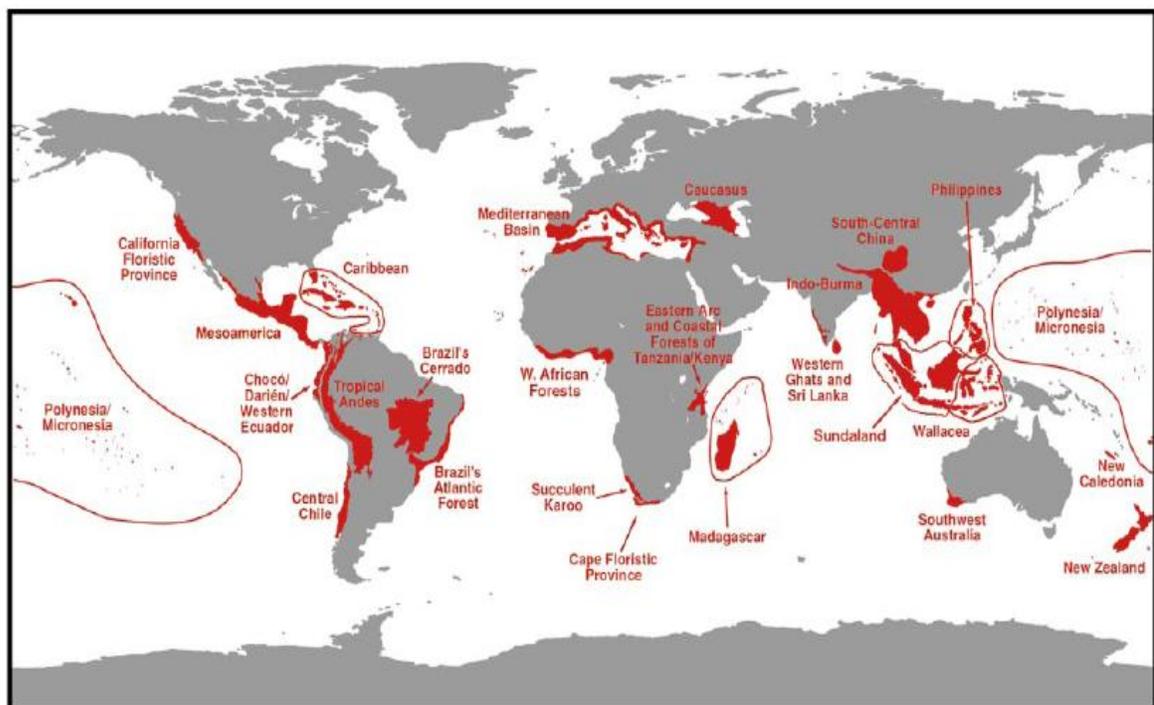


Figura 1 – Localização dos hotspots.
Fonte: (Myers *et al.*, 2000).

Após o critério de plantas, é aplicado o critério de que um *hotspots* deve ter uma perda de 70% ou mais de sua vegetação primária. Com base nisso, 11 *hotspots* têm uma perda de ao menos 90% e 3, uma perda de 95% (Tabela 01).

Os 25 *hotspots*, segundo Myers *et al.* (2000), contêm nos seus habitats remanescentes cerca de 133.149 espécies de plantas (44% de todas as espécies de plantas do mundo) e 9.645 espécies de vertebrados (35% do total). Essas espécies endêmicas estão confinadas em uma área de 2,1 milhões de quilômetros quadrados, ou 1,4% da superfície da Terra.

As áreas predominantes são as florestas tropicais, aparecendo em 15 *hotspots*. A Mata Atlântica está situada dentre os cinco primeiros *hotspots*, considerados os habitats mais ameaçados no planeta, sendo logo abaixo acompanhada pelo Cerrado (Tabela 01).

De um modo geral, o mundo tropical está indo claramente na direção de uma acelerada redução e fragmentação das florestas tropicais, o que será acompanhado por uma extinção em massa das espécies (WILSON, 1997). Dentre os vários tipos de florestas existentes, as florestas tropicais úmidas – distribuídas pela América do Sul e Central, a África e a Ásia, correspondendo à cerca da metade da área total coberta por florestas no mundo – apresentam maior complexidade e maior riqueza de espécies, populações e microrganismos (ALBAGLI, 2001). O Brasil, por sua vez, é considerado um país megadiverso e pouco mais de 200.000 espécies já foram catalogadas. Entretanto, estima-se que o país possua, entre os grupos mais diversos, de 3 a 10 vezes mais espécies do que as descritas atualmente (LEWINSOHN, 2005). Assim, observa-se a grande necessidade de se proteger a biodiversidade no país.

Do ponto de vista da diversidade biológica, as repercussões desse processo de intenso desflorestamento nas regiões tropicais são ainda mais agravadas pelo fato de que, apesar de sua vasta riqueza. Sua regeneração é dificultada pela fragilidade das sementes de suas espécies vegetais, podendo sua recuperação levar séculos para se processar ou, dependendo do nível de destruição e de esterilidade do ecossistema, ser impossível de ocorrer por meios naturais (ALBAGLI, 2001).

Os fatores causadores dessa acelerada erosão da biodiversidade são inúmeros, entretanto o fator primordial é a ação antrópica. Os impactos da atividade humana foram crescendo ao longo da história. Por muito tempo, pequenas populações humanas conviviam harmoniosamente com a natureza, realizando atividade de baixo impacto. Elas funcionavam como produtoras de um regime de distúrbios pequeno, que contribuía para a existência de determinadas paisagens, bem como para a manutenção da biodiversidade. No entanto, hoje o homem é ainda mais destrutivo que no passado, o impacto direto do homem sobre a natureza e sua influência na destruição da diversidade biológica do planeta foram aumentando ininterruptamente, em função das populações terem crescido e terem desenvolvido uma maior capacidade tecnológica, inclusive para destruição (BENSUSAN, 2006, FERNANDEZ, 2004). Mas, conforme Fernandez (2004), *a crise ecológica não está só no futuro; está no presente e no passado, ao longo da pré-história e de toda a história humana. Pode-se ir ainda mais longe.*

A atividade humana influencia o meio ambiente de várias formas. É bem conhecido e inquestionável o efeito destrutivo que a sociedade industrial exerce sobre a natureza (FERNANDEZ, 2004). Além do impacto direto, derivado da conversão de ambientes naturais para outro tipo de utilização da área, há impactos indiretos como os resultantes das introduções de organismos. Há, ainda, a perda de variabilidade genética relacionada com a crescente

uniformidade das plantas agricultáveis, a poluição proveniente da agricultura e das atividades industriais, a pressão sobre os recursos hídricos, a ruptura de vários dos chamados serviços ecológicos, a exploração excessiva de espécies de plantas e animais, a modificação do clima mundial, as agroindústrias, as monoculturas florestais, a pobreza, a injusta distribuição de terras, a baixa produtividade agrícola, as políticas indevidas de uso da terra, os projetos inadequados de desenvolvimento, a debilidade das instituições, entre outros (BENSUSAN, 2006; WRI, 1992; e MILANO, 2001).

Diversas ameaças comuns, tais como desenvolvimento e infra-estruturas em grande escala; conversão dos usos da terra; energia e mineração; ações humanas não-sustentáveis; poluição; urbanização; turismo; provocam os impactos ambientais diretos, tais como destruição, fragmentação ou distúrbio do habitat; exaustão dos recursos; alteração dos regimes de incêndio; modificação no regime de águas; contaminação, resultando na perda da biodiversidade ao longo de toda a região tropical (BRANDON *et al.*, 2005).

Muitos ecologistas estão preocupados com o fato de que a redução na diversidade de espécies e na diversidade genética esteja prejudicando a adaptabilidade futura, tanto nos ecossistemas naturais como nos agroecossistemas, pois a taxa com que o homem está alterando as paisagens naturais é milhares de vezes maior do que a da dinâmica de perturbação natural dos ecossistemas (ODUM, 1988; TABARELLI & GASCON, 2005). Além disso, a contínua perda de biodiversidade demonstra um forte indício do desequilíbrio entre as crescentes necessidades humanas e a capacidade da natureza de provê-las (WRI, 1992).

Tabela 1- Os 25 hotspots.

Hotspot	Original extent of primary vegetation (km ²)	Remaining primary vegetation (km ²) (% of original extent)	Area protected (km ²) (% of hotspot)	Plant species	Endemic plants (% of global plants, 300,000)	Vertebrate species	Endemic vertebrates (% of global vertebrates, 27,298)
Tropical Andes	1,258,000	314,500 (25.0)	79,687 (25.3)	45,000	20,000 (6.7%)	3,389	1,567 (5.7%)
Mesoamerica	1,155,000	231,000 (20.0)	138,437 (59.9)	24,000	5,000 (1.7%)	2,859	1,159 (4.2%)
Caribbean	263,500	29,840 (11.3)	29,840 (100.0)	12,000	7,000 (2.3%)	1,518	779 (2.9%)
Brazil's Atlantic Forest	1,227,600	91,930 (7.5)	33,084 (35.9)	20,000	8,000 (2.7%)	1,361	567 (2.1%)
Choc/Darien/Western Ecuador	260,600	63,000 (24.2)	16,471 (26.1)	9,000	2,250 (0.8%)	1,625	418 (1.5%)
Brazil's Cerrado	1,783,200	356,630 (20.0)	22,000 (6.2)	10,000	4,400 (1.5%)	1,268	117 (0.4%)
Central Chile	300,000	90,000 (30.0)	9,167 (10.2)	3,429	1,605 (0.5%)	335	61 (0.2%)
California Floristic Province	324,000	80,000 (24.7)	31,443 (39.3)	4,426	2,125 (0.7%)	584	71 (0.3%)
Madagascar*	594,150	59,038 (9.9)	11,548 (19.6)	12,000	9,704 (3.2%)	987	771 (2.8%)
Eastern Arc and Coastal Forests of Tanzania/Kenya	30,000	2,000 (6.7)	2,000 (100.0)	4,000	1,500 (0.5%)	1,019	121 (0.4%)
Western African Forests	1,265,000	126,500 (10.0)	20,324 (16.1)	9,000	2,250 (0.8%)	1,320	270 (1.0%)
Cape Floristic Province	74,000	18,000 (24.3)	14,060 (78.1)	8,200	5,682 (1.9%)	562	53 (0.2%)
Succulent Karoo	112,000	30,000 (26.8)	2,352 (7.8)	4,849	1,940 (0.6%)	472	45 (0.2%)
Mediterranean Basin	2,362,000	110,000 (4.7)	42,123 (38.3)	25,000	13,000 (4.3%)	770	235 (0.9%)
Caucasus	500,000	50,000 (10.0)	14,050 (28.1)	6,300	1,600 (0.5%)	632	59 (0.2%)
Sundaland	1,600,000	125,000 (7.8)	90,000 (72.0)	25,000	15,000 (5.0%)	1,800	701 (2.6%)
Wallacea	347,000	52,020 (15.0)	20,415 (39.2)	10,000	1,500 (0.5%)	1,142	529 (1.9%)
Philippines	300,800	9,023 (3.0)	3,910 (43.3)	7,620	5,832 (1.9%)	1,093	518 (1.9%)
Indo-Burma	2,060,000	100,000 (4.9)	100,000 (100.0)	13,500	7,000 (2.3%)	2,185	528 (1.9%)
South-Central China	800,000	64,000 (8.0)	16,562 (25.9)	12,000	3,500 (1.2%)	1,141	178 (0.7%)
Western Ghats/Sri Lanka	182,500	12,450 (6.8)	12,450 (100.0)	4,780	2,180 (0.7%)	1,073	355 (1.3%)
SW Australia	309,850	33,336 (10.8)	33,336 (100.0)	5,469	4,331 (1.4%)	456	100 (0.4%)
New Caledonia	18,600	5,200 (28.0)	526.7 (10.1)	3,332	2,551 (0.9%)	190	84 (0.3%)
New Zealand	270,500	59,400 (22.0)	52,068 (87.7)	2,300	1,865 (0.6%)	217	136 (0.5%)
Polynesia/Micronesia	46,000	10,024 (21.8)	4,913 (49.0)	6,557	3,334 (1.1%)	342	223 (0.8%)
Totals	17,444,300	2,122,891 (12.2)	800,767 (37.7)	†	133,149 (44%)	†	9,645 (35%)

Documentation of plant and vertebrate species and endemism can be found in Supplementary Information.

*Madagascar includes the nearby islands of Mauritius, Reunion, Seychelles and Comores.

† These totals cannot be summed owing to overlapping between hotspots.

Fonte: (Myers *et al.*, 2000; p. 854).

A explosiva expansão populacional e econômica da humanidade nos últimos séculos transformou os ambientes naturais. Grandes áreas contínuas de florestas antes encontradas, agora são paisagens em mosaico, formadas por manchas remanescentes das florestas originais, cercadas por áreas alteradas pelo homem de várias formas: plantações, pastagens, assentamentos urbanos. Este processo, chamado de fragmentação florestal, acelerou-se muito no século XX. Assim, hoje, em grande parte das regiões do mundo, as florestas originais estão reduzidas a uma grande coleção de “ilhas” de vegetação natural, cada vez menores e mais isoladas, cercadas por áreas abertas (FERNANDEZ, 2004).

Toda essa perturbação nos ecossistemas, ocasionada pelas atividades humanas, leva à perda de ambientes naturais. Entretanto, como ressaltam Anderson e Jenkins (2006), o processo de perda de habitat nem sempre envolve imediata conversão de habitats naturais por toda a paisagem. Em vez disso, a perda de habitat envolve um processo de fragmentação, e as espécies desaparecem quando os habitats intactos que as abrigavam tornam-se altamente fragmentados. Assim, os efeitos do desmatamento e da fragmentação de habitat atingem especialmente as espécies de distribuição restrita, pouco abundantes e sensíveis às alterações ambientais, tais como algumas espécies endêmicas àquela região (MACHADO & AGUIAR, 2001). O processo de fragmentação dos ambientes naturais é natural, entretanto ele tem sido acelerado pelas atividades humanas. Além disso, a fragmentação provocada pelo homem é caracterizada, principalmente, pela ocorrência em grande escala em um curto período (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Assim, a perda de habitat está sendo bem maior do que o ambiente pode suportar.

Pode-se observar que diversas das forças que provocam a perda de habitat continuam aumentando e estão interagindo sinergeticamente, acelerando a mudança ecossistêmica. Por exemplo, ao se derrubar árvores, além de se degradar o ecossistema de floresta, se está aumentando a inflamabilidade de toda a paisagem, contribuindo para promover a degradação florestal (ANDERSON & JENKINS, 2006). Além disso, mesmo em locais em que há florestas, a proteção inadequada de muitas áreas tem contribuído para a eliminação da maioria das espécies silvestres de tamanho médio e grande, ocorrendo a chamada “síndrome da floresta vazia” (FONSECA *et al.*, 2005).

A perda de habitats e a fragmentação são processos essenciais a serem considerados para a formulação das estratégias de conservação de biodiversidade. Enquanto, a perda de habitat resulta da diminuição genérica de ambientes que possuem características ecológicas que possibilitam a manutenção de diversas espécies, populações e comunidades, a fragmentação consiste nas transformações que ocorrem quando blocos de vegetação são desmatados de forma incompleta, deixando pequenos blocos separados

uns dos outros. A fragmentação dos habitats é um processo dinâmico, a cada dia mais comum, e constituído principalmente pela perda de habitats na paisagem, pela redução do tamanho das manchas remanescentes e pelo crescente isolamento do fragmento por novas formas de uso, além de ter grande influência sobre a manutenção da biodiversidade e significativas implicações no estabelecimento e manejo das áreas protegidas (BENSUSAN, 2001, 2006).

A fragmentação de habitat é um dos principais responsáveis pela crise da biodiversidade atual, isolando populações de plantas e de animais que anteriormente estavam contínuas em áreas maiores (ANDERSON & JENKINS, 2006). O efeito do isolamento contribui para transformar as flutuações demográficas em risco de extinção nas populações dos fragmentos. Limitadas a fragmentos isolados, com números menores, tais populações encontram-se mais susceptíveis à extinção, pois o intercâmbio entre os fragmentos pode não ser suficiente para manter a diversidade genética, ocorrendo redução da variabilidade genética, diminuição da plasticidade das espécies e flutuações ambientais (ANDERSON & JENKINS, 2006; BENSUSAN, 2001, 2006). Por outro lado, migrações ocasionais entre os fragmentos podem intensificar o fluxo genético se as populações dos fragmentos forem distintas, dependendo do grau de isolamento dessas manchas de habitat. Dessa forma, a fragmentação pode gerar ou reduzir as diferenciações genéticas entre as populações, dependendo do fluxo gênico entre as populações fragmentadas, do tamanho dessas populações e da frequência de extinção e de restabelecimento de populações. Entretanto, acredita-se que, em geral, os efeitos da fragmentação reduzem as respostas adaptativas às mudanças ambientais e que a ruptura nos padrões de fluxo gênico pode conduzir a mudanças genéticas significativas nas populações dos fragmentos (BENSUSAN, 2001).

Diversas evidências indicam que fragmentos pequenos possuem um número menor de espécies do que áreas maiores com o mesmo tipo de vegetação (BENSUSAN, 2001; PRIMACK & RODRIGUES, 2001). E, conforme ressalta Bensusan (2001), foi demonstrada uma relação extremamente significativa entre número de espécies presentes no fragmento e sua área para diversos grupos de seres vivos, tais como aves, mamíferos, anfíbios, répteis e invertebrados.

Dentre diversos efeitos deletérios, a fragmentação pode ocasionar (ANDERSON & JENKINS, 2006):

- Eliminação ou redução perigosa das populações de espécies de ampla extensão territorial;
- Descontinuidade de comunidades biológicas completas;

- Destruição ou degradação de habitats remanescentes pelos efeitos de borda, tais como alterações microclimáticas ou espécies invasoras; e
- Ruptura de processos ecológicos chave dependentes do aumento de agentes animais raros, tais como polinização, dispersão de sementes, interações predador-presa e ciclagem de nutrientes.

O processo de fragmentação também afeta intensamente o ciclo hidrológico. Como este é influenciado pela quantidade de habitats naturais existentes na paisagem, seus elementos, como padrões de chuva e taxas de infiltração no solo, sofrem impacto direto da quantidade e qualidade da cobertura vegetal existente (BENSUSAN, 2001).

Outro ponto importante para a compreensão dos efeitos da fragmentação é que, em geral, as áreas remanescentes de um habitat podem não caracterizar isoladamente o ambiente original. A transformação da proporção de habitats de borda agrava essa situação, tornando os fragmentos mais vulneráveis às influências abióticas, como vento, luz, temperatura e umidade (BENSUSAN, 2001, 2006). Esse processo de alteração dos habitats situados nas bordas dos fragmentos é chamado de efeito de borda. Um ambiente, que anteriormente fazia parte de um habitat de interior, ao ocorrer a fragmentação, passa a sofrer influências de diversos fatores que não existiam. Assim, lentamente esse ambiente vai alterando-se, transformando-se em um habitat de borda, onde diversas características, como o índice de luminosidade, a temperatura, o vento, a permeabilidade de outras espécies, entre outros, são diferenciadas. Esse habitat distinto do interior do fragmento leva à colonização da borda por outras espécies, mais adaptadas às condições agora existentes. Com o tempo, o fragmento pode ter a sua biota paulatinamente substituída por populações de espécies mais competitivas e resistentes.

Paul Klee, citado por Bensusan (2001), diferencia dois tipos de bordas: as bordas “duras” e as bordas “suaves”. As “duras” são caracterizadas por uma linha de grande contraste entre um ambiente natural e uma área cultivada, observando-se uma borda abrupta, enquanto as bordas “suaves” são aquelas onde há um gradiente que conduz de um tipo de habitat a outro. Nestas últimas, espera-se alta densidade e riqueza de espécies de plantas, mamíferos, aves e invertebrados, além de altos níveis de produção de flores e frutos, densidade de polinizadores e dispersores de sementes.

Bensusan (2001) ressalta que o efeito de borda possui várias conseqüências negativas, e que devem ser consideradas no manejo de áreas protegidas. Os habitats próximos às bordas ficam mais susceptíveis a um aumento do conjunto de predadores, advindos das áreas adjacentes. Além disso, geralmente, quanto maior o contraste entre as

características dos fragmentos e da matriz circundante, maior pode ser a intensidade do efeito de borda sobre a biota (COLLI *et al.*, 2003).

O impacto do efeito de borda é maior em fragmentos menores e mais alongados, pois, como sua área é menor, a proporção de habitats de borda para habitats de interior aumenta. O percentual da área do fragmento que possui um ambiente similar ao original é bem reduzido. Entretanto, Fernandez (2004) cita que mesmo em fragmentos muito maiores, da ordem de centenas de hectares, a degradação ocasionada pelo efeito de borda é bem grande, com a tendência a entrar cada vez mais na vegetação.

Outra possível implicação da fragmentação é a formação de um conjunto de habitats contendo populações de forma relativamente instável, frágeis, mas que possui capacidade de exportar indivíduos para colonizar outras manchas de habitat. Chamado de metapopulação, esse conjunto de populações poderia sobreviver por um período maior do que apenas uma população. As metapopulações apresentam peculiaridades que podem trazer conseqüências genéticas. Cada população está separada por poucas gerações da população originária e esta, em geral, é menor que aquela com ideal capacidade, tendo em vista uma área *core*, que alimentaria continuamente as diversas manchas de indivíduos capazes de colonizá-las. Assim, se essa população fonte for destruída, a manutenção dessas populações torna-se inviável, levando à extinção (BENSUSAN, 2006). Esses fatores demonstram a importância de preservar diversos fragmentos dispersos pela paisagem, independente de seu tamanho. Mesmo que, a princípio, um pequeno fragmento possa parecer incapaz de suportar uma população por muito tempo, ele pode fazer parte de uma metapopulação que habita diversas manchas de habitat e ser importante para auxiliar na manutenção das diversas populações.

A extensão da perda de biodiversidade e da simplificação biológica dependerá do empenho a ser despendido para evitar a extinção de espécies, utilizando o manejo e a reabilitação dos fragmentos florestais e das matrizes que os circundam (TABARELLI & GASCON, 2005). A redução da fragmentação ou o manejo de seus remanescentes figura-se imprescindível, pois, como ressalta Ehrlich (1997), a dependência absoluta que os organismos têm de ambientes apropriados traz a certeza de que as tendências hodiernas de destruição de habitats e modificações, especialmente na floresta tropical de alta diversidade, levarão ao certo empobrecimento ecológico. Assim, uma das soluções para a fragmentação é a manutenção ou aumento da conectividade (ANDERSON & JENKINS, 2006).

Fernandez (2004) afirma que, ao considerar, de um modo geral, que a intensidade da crise ecológica é proporcional tanto à população como ao consumo de recursos *per capita*, faz-se necessário reduzir um ou o outro, ou ambos, além de uma ampla transição

econômica. Assim, percebemos uma urgência na mudança da atitude do homem em relação à natureza, repensando a sua forma de consumo e exploração.

Nesse contexto, podemos apenas simplificar o meio ambiente, visando atender as necessidades imediatas, relegando a segundo plano benefícios de longo prazo, ou, por outro lado, conservar a diversidade biológica e usá-la de forma sustentável. Assim, podemos deixar para as próximas gerações um mundo rico em possibilidades ou um despojado de vida; porém só teremos um desenvolvimento social e econômico exitoso se optarmos pelo uso racional e sustentável dos recursos naturais (WRI, 1992).

Com o intuito de reverter esse quadro de acelerada perda da biodiversidade, em 1989 iniciou-se a redação da Estratégia Global para a Biodiversidade por diversos órgãos internacionais empenhados na causa (WRI, IUCN e PNUMA). Visando uma preservação da natureza eficiente, a Estratégia frisa a importância das medidas referirem-se a toda gama de causas de sua atual deterioração e aproveitar as oportunidades dos genes, das espécies e dos ecossistemas para um desenvolvimento sustentável. As metas para a conservação da biodiversidade seriam *respaldar um desenvolvimento sustentável, protegendo e usando os recursos biológicos sem reduzir a variedade mundial de genes e espécies, nem destruir habitats e ecossistemas importantes*. E ela possui três elementos básicos: *salvar a biodiversidade, estudá-la e usá-la de forma sustentável e equitativa* (WRI, 1992).

Kenneth Boulding, citado por Fernandez (2004), em um interessante diagnóstico da situação atual, com uma inegável crise ecológica, defende que precisamos mudar de uma “economia de *cowboys*” (ou economia de fronteira) para uma “economia de espaçonave”. A chamada economia de *cowboys* seria caracterizada por ter os *cowboys* como símbolos, das pradarias ilimitadas, e também associados com o comportamento irresponsável, exploratório, romântico e violento, característico das sociedades abertas. E o consumo é sempre considerado uma coisa boa e a produção da mesma forma. Enquanto que a economia de espaçonave seria uma economia fechada do futuro, em que a Terra se transforma em única espaçonave, sem reservas ilimitadas de nada, nem para extração nem para poluição. A medida essencial de sucesso da economia é a natureza, extensão, qualidade e diversidade do patrimônio capital total, incluindo aí o estado dos corpos e das mentes humanas no sistema.

A ideia de uma economia de *cowboys* está presente na cultura humana, desde o início de sua existência. Além disso, essa forma de lidar com os ambientes naturais é repassada geração após geração, com a mensagem, como diz Fernandez (2004), *nós somos proprietários do resto da natureza, para consumi-la da maneira que achamos melhor, a nosso bel-prazer* (grifo do autor) (p. 242).

Assim, novamente utilizando as palavras de Fernandez (2004):

A mensagem do pensamento evolutivo, por sua vez, é muito distinta: nós somos *parentes* do resto da natureza, não donos dela. Nós e os chimpanzés compartilhamos a maior parte de nossa história evolutiva, pois nossas linhagens só divergiram uma da outra muito recentemente no tempo geológico. (...) Você é parente do pássaro que canta em sua janela, apenas um parente mais distante dele do que de sua família ou de mim. Pode parecer difícil sentir assim, mas há vários exemplos de pessoas capazes de sentir esse parentesco, muitos pela emoção mais que pelo conhecimento. (grifo do autor) (p. 242).

Diante desse quadro tão devastador, só nos resta duas opções: reduzir e alterar a forma de consumo e exploração da diversidade biológica, utilizando a tecnologia para novas e eficientes estratégias de conservação; ou continuar a destruição acelerada da natureza, rumo ao colapso de todas as espécies do planeta.

1.1 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Tendo em vista a atual perda acelerada da diversidade biológica, o estabelecimento de ações para a sua conservação torna-se imprescindível. Assim, na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, a conservação da biodiversidade foi apresentada como condição prioritária para o desenvolvimento sustentável, estabelecendo-se a Convenção sobre a Diversidade Biológica – CDB (HOROWITZ, 2003).

A CDB tem como objetivos (artigo 1º) *a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e eqüitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos*. Com o intuito de atingir tais objetivos, em seu artigo 6º, são estabelecidas as seguintes medidas gerais para a conservação e a utilização sustentável:

- a) Desenvolver estratégias, planos ou programas para a conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica ou adaptar para esse fim estratégias, planos ou programas existentes que devem refletir, entre outros aspectos, as medidas estabelecidas nesta Convenção concernentes à Parte interessada; e
- b) integrar, na medida do possível e conforme o caso, a conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica em planos, programas e políticas setoriais ou intersetoriais pertinentes.

Horowitz (2003) lembra que a Convenção alertou o mundo de que o futuro da humanidade depende dos recursos provenientes da diversidade biológica, que possuem limites que estão sendo ultrapassados pelo homem. Além disso, estabeleceu a necessidade dos países adotarem medidas enérgicas e iminentes para a conservação desses recursos, ressaltando que se deve buscar o desenvolvimento econômico e social, em bases sustentáveis e justas.

A Estratégia Global para a Biodiversidade, elaborada em 1989 com objetivo semelhante à CDB, porém anterior a ela, propõe algumas diretrizes (WRI, 1992):

- Estabelecer um marco de política nacional de conservação da biodiversidade;
- Reformar as políticas públicas que promovem o desperdício e o uso indevido da biodiversidade; (...)
- Criar um entorno de política internacional que sirva de respaldo para a conservação da biodiversidade em escala nacional; (...)
- Criar condições e incentivos para a conservação da biodiversidade em escala local; (...)
- Administrar a biodiversidade do entorno humano; (...)
- Reforçar as áreas protegidas; (...)
- Manter a diversidade das espécies e populações, e a diversidade genética; (...)
- Ampliar a capacidade humana de conservar a biodiversidade (p. 27).

A diretriz sobre a criação de *entorno de política internacional* para respaldar a conservação da biodiversidade nas nações foi cumprida logo em seguida, pelo estabelecimento da CDB, durante a Convenção das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, no Rio de Janeiro, em 1992.

A conservação da diversidade biológica proposta pela CDB possui diversas diretrizes a serem seguidas pelos países signatários. No âmbito da estratégia da conservação *in situ*, ou no ambiente natural, a CDB recomenda a criação de um sistema de áreas protegidas para a proteção da biodiversidade (artigo 8, item a). O Brasil possui em seu ordenamento jurídico a previsão de vários tipos de áreas protegidas, tais como as unidades de conservação, as áreas de preservação permanente, as reservas legais, entre outros. Assim, o país tem ferramentas com grande potencial para o estabelecimento de um sistema amplo de áreas protegidas, compreendendo espaços públicos e privados, voltado para a conservação da natureza. Esse tema será abordado mais detalhadamente adiante.

A conservação da biodiversidade deve ser uma tarefa contínua e multifacetada (HOROWITZ, 2003). Além disso, a agenda da conservação da biodiversidade é muito mais ampla do que apenas áreas protegidas, espécies ameaçadas, zoológicos ou bancos de sementes (WRI, 1992). Ela depende, em grande parte, da educação e do manejo consciente dos fragmentos de floresta inseridos nas mais distintas paisagens, sendo um grande

desafio. A educação da população afetada deve ser difundida e, ainda, deve-se realizar uma campanha para uma vida sustentável em um contexto mais amplo (MEDEIROS e IRVING, 2007; WRI, 1992).

A questão de escala, como afirma Bensusan (2006) demonstra que apenas um sistema de áreas protegidas composto por diversos elementos, além das tradicionais unidades de conservação, pode levar a uma efetiva conservação da biodiversidade. Porém, por outro lado, a extensão do impacto das atividades humanas sobre os recursos naturais revela que este sistema de áreas protegidas só será realmente eficiente se aliado a outras medidas, tais como a redução do desperdício e do consumo humano.

Entretanto, o manejo de ecossistemas e o estabelecimento de áreas protegidas, seja na forma de unidades de conservação ou outros tipos de áreas, continuam sendo as atividades mais difundidas para a conservação da biodiversidade e redução do impacto humano sobre a natureza. É muito comum o estabelecimento de metas de conservação baseadas em percentuais uniformes de área por bioma. Entretanto, Rodrigues *et al* (2004) afirma que essa não é a forma mais adequada para atingir esse objetivo, pois assume-se que tanto a biodiversidade, quanto as ameaças à sua persistência, estão distribuídas uniformemente pelo planeta, o que não corresponde à realidade. Regiões e países de alto grau de endemismo e/ou megadiversos podem necessitar de maiores graus de proteção.

A necessidade de manejar ecossistemas contidos em áreas protegidas deve-se ao alto grau do impacto humano e suas conseqüências para a natureza. As atividades humanas comprometeram, e continuam comprometendo, a capacidade natural regenerativa e auto-sustentável de vários ecossistemas em todo o mundo. Assim, o manejo figura como ferramenta fundamental para mitigar os efeitos de fenômenos como a conversão de áreas naturais, espécies invasoras, a ampliação da atuação de patógenos, a poluição química e industrial (BENSUSAN, 2006).

Dessa forma, além de manejar os ecossistemas a serem protegidos, é necessário manejar a paisagem como um todo. Odum (1988) ressalta que se monoculturas agrícolas e florestais, assim como urbanizações residenciais em grande escala, forem intercaladas com diversos ecossistemas, naturais ou seminaturais, e se alguns ambientes, tais como as planícies de inundação e outras terras inundáveis, junto com vertentes íngremes e grotas, forem deixados sem desenvolvimento, haverá uma paisagem agradável, cheia de possibilidades recreativas, e, ainda, será salvaguardado um alto nível de diversidade de habitats. Além disso, a manutenção de heterogeneidade espacial é também fundamental para as espécies dessas áreas, pois, mesmo, quando tem dimensões suficientes para abrigar uma espécie, o fragmento de habitat pode não oferecer recursos suficientes para tal

(BENSUSAN, 2001). As áreas protegidas privadas possuem um importante papel no manejo da paisagem, auxiliando para a manutenção da diversidade de habitats.

Nesse contexto, a seleção de locais para o estabelecimento de áreas protegidas é um dos fatores principais para a eficiência da conservação da biodiversidade, seja em âmbito local, regional ou nacional (BENSUSAN, 2006). E, ainda, tendências atuais da biologia da conservação indicam que a conservação da diversidade biológica não pode ficar restrita às unidades de conservação e tampouco impedir interferências humanas nos ecossistemas. A conservação dos recursos naturais deve ser feita com base na adoção de um conjunto integrado de ações que compartilhem responsabilidades entre os três níveis de governo e a sociedade (MACHADO & AGUIAR, 2001). Assim, a conservação da biodiversidade deve ser realizada nos diversos tipos de espaços protegidos além das unidades de conservação, tais como os espaços protegidos em terras privadas.

A conservação da diversidade biológica é composta por diversos tipos de ações a serem adotadas, compreendendo a proteção de áreas naturais, manejo de ecossistemas, redução do consumo, alteração do padrão de atividade humana, redução da poluição, educação da população envolvida, dentre tantos outros. Uma das ações mais difundidas atualmente é o estabelecimento de áreas protegidas para a proteção de ambientes naturais diversos, foco do presente trabalho. Para que essas áreas possam contribuir efetivamente para a conservação, é necessário considerar diversos fatores para seleção, estabelecimento e manejo dessas áreas, o que será tratado a seguir.

1.2 BASES CIENTÍFICAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

As práticas de conservação consideram idéias e teorias da ecologia, biogeografia (BENSUSAN, 2001), biologia das populações, e diversas outras. Todas essas teorias e disciplinas auxiliam na determinação do método para a seleção de áreas a serem protegidas, na escolha do melhor método de manejo, na avaliação das práticas adotadas, entre outros. A biologia da conservação aparece, nesse contexto, associando ciência e gestão ambiental e buscando contribuir para o estabelecimento de diretrizes para a conservação. Essa disciplina, conforme lembram Primack e Rodrigues (2001), congrega o conhecimento de diversas áreas para buscar uma solução para a crise da biodiversidade.

Entretanto, além da biologia da conservação, disciplina relativamente recente, da década de 1960, é necessário discorrer brevemente sobre algumas idéias e teorias

importantes da ecologia. Bensusan (2001) relata que quatro grandes paradigmas que se sucederam na ecologia no século XX, contribuíram para as diversas formas de pensar a conservação da natureza. Segue, abaixo, uma síntese deles:

1. *Equilíbrio duradouro*: consiste na idéia de que o modelo da natureza para as comunidades bióticas é o estado clímax. Assim, deve-se somente respeitar esse clímax e preservá-lo, evitando ao máximo as interferências.

2. *Equilíbrio dinâmico*: as comunidades naturais passariam por várias fases de sucessão até atingirem um equilíbrio, o clímax, para o qual sempre tenderiam. Possui como base a hipótese de Gaia e as noções de homeostase, balanço e estabilidade da natureza. Essas são as bases da teoria da biogeografia de ilhas.

3. *Desequilíbrio evolucionário*: estabelece que a sucessão não conduz a um clímax duradouro. As comunidades transformam-se continuamente e a sucessão possui diversas direções. Destaca o comportamento individualista das espécies e a evolução natural das comunidades, valorizando o desequilíbrio, a desarmonia, o distúrbio e a imprevisibilidade da natureza.

4. *Nas fronteiras do caos*: parte do princípio que toda a natureza, inclusive comunidades e ecossistemas, é fundamentalmente irregular, errática e inerentemente imprevisível. As implicações dessa dinâmica para conservação ainda não estão claras.

A autora afirma que, apesar das diferentes vertentes, todos esses paradigmas uniram-se em torno da nova idéia de conservação da biodiversidade. Percebe-se uma valorização da diversidade, independentemente de como ela é vista ou entendida. Desses paradigmas derivaram grandes divergências sobre a melhor maneira de conservar a biodiversidade. Uma das características mais discutidas é sobre o foco a ser adotado nas práticas de conservação, o objeto em si ou os processos que condicionam a existência do objeto.

Existe uma ampla discussão sobre os critérios mais adequados que devem ser adotados para a seleção de áreas a serem protegidas. Entretanto, é importante enfatizar que, conforme lembra Bensusan (2006), o senso de oportunidade acaba sendo considerado juntamente com os critérios técnicos de seleção de locais para o estabelecimento de unidades de conservação. Quando há uma área, contendo ecossistemas significativos, disponível para a criação de uma área protegida, aproveita-se para estabelecer a sua proteção, independente de cumprir todos os critérios técnicos adotados. Tal procedimento

pode ser questionável a princípio, entretanto, posteriormente, percebe-se que ele é justificável e recomendável, tendo em vista a necessidade de um maior número de áreas protegidas para auxiliar no aumento de ambientes preservados e na conexão entre as áreas, para uma efetiva conservação da biodiversidade.

Morsello (2008) afirma que é possível identificar três aspectos principais envolvidos na seleção de unidades de conservação: ecológicos, econômicos e político-institucionais. O aspecto ecológico, objeto do presente trabalho, é considerado o principal objetivo na proteção da biodiversidade, implicando na localização das áreas protegidas em áreas de alto valor para a conservação.

As discussões sobre a seleção de áreas protegidas envolvem diversas teorias e idéias da ecologia. Entretanto, as primeiras discussões sobre o tema surgiram a partir da elaboração da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas (TEBI) (MORSELLO, 2008).

Essa teoria foi desenvolvida por MacArthur e Wilson (1963 e 1967) com o objetivo de explicar como o número de espécies contidas numa ilha mantém-se praticamente constante, enquanto há alterações na identidade de espécies ao longo do tempo. Eles propuseram que há um equilíbrio dinâmico na ilha, pois enquanto algumas espécies colonizam a ilha, outras se extinguem. A taxa de imigração depende do isolamento das ilhas, assim, as ilhas mais próximas da fonte das espécies potenciais colonizadoras possuem uma taxa mais alta de colonização. Ao mesmo tempo, a taxa de extinção depende do tamanho da ilha, pois quanto menor o seu tamanho, maior a taxa de extinção. Dessa forma, a taxa de colonização e a taxa de extinção, se considerada simultaneamente, proporciona um número previsível de espécies em equilíbrio e uma taxa de *turnover* (troca) das espécies, ambos mantidos ao longo do tempo (BENSUSAN, 2006).

Para determinar o número de espécies em uma ilha, MacArthur e Wilson incorporaram, três noções principais em sua teoria: a) a noção de tamanho; b) a noção de distância entre ilhas e destas ao continente; b) o equilíbrio entre extinções e imigrações. Assim, as conclusões obtidas nessa teoria embasaram os primeiros critérios científicos recomendados de forma organizada para a seleção de áreas naturais a serem protegidas (MORSELLO, 2008).

A partir da Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas, foram feitas algumas analogias com fragmentos de vegetação natural no continente. Diamond (1975), citado por Morsello (2008), propôs que um sistema de reservas, circundadas por uma matriz compostas por diversos ambientes alterados, assemelha-se a um sistema insular, considerando que as espécies são restritas a ambientes naturais. Essa analogia fez com

que as noções da teoria em relação a tamanho, distância e equilíbrio, fossem aplicadas como princípios de seleção de áreas protegidas (MORSELLO, 2008).

Foram elaboradas as seguintes diretrizes para a seleção de áreas protegidas, com base na TEBI (MORSELLO, 2008):

- As reservas grandes são preferíveis, pois quanto maior o seu tamanho, elas possuirão um maior número de espécies no equilíbrio e menores taxas de extinção;
- Uma reserva única é mais adequada do que várias pequenas. Assim, deve-se evitar a subdivisão das reservas, tendo em vista que as subdivisões podem ser barreiras de dispersão de algumas espécies.
- Caso a subdivisão seja necessária, as partes devem ser distribuídas de forma equidistante, visando facilitar imigrações e recolonizações;
- Reservas separadas podem ser conectadas por faixas de áreas protegidas ou corredores, para facilitar a dispersão;
- As reservas devem ser, preferencialmente, circulares, para minimizar as distâncias internas de dispersão.

Os princípios da TEBI aplicados aos fragmentos terrestres não foram aceitos por muito tempo por cientistas, pois existem diversas diferenças entre as manchas de habitat e as ilhas verdadeiras, como, por exemplo, a interação com a matriz circundante. As manchas de habitat são mais susceptíveis a processos oriundos da matriz circundante, tais como fogo e espécies invasoras. Além disso, o mar à volta das ilhas é uma barreira mais efetiva ao movimento da maioria das espécies de animais terrestres. Assim, pode-se confundir área e grau de isolamento como fatores causais para explicar o comportamento de espécies em manchas de habitat continentais (ANDERSON & JENKINS, 2006; FERNANDEZ, 2004).

Considerando dois pontos importantes na diferenciação de fragmentos com ilhas, quais sejam: fragmentos sofrem efeitos de borda, degradam-se e diminuem, bem como são separados por uma matriz que pode ser barreira para algumas espécies e outras não; a aplicação da TEBI às manchas de habitat tem sido muito criticada (FERNANDEZ, 2004).

Morsello (2008) fez uma compilação das críticas à teoria de equilíbrio da biogeografia de ilhas feitas por diversos autores, listada a seguir, acrescentadas algumas outras críticas.

- A comprovação da existência de um equilíbrio entre a taxa de imigração e a de extinção na natureza nunca foi provada satisfatoriamente, permanecendo como hipótese.
- A forma como a idéia do equilíbrio entre extinções e imigrações foi incorporada no modelo talvez não tenha sido adequada.
- O número, ou diversidade, de espécies em uma ilha é determinado pela diversidade de habitats, a qual nem sempre tem correlação direta com a área.
- A possibilidade de comprovação da teoria é mínima.
- Há uma extrema simplificação de fenômenos que, na verdade, são extremamente complexos.
- Há diferenças entre as ilhas verdadeiras e as ilhas de habitat. Enquanto as primeiras são envolvidas pelo mar, um habitat completamente inóspito para espécies terrestre, as segundas estão envoltas por uma matriz que age como uma membrana de permeabilidade para as espécies (FERNANDEZ, 2004; ANDERSON & JENKINS, 2006).
- Considera-se a existência de uma homogeneidade de condições entre as diferentes ilhas, tais como habitats e influências externas.
- A identidade das espécies nas reservas não é considerada, sendo tratadas com a mesma probabilidade de extinção.
- Para vários autores, a relação espécie-área é ambígua para a determinação se uma reserva grande ou várias de tamanho equivalente contêm um maior número de espécies. Esse fato dependerá do número de espécies compartilhadas pelas reservas menores e quantas seriam adicionadas com o aumento de área.
- Assume-se que as taxas de extinção são dependentes da área de uma reserva, entretanto, não há evidências concretas que comprove o fato.

Diante de tantas críticas, muitos biólogos da conservação acreditam que a TEBI não consegue sozinha responder adequadamente pelos efeitos da fragmentação de habitat ou pela função dos corredores em alterar esses efeitos (ANDERSON & JENKINS, 2006). Entretanto, a teoria tem um papel importante dentro das ferramentas de seleção de áreas para a conservação, mesmo que ela não possa ser a única a ser usada (MACIEL, 2007).

Logo após a proposição da teoria da biogeografia de ilhas e a aplicação de seus princípios à seleção de área protegidas, surgiu o chamado debate SLOSS ou *Single Large or Several Small* reserves (uma reserva grande ou várias pequenas). Os primeiros autores a discutirem sobre o assunto recomendaram que uma única grande reserva preservaria um maior número de espécies do que várias reservas pequenas (MORSELLO, 2008). Existem diversos argumentos que defendem tanto as reservas grandes, como as reservas pequenas. Seguem, abaixo, os argumentos em favor das reservas grandes (MORSELLO, 2008):

- As reservas grandes podem suportar um maior número de espécies, pois possuem maiores taxas de imigração e menores taxas de extinção.
- Os fragmentos pequenos possuem a capacidade de sustentar um número menor de espécies do que as áreas maiores com o mesmo tipo de vegetação (BENSUSAN, 2006).
- Mesmo que reservas pequenas possam acolher maior número de espécies, as que seriam mantidas ao longo do tempo seriam aquelas generalistas ou mais comuns.
- Como as reservas maiores possuem maior perímetro externo, teriam uma menor quantidade de porções internas influenciadas pelo efeito de borda, se comparado com as reservas pequenas.
- As reservas grandes possuem maior resistência às alterações climáticas causadas pelo efeito estufa.
- Requerem um investimento financeiro menor por unidade de área para o seu manejo.

E, por outro lado, existem diversos argumentos a favor das reservas pequenas (MORSELLO, 2008):

- A escolha entre reservas pequenas e grandes depende da inclinação da curva de espécie-área, bem como da proporção de espécies comuns às várias manchas de habitat.
- Não há uma comprovação plausível de que as taxas de extinção são maiores em áreas pequenas.
- Um conjunto de reservas pequenas pode incluir uma maior variedade de habitats. O aumento do número de espécies atribuído à área da reserva parece, na verdade, estar correlacionado diretamente à diversidade de

habitats. Dessa forma, várias reservas menores podem incluir mais espécies, por abrigar uma maior variedade de habitats.

- Uma grande reserva pode não englobar toda a distribuição espacial de diferentes espécies. As áreas pequenas, apesar de não terem a capacidade de conservar espécies de grande porte, seriam importantes para aumentar a conservação de espécies pequenas.
- Na ocorrência de queimadas, doenças ou outras catástrofes, não seriam disseminadas por toda a área protegida, pois restariam outras reservas pequenas protegidas em outros locais.
- As pequenas reservas têm importância educativa, de pesquisa, como museus e locais, além de servirem para a dispersão e a movimentação das espécies entre grandes reservas.
- Deve-se considerar que existem locais em que não há a opção de proteger grandes áreas. Alguns habitats, por si só, formam pequenas áreas. Em outros casos, a fragmentação já está tão presente, que restam apenas poucas áreas reduzidas aptas para a conservação. Nesses casos, a existência de um grande número de reservas pequenas é valiosa.

Apesar de todas as críticas, tanto para as reservas grandes, quanto para as pequenas, deve-se considerar que ambas são importantes. A escolha entre as duas opções depende do caso em questão e do seu objetivo de conservação (MORSELLO, 2008). Além disso, os exemplos demonstrados pela diversidade regional sustentam que para se ter uma proteção efetiva da biodiversidade em longo prazo, é necessária a proteção de diversos habitats dispersos pela paisagem (QUINN & KARR, 1993). Em outras palavras, para que se tenha uma representação da diversidade de espécies, habitats, ecossistemas, entre outros, como um todo, deve-se ter um amplo sistema de reservas, composto por diversos tamanhos de áreas protegidas.

Primack e Rodrigues (2001) afirmam que a conservação da biodiversidade talvez dependa mais da existência de um sistema de áreas protegidas que compreenda diversos representantes de todos os tipos de habitats do que somente a proteção de grandes áreas de ambientes naturais. Além disso, em locais em que não há mais grandes áreas disponíveis para a conservação, os pequenos habitats figuram como importantes elementos para a conservação. COLLI I *et al.* (2003), ao relatar diversos estudos sobre a fragmentação de ecossistemas, afirmam que em alguns fragmentos não foi observado efeito algum do

tamanho dos fragmentos sobre a diversidade de espécies. E ainda ressaltam que, quando analisados em conjunto, os fragmentos podem abrigar e manter uma parte significativa da diversidade biológica regional.

É importante considerar, ainda, o número de espécies que as pequenas reservas compartilham, além da alta diversidade de árvores e arbustos que elas podem conter (MORSELLO, 2008; METZGER *et al.*, 1999). Um sistema de áreas protegidas exitoso, conforme ressaltam Quinn e Karr (1993), deve ser composto por uma mistura de grandes reservas núcleo para sustentar a megafauna e similares e de pequenas reservas para abrigar espécies e habitats únicos, além das funções de metapopulação.

Além disso, populações, comunidades e processos ecológicos são mantidos mais eficientemente em paisagem compostas por sistemas de habitats conectados, se comparado àquelas em que os habitats naturais são fragmentos isolados e dispersos (BENSUSAN, 2006).

Outro conceito científico adotado para a seleção de locais para o estabelecimento de áreas protegidas é a análise agrupada. Esta considera o número de espécies conservadas e a sua identidade. Assim, leva em conta que há espécies mais susceptíveis à extinção e, assim, elas terão a menor probabilidade de permanecerem nas áreas protegidas, enquanto que outras poderão ser mais comuns (MORSELLO, 2008).

A susceptibilidade à extinção das espécies é avaliada, segundo Cutler (1991) citado por Morsello (2008), pela análise dos subconjuntos de espécies presentes nas ilhas ou fragmentos de diversos tamanhos. Os diferentes subgrupos de espécies são classificados segundo o grau de fragilidade, obtendo-se uma ordem provável das extinções.

Existem algumas críticas a esse modelo de análise agrupada (MORSELLO, 2008):

- Depende da analogia entre ilhas continentais e fragmentos de habitat em ambientes degradados.
- Questiona-se a possibilidade de associar a seqüência previsível de extinções a partir de reduções nos tamanhos de habitats.

A metapopulação consiste num conjunto de pequenas populações que ocupam um mosaico de manchas de habitat e são conectadas por movimentos ocasionais de indivíduos entre elas. A teoria das metapopulações pressupõe que há um equilíbrio que depende de um balanço das taxas de extinção e colonização das populações locais nos fragmentos, ou seja, a sobrevivência da espécie. Assim, a conectividade torna-se essencial, para facilitar a dispersão dos indivíduos. Por outro lado, quando o ambiente torna-se mais fragmentado, a

taxa de colonização decresce e a de extinções aumenta, elevando o risco de a metapopulação extinguir-se rapidamente (BENSUSAN, 2001, 2006; MORSELLO, 2008).

Dessa forma, de acordo com a dinâmica das metapopulações, as áreas protegidas devem ser estabelecidas em redes, conservando padrões de habitat variados, bem como permitir a conexão entre as reservas, para facilitar a dispersão de indivíduos pela paisagem. Essa teoria, juntamente com a de biogeografia de ilhas, fundamenta a relevância dos corredores ecológicos em paisagens fragmentadas (HOROWITZ, 2003).

A teoria de metapopulações baseia-se em avaliações de uma espécie, nas características das populações que a compõem e de como poderia se reduzir ao máximo o seu risco de extinção (MORSELLO, 2008). Além disso, ela estabelece que o movimento de indivíduos pelos fragmentos eleva a estabilidade de uma população regional, no entanto, Anderson e Jenkins (2006) ressaltam que não existem muitas evidências empíricas que embasem a teoria. E os autores afirmam que as ocorrências de extinção e colonização, características básicas para formar uma metapopulação, são muito difíceis de observar.

São listadas a seguir, outras críticas à teoria de metapopulações (MORSELLO, 2008):

- Considera-se uma grande amplitude de situações em que as subpopulações de uma espécie podem ser consideradas como metapopulações.
- São assumidos diversos pressupostos para simplificar a modelagem, nem sempre encontrados na realidade.
- Quase todos os trabalhos são feitos com modelagem, ao invés de trabalhos com dados obtidos em campo, com uma fundamentação experimental.
- Questiona-se a validade de análise de uma espécie individualmente.

A ecologia de paisagens é uma disciplina que também auxilia muito no planejamento de áreas protegidas. Segundo Metzger (2001), a ecologia de paisagens possui duas abordagens. Há a ecologia humana de paisagens, como a abordagem geográfica, focada nas interações do homem com seu ambiente, com a paisagem como resultado dessa interação; e a ecologia espacial de paisagens, como a abordagem ecológica, centrada na compreensão das conseqüências do padrão espacial nos processos ecológicos.

A abordagem ecológica, utilizada para a seleção de áreas protegidas, surgiu na década de 1980, na tentativa de adaptar a teoria da biogeografia de ilhas na aplicação a manchas de habitat continentais. Ela trata dos ambientes naturais que compõem a

paisagem e propõe a aplicação de conceitos da ecologia de paisagens para a conservação da diversidade biológica e ao manejo da natureza (METZGER, 2001). Essa teoria vai além de apenas espécies para estudar toda a paisagem e como sua estrutura interage com as espécies e com os processos ecossistêmicos (ANDERSON & JENKINS, 2006).

A paisagem, num conceito mais abrangente, consiste em um mosaico heterogêneo, composto de unidades ou ecossistemas que interagem entre si (METZGER, 2001). São três elementos principais que compõem o mosaico de paisagem: as matrizes, as manchas e os corredores de paisagem. A matriz consiste em uma grande área contendo tipos de ecossistemas ou vegetação similares, na qual estão contidos as manchas e os corredores. A mancha de paisagem é uma área relativamente homogênea, diferindo da matriz que a cerca. O corredor de paisagem é formado por uma faixa de vegetação, do ambiente distinto da matriz em ambos os lados, e, em geral, conecta duas ou mais manchas de habitat similares. Assim, o mosaico seria uma área heterogênea composta de diversas comunidades ou de ecossistemas de tipos diferentes (ODUM & BARRETT, 2007).

O principal objeto de estudo da ecologia de paisagens é a heterogeneidade. A definição de heterogeneidade ou homogeneidade de um objeto depende diretamente da escala. Numa escala mais abrangente, qualquer local parecerá homogêneo, enquanto que será visto como heterogêneo numa escala mais detalhada (METZGER, 2001).

O foco da ecologia de paisagens é a existência de uma dependência espacial entre as unidades que compõem a paisagem. O sucesso de uma unidade depende das interações mantidas com as demais unidades. Entretanto, ainda há a necessidade de estabelecer uma teoria que explique a organização de um mosaico, como diferentes padrões espaciais de seus componentes determinam o seu funcionamento (METZGER, 2001).

Diante de tantas teorias que tentam explicar o comportamento de manchas de habitat e determinar a melhor forma de selecionar áreas a serem protegidas, há o manejo de paisagem, que trabalha com a paisagem como um todo, considerando todos os ecossistemas que a compõem. Esse tipo de manejo tenta incorporar práticas que consideram a dinâmica dos processos ecológicos e a interação dos ecossistemas.

Nesse intuito, Tabarelli e Gascon (2005) listam algumas diretrizes para o manejo de paisagem:

- a) Adotar medidas de proteção de forma preventiva aos projetos de desenvolvimento, evitando esperar uma maior degradação para a implementação de ações de conservação, principalmente em relação a processos que podem ser previstos, como o desmatamento.

- b) Proteger as áreas extensas, além de evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes.
- c) Manejar as bordas florestais a partir do momento de criação dos fragmentos, para evitar o estabelecimento de vegetação diversa da que compõe o interior da mancha. O estabelecimento de uma vegetação tampão pode reduzir a degradação das bordas dos fragmentos.
- d) Proteger as matas de galeria para conectar fragmentos isolados de floresta. O estabelecimento de corredores, compostos por matas de galeria ou outro tipo de vegetação, auxilia no aumento da conectividade entre os fragmentos, podendo ampliar o fluxo de indivíduos e evitar a extinção local de espécies.
- e) Controlar o uso do fogo e a introdução de espécies de plantas exóticas e limitar o uso de biocidas na paisagem. Algumas atividades da matriz afetam diretamente as manchas de habitat. O fogo, as espécies exóticas e os biocidas contribuem significativamente para a alteração da vegetação dos fragmentos, afetando os seus processos ecológicos e levando, conseqüentemente, à perda de diversidade biológica.
- f) Promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem. O desflorestamento resulta no aumento da matriz e em uma maior pressão sobre os fragmentos de vegetação. Assim, a ampliação de cobertura florestal, seja por reflorestamento ou por sistemas agroflorestais, auxilia na conectividade, além de evitar a colonização desses espaços, anteriormente desmatados, por espécies que poderiam invadir os fragmentos com vegetação primária.

Dessa forma, para se ter uma efetividade na proteção de longo prazo da diversidade biológica, é necessária, também, a preservação de diversos habitats dispersos na paisagem. Existem indícios de que alguns fragmentos em conjunto, tais como ilhas e topos de montanhas, abrigam uma maior parcela da biota regional, se comparados a áreas contínuas com o mesmo tamanho. Apenas as grandes reservas não protegem toda a biota de um local (BENSUSAN, 2006). Essa diversidade de espécies abrigada pelo conjunto de fragmentos talvez ocorra devido à maior possibilidade de acolher uma variedade de ecossistemas, tendo em vista a localização dispersa das manchas pela paisagem.

Todas as teorias e critérios relatados até aqui abordam apenas aspectos ecológicos. Em geral, esses critérios não abordam a dimensão humana na seleção dos habitats em que

serão estabelecidas as áreas protegidas. Entretanto, esse é um fator essencial para a conservação da biodiversidade. Existem áreas de alta biodiversidade habitadas por populações tradicionais e, parte dessa biodiversidade, é decorrente do manejo tradicional praticado por essas comunidades. Essas populações deveriam ser valorizadas e incorporadas ao processo de planejamento e estabelecimento de estratégias de conservação (DIEGUES, 2000). Ao se planejar uma área protegida deve-se considerar o uso da paisagem pelas populações humanas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Dessa forma o manejo de paisagem proposto por diversos autores, deveria considerar não apenas os fragmentos de habitat e a matriz circundante, mas também as populações que habitam esses locais. Conforme ressalta Diegues (2000), a criação de áreas protegidas poderia basear-se na ideia de paisagem, composta por diversos ecossistemas e habitats nativos, bem como áreas habitadas por populações tradicionais.

O autor enfatiza ainda que os modelos e teorias biológicos e ecológicos possuem grande resistência em integrar o homem em suas pesquisas e pressupostos. Geralmente, são considerados ambientes intocados ou menos tocados pelo homem, pois a inclusão do ser humano nos ecossistemas acarreta variáveis complexas para a análise. Entretanto, essa exclusão das pesquisas leva ao entendimento que toda e qualquer modificação causada pelas atividades humanas tem sempre impacto negativo para a natureza. Assim, é imprescindível a inclusão do homem nos critérios de seleção e planejamento para a criação de áreas protegidas. Se ele é um dos principais agentes transformadores da biodiversidade, seja incrementando-a ou reduzindo-a, o homem deve ser considerado como um dos principais fatores para a definição das estratégias a serem adotadas para a conservação da natureza.

Assim como as teorias e conceitos da ecologia e da biologia da conservação, as ideias de que o homem, quando organizado em comunidades tradicionais, pode ter uma convivência harmoniosa com a natureza também são muito questionadas. As ações do homem são, em geral, consideradas de grande impacto negativo sobre os ambientes naturais, com diversas comprovações científicas. Entretanto, não se pode tentar conservação a natureza apenas excluindo o homem de toda e qualquer estratégia de proteção dos habitats. Devem ser compatibilizadas ações conjuntas, umas envolvendo o homem e outras excluindo-o, para assegurar toda a forma de proteção aos processos ecossistêmicos.

Como relatado acima, existem diversas teorias e princípios que tentam traçar diretrizes que melhor estabeleçam uma maneira correta de escolher áreas mais aptas para a conservação da natureza. À medida que são feitos novos estudos, novos conhecimentos

da biodiversidade são adquiridos, são propostos modelos que mais tentam se aproximar da realidade. Entretanto, muito há, ainda, para se conhecer. O número de espécies que o nosso planeta abriga ainda está longe de ser definido, nos levando a trabalhar com estimativas. Dessa forma, existem espécies, ecossistemas, processos ecológicos, entre outros, dispersos pela Terra e ainda desconhecidos pelo homem. Para termos a possibilidade de conhecer o mínimo da biodiversidade oferecida pela natureza, é imprescindível a conservação do maior número possível de áreas naturais, além da mudança de postura do homem em relação às demais espécies, buscando uma convivência mais harmoniosa. Além disso, é necessário considerar a existência mais vasta de áreas voltadas para a conservação da natureza que incluam comunidades que realizam o manejo tradicional.

Para uma efetiva proteção da diversidade biológica no país é necessário adotar um modelo mais amplo de conservação, baseado em um sistema de áreas protegidas que compreenda os diversos tipos de espaços existentes, sejam eles públicos ou privados, independente do seu tamanho, bem como as populações tradicionais e as comunidades locais, residentes no entorno dessas áreas. Todos esses componentes devem ser geridos de forma integrada, visando a manutenção de uma paisagem diversificada, com vários habitats protegidos e utilizados de forma sustentável.

Serão abordadas no próximo capítulo as estratégias de conservação da biodiversidade mais utilizadas, conservação *in situ* e *ex situ*, além dos diversos tipos de espaços protegidos, com enfoque para as áreas protegidas em terras privadas, objeto de estudo do presente trabalho.

2. ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

O atual quadro de perda acelerada da biodiversidade demonstra a urgente necessidade de se adotar práticas que auxiliem a reduzir o impacto sobre a natureza e proteger os ambientes naturais. A intensificação do processo de fragmentação provocado pelas diversas atividades humanas é o principal fator que leva à degradação da diversidade biológica. A fragmentação causa a perda de habitat, que por sua vez ocasiona a redução ou extinção de espécies, diminuição da diversidade de habitats na paisagem, além de afetar os processos ecológicos.

Assim, várias teorias e modelos ecológicos tentam demonstrar como seria a melhor forma de se conservar a diversidade de espécies, ecossistemas e processos ecológicos. Nesse intuito, surgem as estratégias de conservação. São diversas as formas de conservação da diversidade biológica. Entretanto, boa parte dessas ações parte basicamente de duas estratégias de conservação: a *ex situ* e a *in situ* (SANTOS, 2008). O objeto principal do presente trabalho são áreas protegidas privadas, baseadas na estratégia de conservação *in situ*. Entretanto, a conservação *ex situ* será abordada brevemente a seguir.

2.1 CONSERVAÇÃO *EX SITU*

A conservação *ex situ* consiste na preservação de componentes da biodiversidade fora de seu habitat natural, utilizando ambientes artificiais, tais como aquários, jardins botânicos, arboretos e bancos de genes (MILANO, 2001; SANTOS, 2008). Já, segundo a Convenção sobre a Diversidade Biológica, “*conservação ex situ significa a conservação de componentes da diversidade biológica fora de seus habitats naturais*”. A remoção dos componentes da biodiversidade de seus ambientes naturais, para a conservação *ex situ*, tem como objetivo a reprodução, a armazenagem, a clonagem ou a salvaguarda, quando os seus habitats naturais já foram destruídos ou transformados, não tendo mais condições de sustentar esses espécimes por longo tempo (GASTAL, 2002; HOROWITZ, 2003).

A estratégia de conservação *ex situ* por si só não garante a conservação da biodiversidade em sua integridade, pois trabalha com espécimes isolados, longe de seu habitat original. Dessa forma, privilegia-se apenas a biodiversidade de espécies. Entretanto, Gastal (2002) lembra que a conservação *ex situ* muitas vezes serve como um complemento para a conservação *in situ*. Além disso, a primeira pode ser muito eficaz para o enriquecimento da variabilidade genética, conservação em médio e longo prazo, auxiliar os

esforços de conservação da segunda com a soltura periódica de indivíduos de populações *ex situ* na natureza, caracterização, documentação e distribuição da informação de recursos genéticos e da biologia básica de plantas, animais e microorganismos, bem como sugerir novas ações de conservação *in situ* (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; GASTAL, 2002).

Os métodos *ex situ* possuem outras diversas aplicações, tais como: a possibilidade de propiciar uma zona tampão contra a extinção final; estimular a conscientização e a ação em esquemas de proteção de habitats; os programas de reintrodução, quando feitos repetidamente e logo no início do problema, podem encorajar a visibilidade e proteção contínuas dos fragmentos de habitat escolhidos; manejar espécies em fragmentos perturbados; propiciar proteção a uma amplitude maior da diversidade biológica, incluindo as plantas e invertebrados nesses refúgios, que podem acabar servindo como fontes para expansão; armazenamento de material para estudos científicos, bem como para a pesquisa de novos produtos; educação ambiental, entre outros (SEAL, 1997; GASTAL, 2002).

2.2 CONSERVAÇÃO *IN SITU*

A conservação *in situ*, ou na natureza, consiste na conservação de ecossistemas e habitats naturais, com a manutenção e a recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais. Ela é a mais recomendável e eficiente, em relação à conservação *ex situ*, pois possibilita a proteção de comunidades e a manutenção da dinâmica dos processos naturais (SANTOS, 2008). A CDB, em seu artigo 2º, define a conservação *in situ*, como: “a conservação de ecossistemas e habitats naturais e a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais e, no caso de espécies domesticadas ou cultivadas, nos meios onde tenham desenvolvido suas propriedades características.”

A Lei nº. 9.985/2000 (SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação) também traz uma definição para conservação *in situ*, em seu artigo 2º, como: “conservação de ecossistemas e habitats naturais e a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais e, no caso de espécies domesticadas ou cultivadas, nos meios onde tenham desenvolvido suas propriedades características”.

A conservação pelos métodos *in situ* compõe um amplo conjunto de medidas que têm como objetivo salvar, estudar e usar a diversidade biológica de maneira sustentável e eqüitativa (HOROWITZ, 2003). Além disso, a conservação *in situ* é considerada a estratégia mais eficaz e segura para a manutenção da biodiversidade em longo prazo, pois apenas no

ambiente natural é possível observar as espécies no processo de adaptação evolucionária existente na natureza (MILANO, 2001; PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Segundo Milano (2001), as unidades de conservação são o pilar central do processo de conservação *in situ*. Realmente, o estabelecimento e o manejo de áreas protegidas é o principal método de conservação *in situ* (HOROWITZ, 2003). É importante lembrar, porém, que existem outros tipos de áreas protegidas que podem contribuir tanto quanto as unidades de conservação para a conservação da biodiversidade. Gastal (2002) cita que diversas ações em áreas fora das unidades de conservação, tais como técnicas agroflorestais, atividades em áreas privadas, manejo nas áreas de entorno das unidades de conservação, também compõem as estratégias de conservação *in situ*.

O manejo e conservação de ambientes naturais, independente do tipo de área, tais como locais de populações tradicionais, propriedades privadas ou outros, são relevantes para a conservação *in situ*. Nesse intuito, pode-se observar a importância das áreas de reserva legal, das áreas de preservação permanente, e de servidão florestal, estabelecidas pelo Código Florestal, assim como as áreas sob regime de extrativismo ou manejo florestal sustentável (GASTAL, 2002).

No Brasil existem diversos tipos de espaços especialmente protegidos que podem contribuir para a estratégia de conservação *in situ* da biodiversidade, como os citados acima, estabelecidos pelo Código Florestal, e outros. Esses espaços serão objeto dos próximos tópicos.

2.3 ESPAÇOS TERRITORIAIS ESPECIALMENTE PROTEGIDOS

A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225, § 1º, III, incumbe ao Poder Público o dever de estabelecer espaços territoriais especialmente protegidos (ETEP) em todas as unidades da Federação para garantir o meio ambiente equilibrado a todos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente por meio de lei. Nesse intuito, Silva (2000) define os ETEPs como:

áreas geográficas, públicas ou privadas, (...) dotadas de atributos ambientais que requeiram sua sujeição, pela lei, a um regime jurídico de interesse público que implique sua relativa imodificabilidade e sua utilização sustentada, tendo em vista a preservação e proteção da integridade de amostras de toda a diversidade de ecossistemas, a proteção ao processo evolutivo das espécies, a preservação e proteção dos recursos naturais.

Assim, os ETEPs constituem espaços, públicos ou privados, criados pelo poder público e que atribuem proteção especial ao meio ambiente, como afirmam Pereira e Scardua (2008). Estes autores enfatizam, ainda, que os ETEPs são um gênero que abrange todos os demais conceitos de áreas protegidas e unidades de conservação, estabelecidos por normas infraconstitucionais, conforme ilustração abaixo.

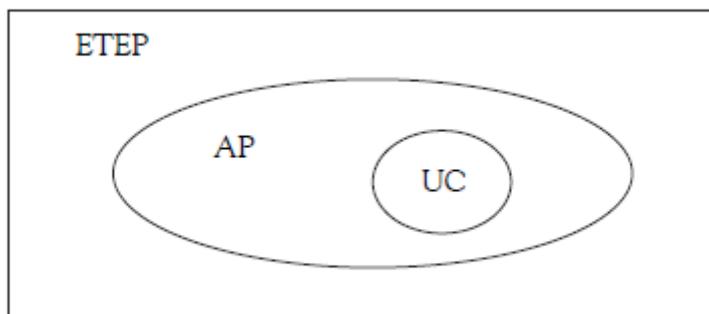


Figura 2 - Representação esquemática Espaços Territoriais Especialmente Protegidos (ETEP), Áreas Protegidas (AP) e Unidades de Conservação (UC).
Fonte: (Pereira & Scardua, 2008, p. 87)

Leuzinger (2002) ressalta que os chamados espaços de proteção específica são espécies do gênero ETEP, ao lado das unidades de conservação. Esses espaços de proteção específica são constituídos pelos biomas previstos no § 4º do art. 225 da Constituição Federal (Floresta Amazônica, Mata Atlântica, Serra do Mar, Pantanal Mato-grossense e Zona Costeira), pela reserva legal, pelas áreas de preservação permanente, pelos jardins botânico e zoológico e pelo horto florestal.

Analisando as suas características, Pereira e Scardua (2008) listam os tipos de áreas que compõem os ETEPs, tais como: 1) unidades de conservação; 2) áreas protegidas; 3) quilombos e terras indígenas; 4) áreas tombadas; 5) monumentos arqueológicos e pré-históricos; 6) áreas especiais e locais de interesse turístico; 7) reserva da biosfera; 8) corredores ecológicos e zonas de amortecimento; 9) Floresta Amazônica, Mata Atlântica, Serra do Mar, Pantanal Mato-grossense e Zona Costeira; 10) jardins botânicos, hortos florestais e jardins zoológicos; 11) terras devolutas e arrecadadas necessárias à proteção dos ecossistemas naturais; 12) áreas de preservação permanente e reservas legais; e 13) megaspaços ambientais.

Dessa forma, deve-se buscar a proteção dos recursos naturais pelo estabelecimento de ETEPs, compostos por áreas públicas e privadas, como um componente da conservação *in situ*. Todas as espécies de áreas protegidas existentes devem ser consideradas para o

plano de conservação do país, posto que cada uma possui uma função específica nesse contexto. Assim, um sistema de áreas protegidas eficiente, realmente voltado para a conservação da biodiversidade, deve ser composto pelos diversos tipos de espaços protegidos existentes, desde unidades de conservação, até espaços protegidos em terras privadas, sempre buscando a maior interligação possível entre os diversos fragmentos de vegetação.

2.4 ÁREAS PROTEGIDAS

A CDB estabelece, em seu artigo 2º, que área protegida *“significa uma área definida geograficamente que é destinada, ou regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação”*.

Área protegida, segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais – IUCN (STUART *et al.*, 2003), consiste em *“uma área de terra e/ou mar especialmente dedicada para a proteção e manutenção da diversidade biológica, e dos recursos naturais culturais associados, e manejada por meio de recursos legais ou outros efetivos”*.

Internacionalmente, área protegida é sinônimo de unidade de conservação. O Brasil é o único país a utilizar o termo unidade de conservação para o que se refere a área protegida nos demais países (DOUROJEANNI & PÁDUA, 2001). Entretanto, no contexto brasileiro, as áreas protegidas compreendem diversos tipos de espaços, sejam públicos ou privados. Como já exposto acima, as áreas protegidas são espécies de ETEP, conforme a Constituição Federal. Por sua vez, as áreas protegidas compreendem unidades de conservação, terras indígenas, terras quilombolas, áreas de preservação permanente, reserva legal, entre outros. O conceito de área protegida utilizado no presente trabalho é esse mais amplo, que considera as unidades de conservação e os outros diversos tipos de áreas.

A CDB, assinada pelo Brasil durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, em 1992, foi ratificada pelo Congresso Nacional pelo Decreto Legislativo nº. 2, de 8 de fevereiro de 1994, e promulgada pelo Decreto nº. 2.519, de 17 de março de 1998. Assim, a Convenção passou a fazer parte do ordenamento jurídico brasileiro, e o Brasil, como país signatário, deve seguir as suas diretrizes para a conservação da biodiversidade (PEREIRA & SCARDUA, 2008).

A Convenção estabelece que cada Parte deve “*desenvolver estratégias, planos ou programas para a conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica*”. Além disso, em seu artigo 8º, define o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas como uma das estratégias para a conservação *in situ*. Assim, para o cumprimento das diretrizes da CDB, bem como de recomendações apresentadas na Cúpula para o Desenvolvimento Sustentável, no V Congresso Mundial de Parques em Durban, 2003, entre outros, o Brasil elaborou o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP (PEREIRA & SCARDUA, 2008; DRUMMOND *et al.*, 2006).

O PNAP define, em seu item 1, como objetivo geral o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas abrangente, “*ecologicamente representativo, efetivamente manejado, integrado a áreas terrestres e marinhas mais amplas*”. Não há uma definição clara no Plano de quais áreas são consideradas como áreas protegidas. Entretanto, em seu item 1.1, incisos IX, X e XI, entende-se que as unidades de conservação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, as terras indígenas e as terras quilombolas, seriam as áreas que integrariam o sistema de áreas protegidas. Enquanto isso, outras áreas, tais como áreas de preservação permanente e reservas legais, são consideradas como elementos integradores da paisagem, com importante papel para a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2006).

Dentre os principais objetivos do PNAP, segundo Drummond *et al.* (2006), pode-se destacar o estabelecimento de metas para a proteção dos ambientes naturais; a conservação da biodiversidade, dos ecossistemas e dos processos ecológicos; entre outros, visando o desenvolvimento sustentável e garantindo o acesso aos recursos naturais pelas presentes e futuras gerações.

Dessa forma, as áreas protegidas figuram como instrumentos importantes para a conservação de ambientes naturais. Araújo (2007) afirma que as áreas protegidas são componentes vitais de qualquer estratégia para a conservação de biodiversidade, servindo como refúgio para as espécies que não podem sobreviver em paisagens manejadas e como áreas onde os processos ecológicos podem continuar sem interferência humana. São elementos importantes para a continuidade da evolução natural e, em muitas partes do mundo, para uma futura restauração ecológica.

2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e, em seu artigo 2º, define unidade de conservação (UC) como:

espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

As UCs são divididas em dois grupos, unidades de proteção integral, com o objetivo de preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto de seus recursos naturais; e unidades de uso sustentável, em que se pode ter a conservação da natureza em conjunto com o uso sustentável de parte de seus recursos (artigo 7º). As unidades de proteção integral são compostas pela Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre (artigo 8º). Por sua vez, o grupo das unidades de uso sustentável é constituído pela Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (artigo 14).

A Lei do SNUC estabelece os objetivos, características e formas de uso permitidas a todas as categorias de UCs, conforme quadro abaixo.

Quadro 1 - Categorias de Unidades de Conservação que compõem o SNUC.

Grupo	Categoria	Objetivo	Posse e domínio	Outras características
Proteção Integral	Estação Ecológica	Preservação da natureza e realização de pesquisas científicas.	Público	Proibida a visitação pública, exceto a com fins educacionais. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.
	Reserva Biológica	Preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações, exceto ações de recuperação e manejo.	Público	Proibida a visitação pública, exceto a com fins educacionais. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.
	Parque Nacional	Preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, sendo admitida a realização de pesquisas científicas e atividades de educação ambiental, recreação e ecoturismo.	Público	Visitação pública sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.
	Monumento Natural	Preservação de sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica.	Público e privado, desde que com uso compatível com os objetivos da UC.	Visitação pública sujeita às normas do plano de manejo.
	Refúgio de Vida Silvestre	Proteção de ambientes naturais onde se asseguram condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou migratória.	Público e privado, desde que com uso compatível com os objetivos da UC.	Visitação pública sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.
Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental	Proteção da biodiversidade, disciplinar o processo de ocupação humana e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais.	Público e privado	Pesquisa científica e visitação pública sujeitas às normas do órgão gestor da UC ou do proprietário, quando for o caso.
	Área de Relevante Interesse Ecológico	Área com características naturais extraordinárias ou com exemplares raros da biota regional, que visa manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo compatível com a conservação da natureza.	Público e privado, desde que com uso compatível com os objetivos da UC.	-
	Floresta Nacional	Área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas, voltada para o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica.	Público	Visitação pública sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.

Reserva Extrativista	Área utilizada por populações extrativistas tradicionais, visando proteger os meios de vida e a cultura dessas populações e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade. A exploração madeireira só é admitida em bases sustentáveis e de forma complementar às atividades extrativistas.	Público	Visitação pública, desde que compatível com os interesses locais e é sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC. A exploração de recursos minerais e a caça são proibidas.
Reserva de Fauna	Área natural com populações animais de espécies nativas, residentes ou migratórias, adequadas para estudos técnicos científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos.	Público	Visitação pública, desde que compatível com os interesses locais e é sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC. A caça é proibida.
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	Área natural que abriga populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais. Visa preservar da natureza e garantir as condições e recursos para a manutenção do modo de vida das populações tradicionais.	Público	Visitação pública, desde que compatível com os interesses locais e é sujeita às normas do plano de manejo. Pesquisa científica com prévia autorização da administração da UC.
Reserva Particular do Patrimônio Natural	Área privada, gravada com perpetuidade, visando a conservação da diversidade biológica.	Privado	Só é permitido o uso para pesquisa científica, visitação para educação ambiental e ecoturismo, conforme regulamento da UC.

Fonte: Dados compilados pela autora da Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000.

Existe uma classificação internacional das unidades de conservação. Em uma tentativa de padronizar os esforços de conservação em todo o mundo, a IUCN estabeleceu 6 categorias de unidades de conservação, conforme quadro abaixo. Segundo Drummond *et al.* (2006), as categorias de manejo do SNUC atendem os critérios estabelecidos pela IUCN. Assim, como enfatizam os autores, o sistema brasileiro de unidades conservação pode se adequar aos padrões e normas internacionais, além de facilitar o intercâmbio de informações e experiências internacionais que possam auxiliar na definição de novas estratégias a serem adotadas no país.

Quadro 2 - Categorias de Unidades de Conservação definidas pela IUCN.

Categoria Ia	<i>Reserva Natural Estrita</i> : área protegida e manejada principalmente para fins científicos. Área terrestre e/ou marinha possuindo alguns ecossistemas representativos, recursos geológicos ou fisiológicos e/ou espécies, disponível principalmente para pesquisa científica e/ou monitoramento ambiental.
Categoria Ib	<i>Área Silvestre</i> : área protegida manejada principalmente para a proteção de ambientes silvestres. Grande área terrestre e/ou marinha, não modificada ou levemente modificada, mantendo suas características naturais, sem ocupação permanente ou significativa, a qual é protegida e mantida para preservar a sua condição natural.
Categoria II	<i>Parque Nacional</i> : área protegida manejada principalmente para a proteção do ecossistema e recreação. Área natural terrestre e/ou marinha, designada para (a) proteger a integridade ecológica de um ou mais ecossistemas para as presentes e as futuras gerações; (b) exclui a exploração ou ocupação contrária aos propósitos de designação da área e; (c) provém uma base para oportunidades espirituais, científicas, educacionais, recreacionais e de visitação, todas as quais devem ser ambientalmente e culturalmente compatíveis.
Categoria III	<i>Monumento Natural</i> : área protegida manejada principalmente para a conservação de recursos naturais específicos. Área contendo um ou mais recursos naturais ou culturais específicos, os quais possuem valor único pela sua raridade inerente, representatividade ou qualidades estéticas ou significado cultural.
Categoria IV	<i>Área de Manejo de Espécies ou Habitats</i> : área protegida manejada principalmente para a conservação por meio de manejo ou intervenção. Área terrestre e/ou marinha sujeita a uma intervenção ativa para propósitos de manejo, assim como para garantir a manutenção de habitats e/ou para satisfazer as necessidades de espécies específicas.
Categoria V	<i>Paisagem Terrestre ou Marinha Protegida</i> : área protegida manejada principalmente para a conservação de paisagens terrestres e marinhas e recreação. Área de terra, com costa e mar, onde a interação entre as pessoas e a natureza ao longo do tempo produziu uma área de características distintas, com significado estético, valor ecológico e/ou cultural, e freqüentemente com diversidade biológica. Salvar a integridade dessa interação tradicional é vital para a proteção, manutenção e evolução de tais áreas.
Categoria VI	<i>Área Protegida de Manejo de Recursos</i> : área protegida principalmente para o uso sustentável de ecossistemas naturais. Área contendo predominantemente sistemas naturais não modificados, manejados para garantir a proteção e manutenção em longo prazo da diversidade biológica, ao mesmo tempo provendo um fluxo sustentável de produtos naturais e serviços para satisfazer as necessidades de comunidades.

Fonte: IUCN (STUART *et al.*, 2003).

É importante frisar que a IUCN utiliza o termo área protegida como sinônimo de UC, assim como todos os organismos internacionais sobre o tema e os demais países. Entretanto, o sentido em que é aplicado esse termo, reporta ao que tratamos no Brasil como UC. No contexto brasileiro, como já tratado anteriormente, área protegida é uma denominação mais ampla, que considera também outros tipos de áreas voltadas para a preservação da natureza, além das UCs.

Dentre os diversos tipos de áreas protegidas no Brasil, o modelo de UC é considerado o mais antigo, conhecido, utilizado e sistematizado (DRUMMOND *et al.*, 2006; SATHLER, 2008). As UCs são áreas que reúnem características físicas especiais, além de outras peculiaridades socioculturais, cuja proteção deve ser feita pelo Estado de forma

efetiva e permanente, a fim de garantir que o ambiente natural resguardado por aquela área tenha seu manejo e conservação adequados (MILANO, 2001).

Uma categoria de UC que merece destaque é a Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN, pois consiste em uma área protegida privada e vem crescendo muito no país. A RPPN não faz parte das áreas protegidas foco do presente trabalho, mas tem grande contribuição para a conservação da biodiversidade. Morsello (2008) relata o alto crescimento no estabelecimento de RPPNs. Segundo a autora, de 1990 a 1998, 198 reservas foram criadas, resultando em 417.527 hectares de área protegida. Além disso, há RPPNs em quase todos os estados brasileiros.

A RPPN é uma categoria de UC que deve ser instituída voluntariamente pelo proprietário, com a aprovação do órgão ambiental competente, destinando sua propriedade ou parte dela para a conservação da natureza (BENSUSAN, 2006). São permitidos usos apenas para pesquisa científica, educação ambiental e ecoturismo. Essas áreas, em geral, possuem grande potencial para o ecoturismo. Já existem algumas reservas com essas atividades, mas se comparados com o número total, a prática é ainda incipiente. Dourojeanni e Pádua (2001), ao relacionar as categorias de UCs do Brasil com as categorias da IUCN, não incluem a RPPN em nenhuma classificação. Assim, ela não seria uma área protegida conforme os critérios da IUCN, mas não deixa de ser uma área protegida e de fazer parte do SNUC, contribuindo para a conservação da biodiversidade no país.

Os proprietários das RPPNs são, no geral, representados por três tipos: empresas, pessoas físicas e organizações não-governamentais - ONGs. Diversas ONGs possuem um amplo trabalho de divulgação e incentivo da criação de RPPNs. A Funatura de Brasília é uma das ONGs brasileiras com atuação há mais tempo na área, mas existem outras, tais como a Biodiversitas de Minas Gerais, a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, a The Nature Conservancy, entre outras (MORSELLO, 2008).

Além das RPPNs federais, há ainda as estaduais e as municipais. Alguns estados, tais como Mato Grosso do Sul, Paraná e Pernambuco possuem legislação específica sobre esse tipo de reserva (MORSELLO, 2008). Um grande incentivo para a criação de RPPNs, principalmente em âmbito estadual e municipal, é o ICMS Ecológico. O imposto sobre circulação de mercadorias e serviços (ICMS) é um importante imposto estadual. Parte do que é arrecadado é distribuído para os municípios segundo critérios definidos em legislação estadual. O Paraná, em 1992, acrescentou um critério ecológico para a distribuição do ICMS, surgindo o ICMS ecológico. Após a experiência desse estado, outros também adotaram o critério ecológico, como Minas Gerais, São Paulo, Rondônia e Rio Grande do

Sul. Um dos itens ambientais para esse critério é a existência de UCs no município (BENSUSAN, 2006). Dessa forma, houve um grande incentivo para a criação e disseminação de novas RPPNs.

Conforme abordado no Quadro 1, além da RPPN, existem diversas UCs que podem ser compostas por áreas de domínio público e privado, tais como o Monumento Natural, o Refúgio de Vida Silvestre, a Área de Relevante Interesse Ecológico e a Área de Proteção Ambiental. Os três primeiros admitem propriedades privadas em seu interior, desde que tenham uso compatível com os objetivos da UC. A Área de Proteção Ambiental, por sua vez, é composta em grande parte de propriedades privadas, mas que devem cumprir diversos critérios estabelecidos pelo Conselho Gestor da UC para que elas possam ser mantidas. A principal diferença entre essas UCs e a RPPN é que as primeiras são estabelecidas por iniciativa do Poder Público, enquanto que a última é uma opção do proprietário rural.

A rede de UCs deixa muito a desejar, para uma conservação eficaz da natureza, tanto no mundo (RODRIGUES *et al.*, 2004), quanto no Brasil (DRUMMOND *et al.*, 2006). Observa-se baixa representatividade das espécies e dos biomas nessas áreas (DOUROJEANNI & PÁDUA, 2001; RODRIGUES *et al.*, 2004), além disso muitas não alcançam suficientemente os objetivos de conservação de sua criação, possuem problemas de regularização fundiária, não têm plano de manejo e, quando existe zona de amortecimento, esta revela-se ineficaz (SATHLER, 2008).

As UCs não podem ser consideradas isoladamente como “ilhas” de preservação, fora de um contexto mais amplo, senão padecerão como mais alguns fragmentos dispersos pela paisagem (BENSUSAN, 2001; FERREIRA, 2004). A própria Lei do SNUC traz alguns conceitos e diretrizes para evitar o processo de fragmentação, ao abordar a importância das zonas de amortecimento e corredores ecológicos (artigo 5º, inciso XIII) (BENSUSAN, 2001). Além disso, Ferreira (2004) ressalta que, no contexto atual, vem ocorrendo uma mudança de paradigma, que inicialmente a proteção estava a cargo apenas das UCs, sem elementos de ligação com a matriz circundante, para a construção de um sistema integrado de áreas protegidas, em que se procura a utilização das diferentes categorias de unidades que compõem o SNUC, além da interação com outras áreas protegidas próximas, tais como terras indígenas, quilombolas, reservas legais, áreas de preservação permanente, entre outras.

Entretanto, essa mudança de paradigma citada por Ferreira (2004) é ainda inicial. Observa-se uma resistência em aceitar que áreas protegidas que não compõem o SNUC sejam considerados elementos importantes para integrar um amplo sistema de áreas protegidas, principalmente em relação aos espaços protegidos situados em terras privadas.

Apesar de, em geral, serem fragmentos pequenos, esses espaços privados revelam-se indispensáveis para uma efetiva conservação da biodiversidade com base em um manejo de paisagem, buscando a diversidade de habitats.

Nesse intuito, para se ter um sistema realmente integrado de áreas protegidas, as estratégias de conservação da natureza devem ter uma visão regional, com planejamento de paisagem. O SNUC, além de considerar apenas as UCs, deve incluir outros espaços especialmente protegidos, tais como as reservas legais, as áreas de preservação permanente, as terras indígenas, quilombolas, tradicionais, como elementos integradores de corredores e mosaicos, de forma a possibilitar a conectividade e ampliar a proteção aos processos ecológicos. E, ainda, é importante realizar uma série de ações para as áreas de entorno, visando reduzir os impactos de uso da terra e de exploração dos recursos naturais em locais muito próximos às áreas protegidas (BARROS, 2004; BENSUSAN, 2006). Assim, Bensusan (2006) ressalta que “o desafio da conservação da biodiversidade só será vencido com estratégias e políticas mais amplas que lidem com a gestão do território de forma integrada, considerando todos os usos da terra e dos recursos naturais” (p. 30).

As áreas protegidas privadas são muito importantes e podem até ter um manejo mais eficiente que as públicas. Entretanto, essas áreas devem ser uma estratégia complementar aos espaços geridos pelo poder público, e não substituí-los. Além de manter os espaços protegidos públicos, o Estado deve estimular as iniciativas particulares, bem como zelar pela gestão territorial, buscando a conectividade entre os remanescentes, de forma a possibilitar a efetividade na conservação dos habitats e espécies (MORSELLO, 2008). No entanto, em boa parte, como ressaltado pela autora, não há uma interação entre as iniciativas do Estado e da sociedade, não existindo um planejamento do território compreendendo áreas públicas e privadas.

Bensusan (2006) frisa que, geralmente, os sistemas de UCs apresentam uma representatividade da biodiversidade aquém da realidade. Diversas dessas áreas são localizadas em locais longínquos ou em áreas que não possuíam outro uso no momento de criação da UC. Apesar disso, essas áreas possuem um potencial muito maior de contribuir para os esforços de conservação da biodiversidade, caso elas sejam inseridas em sistema que compreenda diversos elementos da paisagem.

A proteção da natureza proporcionada pelas UCs está longe de ser o ideal, mas, por outro lado, conforme Fonseca *et al.* (2005), mesmo com pouca manutenção, planejamento e investimento, essas áreas figuram como as poucas manchas de habitats naturais em alguns ecossistemas completamente devastados, como em certos locais da América Latina.

Outra importante questão é a definição da categoria de UC a ser estabelecida no momento de sua criação. O SNUC compreende diversos tipos de categorias de reservas, na tentativa de aliar tanto o pensamento preservacionista, em que não deve haver nenhum tipo de interferência no ambiente natural a ser preservado, quanto o socioambientalista, voltado para a conservação da natureza aliada à utilização sustentável dos recursos naturais. Drummond *et al.* (2006) lembra que o SNUC aborda, de certa forma, essas duas vertentes do pensamento sobre a conservação da natureza, ao trazer os seguintes pontos: “*existência de várias categorias de UCs de uso sustentável (...), previsão de conselhos de gestão das UCs que incluam integrantes das comunidades locais e (...) obrigatoriedade da adoção de planos de manejo construídos em parte com **inputs** da população local*” (p. 190). Assim, um sistema de UCs efetivo deveria aproveitar essa potencialidade e zelar pelo estabelecimento da categoria de UC adequada de acordo com cada contexto (BENSUSAN, 2006). Entretanto, não é o que se observa na realidade brasileira. Em diversos locais habitados por populações tradicionais e comunidades extrativistas, são criadas UC de proteção integral, culminando na realocação dessa população com as suas várias conseqüências, tais como a insatisfação local, a proibição do uso dos recursos que proviam a subsistência desse povo, entre outros.

Diegues (2001) afirma que a reserva extrativista e outras áreas de uso sustentável, categorias de UC estabelecidas pelo SNUC, são uma alternativa para se ter uma área protegida com desenvolvimento sustentável, conforme as palavras do autor, “*baseado no respeito ao mundo natural, no uso de tecnologias apropriadas e densas de conhecimento tradicional dos ecossistemas, na equidade social e na viabilidade econômica*” (p. 101).

As UCs possuem uma grande potencialidade para a conservação da natureza. Entretanto, para que essa conservação seja efetiva, é necessário que as categorias dessas áreas sejam estabelecidas de acordo com as características locais, principalmente quanto à existência de populações extrativistas e tradicionais. Além disso, elas devem fazer parte de um sistema integrado de áreas protegidas, que compreenda os diversos tipos de espaços protegidos, procurando sempre a conectividade entre os habitats e o manejo integrado da paisagem. Nesse contexto, as áreas privadas possuem a importante função de contribuir para a conectividade de espaços protegidos isolados, bem como auxiliar na manutenção da diversidade de habitats ao longo da paisagem.

2.6 ESPAÇOS PROTEGIDOS EM TERRAS PRIVADAS

O ordenamento jurídico brasileiro estabelece alguns tipos de espaços protegidos privados, além das categorias de UCs. O Código Florestal (Lei nº. 4.771/1965) institui a preservação de áreas de floresta e ambientes naturais por meio da reserva legal, porção de vegetação natural a ser conservada e utilizada sob manejo sustentável em propriedades rurais; das áreas de preservação permanente, áreas que devem ser totalmente preservadas, em locais definidos por lei; e servidão florestal, quando o proprietário rural opta por destinar parte de sua terra à conservação da natureza, com as mesmas ou mais restrições que a reserva legal. A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº. 6.938/1981) estabelece a servidão ambiental, semelhante à servidão florestal. Existem ainda os corredores ecológicos, os mosaicos e a zona de amortecimento, definidos pelo SNUC (Lei nº. 9.985/2000) como forma de buscar a conectividade entre as UCs, os quais podem ser constituídos também por terras privadas.

Observa-se que existem diversos tipos de áreas, sejam públicas ou privadas, que podem contribuir para os esforços de conservação do país. Além disso, Bensusan (2006) ressalta que a maior parte das áreas que deveriam ser destinadas à conservação estão localizadas em propriedades particulares. Para que essas áreas sejam transformadas em UCs, modelo mais utilizado para a conservação, seria necessária a aquisição das terras pelo poder público, mediante desapropriação e indenização. Entretanto, não existem recursos suficientes para tal procedimento em todas as áreas. Assim, os espaços protegidos em terras privadas são extremamente importantes para garantir a conservação da biodiversidade em diversas partes do território brasileiro.

Somente as áreas públicas não são o suficiente para garantir a conservação da biodiversidade, pois não existem terras públicas distribuídas por toda a paisagem que deveria ser protegida. Dessa forma, para muitos a melhor solução seria o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas composto por áreas públicas e privadas (GOTTFRIED *et al.*, 1996 *apud* MORSELLO, 2008). É importante considerar, ainda, que existem locais em que não é viável a criação de áreas protegidas de grande extensão, pois a paisagem está muito fragmentada ou ocupada. A preservação de pequenos fragmentos em áreas privadas é uma forma de contribuir para a conservação da biodiversidade dos remanescentes desses locais, bem como buscar uma maior diversidade de ecossistemas na paisagem.

Os espaços privados podem ainda integrar corredores ecológicos ou *stepping stones* entre áreas protegidas maiores, como as reservas públicas. Dessa forma, eles poderiam auxiliar no aumento da conectividade entre os fragmentos de vegetação, aumentando a taxa

de migração, possibilitando o maior fluxo de indivíduos e, assim, reduzindo o isolamento de populações (MORSELLO, 2008).

Nesse contexto, Villamayor (2003) enfatiza a relevância do cumprimento do Código Florestal, à medida que ele aborda as áreas de preservação permanente e reserva legal com importante papel para a conservação da biodiversidade. Essas áreas, além do cumprimento de lei pelo proprietário rural, figuram como item essencial para a manutenção dos ecossistemas e dos processos ecológicos. Além disso, como afirmam Drummond *et al.* (2006), se áreas como a reserva legal e as áreas de preservação permanente fossem realmente respeitadas, com uma gestão integrada da paisagem, nas palavras dos autores, “o sistema de UCs teria um caráter mais complementar do que essencial, as suas falhas não teriam efeitos tão graves e os seus muitos problemas seriam menos urgentes e menos críticos” (p. 129).

São descritos a seguir cada tipo de espaço protegido em terras privadas. Todos os espaços descritos a seguir podem ocorrer em propriedades públicas ou privadas, mas o objeto de estudo principal são os casos em que ocorrem em terras privadas.

2.6.1 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

A área de preservação permanente (APP) é estabelecida pelo Código Florestal (Lei nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965), sendo definida como “*área protegida (...) coberta ou não por vegetação nativa, com função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas*” (artigo 1º, § 2º, II). O Código Florestal não determina diferença alguma de ocorrência de APP. Ela deve ser obedecida, segundo a lei, em propriedades públicas e privadas, urbanas e rurais. Entretanto, no presente trabalho serão focadas as APPs quando situadas em terras de domínio privado.

Há dois tipos de APPs, as que existem pelo só efeito da lei e as que são declaradas pelo Poder Público. As primeiras são definidas pelo artigo 2º do Código Florestal, nos seguintes casos:

- a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:
 - 1) de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;

- 2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
 - 3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
 - 4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
 - 5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;
- b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais;
 - c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura;
 - d) no topo de morros, montes, montanhas e serras;
 - e) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;
 - f) nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;
 - g) nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;
 - h) em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação.

As áreas consideradas de preservação permanente, quando declaradas por ato do Poder Público, são definidas pelo artigo 3º, do Código Florestal, como:

- as florestas e demais formas de vegetação natural destinadas:
- a) a atenuar a erosão das terras;
 - b) a fixar as dunas;
 - c) a formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;
 - d) a auxiliar a defesa do território nacional a critério das autoridades militares;
 - e) a proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico;
 - f) a asilar exemplares da fauna ou flora ameaçados de extinção;
 - g) a manter o ambiente necessário à vida das populações silvícolas;
 - h) a assegurar condições de bem-estar público.

Não é permitido nenhum tipo de uso das APPs, apenas o acesso de pessoas e animais, para a obtenção de água, desde que não cause degradação à vegetação do local (artigo 4º, § 7º, Código Florestal). Além disso, a supressão total ou parcial da vegetação dessas áreas só pode ser realizada mediante prévia autorização do Poder Executivo Federal, em casos de utilidade pública ou interesse social e quando inexistir alternativa técnica e locacional, no caso de algum empreendimento (artigo 3º, § 1º; e artigo 4º, Código Florestal); e intervenção ou supressão de vegetação eventual e com baixo impacto, no caso de APPs situadas em áreas urbanas, observados os parâmetros definidos na Resolução CONAMA nº. 369/2006.

As APPs localizadas ao longo de cursos d'água formam, naturalmente, um corredor de vegetação ao longo da paisagem. Assim, se realmente preservadas, essas áreas podem contribuir para a conectividade entre fragmentos remanescentes de vegetação e para o

aumento da diversidade da paisagem. Além disso, como ressalta Vio (2001), a retirada da vegetação nessas áreas pode acarretar a interrupção do fluxo gênico de espécies, bem como ocasionar danos ao meio ambiente e à paisagem. Esses danos podem ser perceptíveis, tais como a erosão de todos os tipos, ou não, mas todos eles possuem grandes efeitos negativos para o ambiente.

Os habitats ripários são caracterizados, em geral, por serem lineares e com pouca extensão, entretanto eles possuem um importante efeito na diversidade biológica regional (BENNETT, 2003). Além disso, essas áreas são fundamentais para a manutenção dos corpos d'água, essenciais para o equilíbrio das bacias hidrográficas e ecossistemas em geral. As APPs situadas em outros locais, tais como topos de morro, encostas e lugares com relevo inclinado, entre outros, apesar de não formarem corredores naturais, são importantíssimas para a conservação da paisagem, assim como para a manutenção do solo e para evitar processos de erosão, assoreamento e deslizamentos de terra em áreas frágeis.

2.6.2 RESERVA LEGAL

Definidas e disciplinadas pelo Código Florestal, as reservas legais são consideradas áreas com cobertura vegetal nativa, ou em parte nativa, inseridas em propriedade ou posse rural, seja particular ou pública. Os objetivos da reserva legal, além da conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos e proteção à fauna e flora, incluem também o manejo florestal (artigo 1º, § 2º, III, Código Florestal). Assim como nas APPs, a presente abordagem focará a presença de reserva legal em propriedades privadas.

Machado (2005) afirma que a reserva legal tem sua razão de ser na virtude da prudência, que deve conduzir o Brasil a ter um estoque vegetal para conservar a biodiversidade. Cumpre, além disso, o princípio constitucional do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado para as presentes e futuras gerações. Drummond *et al.* (2006) ressaltam o fato de que se deve ter reserva legal em todas as propriedades rurais, independentemente de características do relevo, da existência de cursos d'água, entre outros.

Os limites mínimos de vegetação nativa a serem mantidos na propriedade a título de reserva legal são determinados pelo artigo 16 do Código Florestal de acordo com o tipo de vegetação e região do País. O percentual na Amazônia Legal é de oitenta por cento em

propriedade rural situada em área de floresta e trinta e cinco por cento em propriedade rural situada em área de cerrado. Em propriedades rurais situadas nas demais regiões do país, a área deve ser de vinte por cento, independente do tipo de vegetação.

Entretanto, há a possibilidade, mediante indicação em zoneamento ecológico-econômico, de alteração desses limites dentro dos índices previstos em Lei (artigo 16, § 5º, Código Florestal). Na Amazônia Legal é possível reduzir a reserva legal, para fins de recomposição, para até cinqüenta por cento, excluídas as APPs, os ecótonos e outras áreas de preservação; e pode-se, por outro lado, ampliar a área da reserva para até cinqüenta por cento, em qualquer bioma do país.

A localização da reserva legal no interior da propriedade deve ser aprovada pelo órgão ambiental estadual competente para posterior averbação na matrícula do imóvel, considerando a função social da propriedade e critérios concernentes ao plano de bacia hidrográfica, plano diretor municipal, zoneamento ecológico-econômico e ambiental e proximidade com outras áreas protegidas. No caso das posses rurais, ocorre o mesmo, sendo que, no lugar de averbada em cartório, a reserva legal é formalizada por termo de ajuste de conduta junto ao órgão ambiental competente, em regra o órgão estadual (artigo 16, § 4º e 8º, Código Florestal). A reserva legal pode ser, ainda, instituída em regime de condomínio entre mais de uma propriedade. No caso de transmissão ou alienação da propriedade, é proibida a alteração da área averbada (artigo 16, § 11º, Código Florestal).

Em propriedades que não possuem o percentual mínimo de reserva legal instituído por lei, foram estabelecidas como alternativas ao proprietário, realizar a recomposição da reserva legal, com o plantio de no mínimo 1/10 da área a recompor a cada três anos, com espécies nativas, segundo orientações do órgão ambiental estadual competente; conduzir a regeneração natural da área; e/ou compensar a reserva legal por área em outro local, equivalente em importância ecológica e extensão, pertencente ao mesmo ecossistema e localizada na mesma microbacia (artigo 44, Código Florestal). No caso de propriedade ou posse rural familiar, áreas de plantios de árvores frutíferas, ornamentais ou industriais, compostas por espécies exóticas em consórcio com nativas podem ser computadas como compensação da área de reserva legal (artigo 16, § 3º, Código Florestal).

Em relação à utilização da reserva legal, a vegetação não pode ser suprimida, sendo permitido apenas o uso sob o regime de manejo florestal sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos estabelecidos em Lei (artigo 16, § 2º, Código Florestal).

Villamayor (2003) enfatiza que a reserva legal possui o objetivo de cumprir, na propriedade rural, a função econômica, para a produção de bens florestais, e a função

ambiental, com a conservação da biodiversidade, pela preservação dos processos ecológicos, bem como possibilitar abrigo e proteção à fauna e flora.

Conforme citam Drummond *et al.* (2006), observa-se um amplo descumprimento das reservas legais e APPs, devido a diversos fatores, tais como reduzida fiscalização dos órgãos ambientais, mentalidade imediatista e exploratória de muitos produtores rurais, falta de estímulo do Estado, entre outros. Entretanto, como ressaltam os autores, essas áreas possuem um grande potencial para aumentar as áreas voltadas para a preservação e auxiliar as UCs na conservação da biodiversidade.

2.6.3 SERVIDÃO FLORESTAL

O Código Florestal (Lei nº. 4.771/1965) estabeleceu a possibilidade de instituição da servidão florestal pelo proprietário rural, voluntariamente, em caráter permanente ou temporário. Nesse caso, são renunciados os direitos de supressão ou exploração da vegetação nativa e a área de servidão deve ser localizada fora da reserva legal e das APPs (artigo 44-A).

A área sob regime de servidão florestal possui limitação ao uso da vegetação, no mínimo, da mesma forma que a reserva legal. A servidão deve ser averbada na matrícula do imóvel, sendo vedada, durante o prazo de sua vigência, a alteração da destinação da área, mesmo em caso de transmissão, desmembramento ou retificação dos limites da propriedade (artigo 44-A, § 1º e § 2º, Código Florestal).

Para Souza (2001), a servidão florestal constitui em *“uma nova modalidade de servidão onde um proprietário renuncia expressamente ao direito de supressão de área excedente e se obriga a prestar cumprir a exigência de reserva legal para outro imóvel”* (p. 139). O autor considera, ainda, que esse tipo de servidão oferece a possibilidade ao proprietário rural que possui uma área preservada de vegetação nativa excedente da reserva legal de negociar com o proprietário de imóvel que não cumpre as exigências do Código Florestal.

Há a previsão no Código Florestal de instituir a Cota de Reserva Florestal – CRF nas áreas sob o regime de servidão florestal (artigo 44-B). Assim, os proprietários que não possuem toda a reserva legal preservada poderiam adquirir CRFs daqueles que possuem áreas preservadas excedentes. A negociação de títulos de CRF seria uma forma interessante de compensar a reserva legal de diversas propriedades. Entretanto, ainda não

existe um regulamento para tal procedimento, estabelecendo as características e mecanismos necessários.

A servidão florestal apresenta características de aplicação em propriedades privadas, ao citar que é opção do proprietário rural. Apesar disso, não há proibição na lei sobre a aplicação da servidão pelo Poder Público em terra de domínio público.

2.6.4 SERVIDÃO AMBIENTAL

Estabelecida como um dos instrumentos econômicos da Política Nacional do Meio Ambiente - PNMA, a servidão ambiental foi definida pela Lei nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981 (artigo 9º). O proprietário rural, sob aprovação do órgão ambiental competente, pode “*instituir servidão ambiental, pela qual voluntariamente renuncia, em caráter permanente ou temporário, total ou parcialmente, a direito de uso, exploração ou supressão de recursos naturais existentes na propriedade*” (artigo 9º-A). Assim como na servidão florestal, não há restrição na lei de aplicação de servidão ambiental pelo Poder Público em área de domínio público.

A servidão ambiental não pode abranger a reserva legal e as APPs (artigo 9º-A, § 1º, PNMA). A área sob regime de servidão deve ter limitação ao uso ou exploração da vegetação natural, no mínimo, igual ao estabelecido para a reserva legal (artigo 9º-A, § 2º, PNMA). A servidão ambiental deve ser averbada na matrícula do imóvel e, quando utilizada para a compensação de reserva legal, a averbação deve ser feita na matrícula de todos os imóveis envolvidos. É vedada, durante o prazo da vigência da servidão, a alteração ou destinação da área, mesmo em caso de transmissão, desmembramento ou retificação dos limites da propriedade (artigo 9º-A, § 3º, § 4º e § 5º, PNMA).

Observa-se que o conceito e as características da servidão ambiental são muito similares, senão iguais, aos da servidão florestal. Em uma primeira análise, as únicas diferenças são a utilização dos termos “ambiental” e “florestal” e o instrumento jurídico que as estabeleceu. Ambos os tipos de servidão não possuem ainda regulamento. Cardoso (2006) até considera que a servidão florestal foi tacitamente revogada quando da instituição da servidão ambiental. Entretanto, esse não é um entendimento consolidado e difundido. Dessa forma, no presente trabalho será considerado cada tipo de servidão como um espaço protegido distinto.

Souza (2001), em trabalho anterior à instituição da servidão ambiental pelo ordenamento jurídico brasileiro, apresenta uma definição desse tipo de servidão, conforme o

modelo norte-americano. Para ele, a servidão ambiental, que também poderia ser chamada de servidão de conservação, consiste em um acordo em que o proprietário adere à imposição de uma limitação de uso ao seu imóvel, temporária ou perpétua, para a proteção de uma porção de terra. Assim, conforme palavras do autor *“por meio da servidão (...) ambiental, o proprietário destina a totalidade ou parte de sua área para fins de preservação ambiental, impondo uma ou mais limitações de uso do imóvel protegido”* (p. 128).

2.7 CONECTIVIDADE

O estabelecimento de áreas protegidas é uma das principais estratégias utilizadas para a conservação da biodiversidade. Entretanto, se geridas isoladamente, essas áreas correm o risco de virarem “ilhas” de biodiversidade dispersas por uma ampla paisagem alterada pelo homem. Nesse intuito, surge a necessidade de se buscar a conectividade entre os fragmentos de vegetação, para garantir a preservação dos processos ecológicos e a manutenção das populações, com o aumento de fluxo de indivíduos entre as manchas de ambientes naturais.

Uma das formas de se trabalhar a conectividade entre as áreas protegidas é a gestão integrada da paisagem. Miller (1997) propõe a biorregião como unidade de gestão da paisagem. Ela seria, conforme palavras do autor, *“um espaço geográfico que abriga integralmente um ou vários ecossistemas. Caracteriza-se por sua topografia, cobertura vegetal, cultura e história humana, sendo assim identificável por comunidades locais, governos e cientistas”* (p. 18). Este termo, segundo o autor, significa *“uma análise ecológica, social e econômica”* (p. 18) da paisagem, envolvendo a participação da população no estabelecimento de metas para a gestão.

Assim, o manejo biorregional abrange ecossistemas inteiros, visando à proteção e *“sustentabilidade de seus componentes”* (p. 19). Ele considera a necessidade de manutenção de uma matriz, de forma a proporcionar condições para preservar a diversidade biológica local, assim como os processos ecológicos (MILLER, 1997).

O manejo biorregional compreende diversos tipos de espaços protegidos, para garantir uma efetiva gestão da paisagem. Desse modo, segundo Miller (1997),

uma biorregião contém vários tipos de áreas protegidas: reservas naturais estritamente protegidas, parques nacionais ou estaduais; áreas para extração controlada de produtos florestais não-madeireiros; áreas de conservação de propriedade privada; e áreas florestais permanentes, manejadas para produção madeireira (p. 32).

Além disso, o manejo biorregional possui uma ampla atuação. Os manejadores devem lidar não apenas com a proteção de ambientes naturais, como também zelar por diversas ações importantes para a proteção e uso da biodiversidade, tais como, promover o estudo sistemático da flora, fauna e vida microbiana, assim como pesquisas sobre o uso sustentável dos recursos naturais; utilização de estratégias de conservação *ex situ*, quando necessário; recuperação de áreas degradadas, principalmente em habitats-chave; estabelecimento de incentivos e mecanismos de estímulo para a utilização mais eficiente da terra; entre outros (MILLER, 1997).

Ao trabalhar com conservação da biodiversidade, a matriz circundante possui grande importância, principalmente no manejo da paisagem. Se a matriz for muito contrastante, será necessária uma área muito maior de espaço protegido, para que este tenha as mesmas condições de conservação do que outros espaços situados em uma matriz com menor contraste e menos alterada. A composição da matriz influencia diretamente na conectividade dentro da paisagem, principalmente entre as áreas protegidas, reduzindo os riscos de extinção e possibilitando uma maior taxa de imigração (FRANKLIN, 1993).

O manejo de paisagem pode proporcionar a manutenção de padrões de paisagem que possibilitam a conectividade para espécies, comunidades e processos ecológicos, fator essencial para a conservação da biodiversidade em ambientes altamente antropizados (BENNETT, 2003). Segundo Bensusan (2001), *“a qualidade dos elementos da paisagem afetam o movimento dos organismos entre os diferentes habitats”* (p. 175). Além disso, é importante considerar que a permeabilidade de uma paisagem é diferente para as diversas espécies. O nível de conectividade varia entre espécie e entre comunidade (BENSUSAN, 2001; BENNETT, 2003). O grau de conectividade está relacionado às condições que os habitats usados para a movimentação oferecem às espécies, sendo favorável para umas e apresentar limitações para outras. Uma mesma área pode oferecer alta conectividade para uma espécie e baixa conectividade para outra (BENSUSAN, 2001). Dessa forma, a presença de diversos pequenos fragmentos em uma paisagem pode ter efeito distinto entre as diversas espécies. Para algumas, que possuem restrições no movimento entre os habitats, os pequenos fragmentos podem auxiliar nessa movimentação de uma grande área para outra.

A conectividade dentro de uma paisagem deve proporcionar condições para indivíduos movimentarem-se e obterem recursos necessários para a sobrevivência durante diversos estágios da vida, para que ela seja realmente efetiva em uma paisagem altamente modificada. Não existe um modelo de ligação que atenda as exigências de todas as

espécies, pois estas se movem em escalas diferentes. Assim, são necessários diferentes tipos de conexões entre os fragmentos de paisagem, para suportar diferentes escalas de movimentos (BENNETT, 2003).

O tipo de estrutura de habitat é um dos fatores que condicionam a conectividade. Podem-se citar três estruturas mais utilizadas, segundo Bensusan (2001):

- Corredores de habitat: faixa de vegetação que fornece um caminho contínuo, ou quase, entre dois habitats. (...)
- *Stepping stones* - manchas separadas de habitats presentes no espaço entre fragmentos isolados, que fornecem recursos e refúgio auxiliando os animais a se movimentarem na paisagem.
- Mosaico de paisagens - padrão de paisagem compreendendo vários fragmentos de habitats de diferentes qualidades para uma espécie animal (p. 175).

Diante desses três tipos de estruturas, pode-se observar a importância de se proteger os diversos tamanhos de fragmentos de vegetação natural existentes. Enquanto que, para os corredores seja necessária uma faixa contínua de habitat, em *stepping stones* e mosaicos, os pequenos fragmentos podem ser utilizados para auxiliar ou aumentar a conectividade entre as grandes manchas, otimizando a permeabilidade da matriz circundante.

Outro fator fundamental para se obter uma conectividade eficiente entre manchas de habitat é determinar os objetivos biológicos que se quer atingir. Conforme Bensusan (2006), esses objetivos seriam, em geral:

auxiliar o movimento migratório de animais ao longo de paisagens; facilitar o trânsito de determinados animais entre fragmentos ou populações que poderiam, sem isso, estar isoladas; promover a continuidade do fluxo gênico entre populações de duas áreas, estabelecendo e sustentando uma população residente na interligação entre as áreas; e fornecer oportunidades para populações se recuperarem de catástrofes e mudanças naturais (p. 93).

As diferentes estruturas de habitat utilizadas para a conexão entre áreas protegidas podem alcançar os objetivos biológicos necessários, dependendo do seu arranjo espacial e outras características. Nas próximas seções, serão abordados os tipos de conexões mais utilizadas para a conservação da biodiversidade.

2.7.1 CORREDORES ECOLÓGICOS

A Lei do SNUC (Lei nº. 9.985/2000) define, em seu artigo 2º, inciso XIX, corredores ecológicos como:

porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais.

Esses corredores devem ter a sua utilização regulamentada segundo normas específicas estabelecidas pelo órgão responsável pela gestão da UC. Essas normas, assim como a sua criação, podem ser definidas no ato de criação da UC (artigo 25, § 1º e § 2º, Lei do SNUC).

Assim, o SNUC prevê corredores de ligação entre as UCs, para evitar que essas sejam manchas de habitat isoladas. Entretanto, conforme ressalta Bensusan (2006), a definição do SNUC considera que os corredores ecológicos devem ser utilizados apenas para conexão entre UCs. Outras áreas protegidas próximas às UCs, que poderiam auxiliar na conectividade, conforme palavras da autora, *“não são consideradas corredores ecológicos e, assim, não podem gozar do status que o SNUC dá a essas áreas”* (p. 61). Para ela, *“as conexões entre unidades de conservação e terras indígenas, reservas legais e outras áreas naturais não são corredores ecológicos, segundo a Lei nº. 9.985”* (p. 61).

Apesar dessa abordagem do SNUC, o termo corredores ecológicos é bem mais amplo, significando a conexão entre manchas de habitat, para facilitar o fluxo entre espécies e entre comunidades, auxiliando na continuidade dos processos ecológicos, independente do ambiente natural que compõem essa ligação. No presente trabalho, corredores são considerados uma forma de conectividade entre fragmentos de vegetação natural, sejam esses fragmentos as áreas protegidas ou apenas um remanescente preservado da vegetação.

Medeiros (2007) cita a importância de estratégias adicionais às UCs, envolvendo uma escala mais abrangente, para proporcionar a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos. A conectividade entre as UCs é essencial para que essas áreas possam realmente cumprir a sua função, não correndo o risco de se tornarem espaços isolados na paisagem. Assim, os corredores figuram como estratégia para buscar a conectividade entre os fragmentos, bem como proporcionam a promoção eficiente das metas de conservação e desenvolvimento, com o fortalecimento de ambas (FONSECA *et al.*, 2005).

Corredores, segundo Morsello (2008), constituem áreas de habitat natural ou seminatural, que visam ligar ambientes naturais, auxiliando os movimentos de indivíduos da fauna e de espécies sedentárias. Para Bennett (2003), um corredor de habitat efetivo proporciona uma conexão contínua, ou quase contínua, de ambientes naturais ao longo de uma paisagem perturbada. Eles podem ser separados em quatro tipos gerais de conservação: a) corredores naturais, p. ex. a vegetação ao longo de cursos d'água; b) corredores residuais, p. ex. faixas remanescentes de florestas exploradas ou faixas de habitats entre áreas protegidas; c) corredores regenerados, p. ex. cercas-vivas; e d) corredores plantados, p. ex. quebra-ventos (ANDERSON & JENKINS, 2006).

Os corredores seriam áreas voltadas para aumentar a conectividade entre espécies, ecossistemas e processos ecológicos, facilitando o fluxo gênico, a migração e a colonização, em remanescentes de vegetação natural em diversas escalas, promovendo a preservação e a conservação da biota regional. A conservação pode ter como objeto principal espécies ameaçadas de extinção e endêmicas, bem como auxiliar espécies que necessitam migrar sazonalmente entre habitats diversos, salvaguardando remanescentes florestais, sejam eles contínuos ou não. Além disso, os corredores devem proporcionar abrigo, alimento e condições naturais à reprodução das diferentes espécies (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; VILLAMAYOR, 2003; ANDERSON & JENKINS, 2006; BRITO, 2006). Para que os corredores restaurem a conectividade da paisagem, devem ser criadas mais áreas protegidas, introduzidos modelos mais adequados de uso da terra e restaurados alguns trechos degradados, quando necessário (FONSECA *et al.*, 2004).

Além de incrementar a função ecológica das áreas protegidas, os corredores proporcionam uma área de habitat mais extensa, com maiores condições de sobrevivência para as espécies, bem como possibilitam a redução da pressão do entorno sobre as áreas protegidas (ARRUDA, 2004). Eles possuem, ainda, o papel de modificar áreas altamente fragmentadas para uma paisagem manejada (BRITO, 2006).

Como fundamentos principais dos corredores ecológicos, Arruda (2004) destaca os seguintes fatores:

ampliar a escala de conservação da biodiversidade, passando da conservação de espécies e áreas protegidas isoladas para a escala de conservação de ecossistemas, ecorregiões e biomas; [e] todos os ecossistemas, áreas protegidas e interstícios devem estar integrados numa mesma estratégia de conservação, definida em comum acordo com as partes envolvidas (p. 21).

Considerando a perspectiva de paisagem, Anderson e Jenkins (2006) distinguem dois tipos básicos de corredores: os lineares e os de paisagem. Os corredores lineares são

aqueles compostos por conexões de linhas retas entre áreas maiores, por distâncias superiores a 10 quilômetros, utilizados nas seguintes situações: facilitar o movimento de espécies alvo; promover a conectividade em uma paisagem altamente modificada para algumas espécies nativas; proporcionar melhores condições para espécies relativamente dependentes de locais sem perturbação; e preservar ou restaurar ambientes naturais situados em habitats lineares, tais como cursos d'água. Por sua vez, os corredores de paisagem compreendem diversas conexões multidirecionais de corredores lineares por toda a paisagem, podendo abranger de 10 até milhares de quilômetros quadrados, sendo adequados para as seguintes situações: quando a paisagem apresenta uma boa parte de sua área sem perturbação; as espécies alvo necessitam habitats maiores para sobreviverem; alta tolerância à matriz circundante pelas espécies ou comunidades de interesse para a conservação.

Os autores ressaltam, ainda, que enquanto os corredores de paisagem proporcionam uma escala mais adequada para o planejamento da conectividade na paisagem, os corredores lineares são mais apropriados para a construção de blocos de habitats para auxiliar na restauração da conectividade.

Há, também, a diferenciação de corredores segundo o seu objetivo. O corredor biológico visa proporcionar a conectividade entre as manchas de habitat, para aumentar o fluxo de genes e indivíduos entre as espécies e comunidades. Já o corredor ecológico, além de promover essa conexão, constitui uma unidade para o planejamento da conservação em grande escala, conciliando os objetivos da conservação com os do desenvolvimento econômico. Ele abrange todo um sistema de áreas protegidas, composto pelas UCs e outros tipos de espaços protegidos, com um manejo integrado da paisagem, para possibilitar a proteção do maior número de espécies e habitats possível (FONSECA *et al.*, 2005).

Os corredores ecológicos possibilitam a promoção da consolidação das diversas áreas protegidas, tais como UCs e os espaços protegidos privados, do planejamento ambiental e a integração das diferentes estratégias de conservação. Além disso, os corredores auxiliam na identificação de áreas para a criação de novas áreas protegidas, aumentando a conservação da flora e da fauna regional (BRITO, 2006).

Anderson e Jenkins (2006) lembram que as funções cumpridas por um corredor dependem do ambiente e dinâmica interna das manchas de habitat e de sua interação com a matriz, sendo essencial a aplicação dos corredores com base no manejo da paisagem. Ainda segundo os autores, um corredor pode ter as seguintes funções: habitat, proporcionando condições para a sobrevivência de algumas espécies; barreira ou filtro, promovendo um obstáculo parcial ou completo para a movimentação de indivíduos e

materiais abióticos, ou agindo como um filtro seletivo para espécies; fonte ou escoadouro, funcionando como fonte de indivíduos ou materiais abióticos para áreas próximas, ou como escoadouro, facilitando o fluxo desses organismos ou materiais para outras manchas.

Os corredores ecológicos podem desempenhar importante função como unidade de planejamento e auxiliar o manejo de fauna e de ecossistemas; a manutenção da biodiversidade; o incentivo à sustentabilidade dos recursos naturais; a formação de áreas que proporcionem o fluxo gênico, a dispersão de sementes e a reprodução da fauna; a manutenção da cobertura vegetal do solo, evitando a erosão, o empobrecimento do solo e o assoreamento de cursos d'água; a manutenção da qualidade e quantidade de água; a difusão da educação ambiental; entre outros (VIO, 2001; BRITO, 2006). Tendo em vista a multiplicidade de funções que podem assumir os corredores, deve-se, sempre que possível, procurar projetá-los para atingir diversos objetivos (ANDERSON & JENKINS, 2006).

É importante lembrar que nem sempre os corredores podem ter as condições exigidas para abrigar populações viáveis em longo prazo. Entretanto, eles podem incrementar as possibilidades de sobrevivência de diversas pequenas populações isoladas de uma espécie, a chamada metapopulação. Ao estabelecer conexões entre os habitats de populações isoladas, podem-se minimizar os riscos de extinção dessa espécie (FONSECA *et al.*, 2004).

Anderson e Jenkins (2006) relatam que alguns cientistas afirmam serem os corredores a única opção de reduzir a alta taxa de extinção proveniente da fragmentação de habitats. À medida que eles proporcionam mais conexões entre as áreas remanescentes, o tempo necessário para as espécies colonizarem ou recolonizarem uma mancha de habitat que possuem um número reduzido de populações de várias espécies pode ser bem menor. Além disso, a migração auxiliaria o reforço de populações menores, evitando uma extinção imediata.

Outro fator a se considerar é como as espécies lidam com os corredores ecológicos. Enquanto algumas os utilizam apenas como uma passagem de uma mancha de habitat para outro, outras espécies podem reconhecê-lo como um habitat próprio, utilizando os seus recursos para a sobrevivência. Dessa forma, Morsello (2008) sugere que, em corredores longos, seria interessante a implantação de pequenas áreas protegidas adjacentes, para melhorar o desempenho dessas conexões.

Os corredores possuem um grande potencial para a manutenção e a restauração da biodiversidade e dos processos ecológicos. No entanto, não existem muitas evidências comprovadas dos seus benefícios. Já existem estudos que exemplificam esses benefícios, mas são ainda incipientes (ANDERSON & JENKINS, 2006). Apesar disso, são identificadas

várias características dos corredores que indicam que eles podem incrementar as estratégias de conservação da biodiversidade.

Diversas vantagens são atribuídas à implantação de corredores ecológicos. A seguir são listadas algumas, conforme compilação de Morsello (2008) de vários autores:

- 1) o aumento na taxa de imigração de indivíduos entre os remanescentes tenderá a manter o tamanho das subpopulações estáveis e a aumentar o tamanho da população total, dessa forma reduzindo a possibilidade de ocorrência de extinções;
- 2) ao aumentar a taxa de imigração, os corredores permitem a recolonização de locais em que a população de certas espécies foi extinta;
- 3) a possibilidade de contato entre as subpopulações evita os endocruzamentos, encorajando a retenção de variabilidade genética dentro das subpopulações;
- 4) [os corredores] retêm espécies importantes e porções de vegetação que complementam as reservas;
- 5) [os corredores] funcionam como hábitat para a fauna, aumentando, por exemplo, a área de forrageamento para as espécies de grande área de uso, ou aumento da área para reprodução;
- 6) a sua presença pode reter um conjunto de hábitats em diferentes estádios de sucessão, necessários para algumas espécies;
- 7) [os corredores] servem como proteção para a movimentação dos grandes predadores entre os diferentes remanescentes;
- 8) [os corredores] servem para prover abrigo na ocorrência de distúrbios em grande escala;
- 9) reduzem a erosão pelo vento e pela água;
- 10) em certos locais, podem servir como cinturões verdes para evitar o crescimento urbano e servir como lugar de recreação, reduzindo a pressão sobre as UCs em si;
- 11) [os corredores] melhoram a qualidade estética da paisagem (p. 111 e 112).

Não há um consenso entre os pesquisadores sobre os corredores, suas funções, vantagens e desvantagens (ANDERSON & JENKINS, 2006). Assim, existem críticas à utilização de corredores ecológicos. Morsello (2008) também compilou algumas críticas de vários autores, listadas a seguir:

[os corredores]

- 1) podem causar o aumento da dispersão de doenças entre as subpopulações dos diferentes remanescentes, incrementada juntamente com a conectividade entre estas;
- 2) podem causar aumento na dispersão de espécies exóticas;
- 3) facilitam a expansão de distúrbios abióticos como queimadas e outras catástrofes;
- 4) aumentam a exposição aos animais domésticos à caça e aos predadores;
- 5) propiciam a redução na variabilidade genética entre as subpopulações, como resultado do aumento de contato;
- 6) podem funcionar como locais de *sinks* (depleções) populacionais, pois retiram os organismos de locais protegidos para corredores dominados pelo efeito de borda, nos quais o risco de predação e mortalidade são aumentados (p. 113).

Alguns autores questionam ainda se os corredores possuem capacidade efetiva de facilitar o movimento da fauna (SULLIVAN & SHAFER, 1975 *apud* MORSELLO, 2008), enquanto outros não têm certeza se o aumento dessa movimentação é realmente necessário (HOBBS, 1992 *apud* MORSELLO, 2008).

Realmente, não se podem considerar os corredores ecológicos como uma solução para a conservação da natureza. Entretanto, eles proporcionam maiores chances de sucesso para a conservação, ao integrar as diversas manchas de habitat espalhadas pela paisagem, bem como possibilitam a combinação de diversas ferramentas de conservação local e a integração delas aos planos de desenvolvimento (FONSECA *et al.*, 2005).

Em locais em que não seja possível a implantação de corredores ecológicos, Pádua *et al.* (2004) recomendam o plantio de diversos pequenos bosques entre os fragmentos de ambientes naturais, de forma a proporcionar pequenas “ilhas de passagem”, conforme palavras dos autores. Estas ilhas auxiliariam na passagem de polinizadores, dispersores e outros indivíduos, facilitando movimentos saltitantes de dispersão e promovendo a recolonização de diversos fragmentos, bem como o aumento do fluxo gênico e a diversidade entre espécies.

Anderson e Jenkins (2006) levantam o fato de que em alguns casos não há a necessidade de conexões contínuas entre os habitats. Existem espécies que se movimentam bem por uma matriz circundante modificada permeada por diversos pequenos fragmentos. Assim, paisagens fragmentadas podem permitir a movimentação de organismos. Os fragmentos, se situados estrategicamente pela paisagem, podem assumir o papel de *stepping stones*, auxiliando na dispersão dos indivíduos (FONSECA *et al.*, 2004; ANDERSON & JENKINS, 2006).

Desse modo, além dos corredores, também podem ser utilizados outros tipos de arranjos espaciais da paisagem para se buscar a conectividade entre os habitats, tais como os mosaicos e *stepping stones*, que serão abordados a seguir.

2.7.2 MOSAICOS E *STEPPING STONES*

Como já brevemente tratado acima, em alguns locais não é possível o estabelecimento de conexões contínuas entre os habitats na forma de corredores. Dessa forma, a alternativa é utilizar outras configurações de habitat. Entretanto, conforme afirma Bennett (2003), a conectividade dependerá, nesses casos, das espécies usarem o mosaico

de diversas manchas de habitat em meio a uma matriz perturbada, para a sua movimentação entre as populações locais. O movimento dos indivíduos depende da utilização do mosaico como um todo, sendo este favorável para algumas espécies em algumas partes e inadequado para outras, mas nada que impossibilite a movimentação dos organismos.

Em alternativa aos corredores, pode-se utilizar *stepping stones* e mosaicos, para promover a conectividade entre habitats. O primeiro consiste em uma ou diversas manchas de habitats situadas entre fragmentos isolados, proporcionando condições ambientais para os animais se movimentarem pela paisagem. O mosaico, por sua vez, é um padrão de paisagem composto por vários fragmentos de habitat, de diferentes tipos intercalados, proporcionando diversas opções de habitat e movimento para as espécies (BENNETT, 2003).

Primack e Rodrigues (2001) enfatizam a utilidade de fragmentos de vegetação natural situados entre grandes áreas protegidas como elementos para auxiliar a movimentação de organismos. Além disso, o conjunto de manchas de habitat isoladas, mas relativamente próximas, podem possibilitar o fluxo entre subpopulações de uma espécie, na forma de *stepping stones*, e incrementar a manutenção de uma metapopulação (FONSECA *et al.*, 2004).

Stepping stone, ou “trampolim ecológico”, composto por diversos fragmentos de habitats originais pode aprimorar a conectividade da paisagem para espécies que possuem um padrão de movimentos curtos. Além disso, ele tem grande possibilidade de auxiliar no aumento de conectividade em uma paisagem, nos seguintes casos: espécies que se movimentam regularmente entre habitats fonte distintos; espécies relativamente móveis entre os fragmentos; espécies tolerantes a paisagens perturbadas, mas que necessitam de um habitat natural para a sobrevivência; e processos ecológicos dependentes de animais vetores capazes de movimentarem-se por meio de espaços perturbados (BENNETT, 2003).

Os espaços protegidos privados possuem um importante papel para integrar os diversos habitats que formam o *stepping stone* e o mosaico. Em diversos casos, não há uma ligação entre esses espaços, ficando dispersos pela paisagem. Entretanto, eles podem fazer parte de um padrão de paisagem maior, auxiliando na movimentação de organismos entre os diversos fragmentos e assim, aumentando a conectividade entre os habitats. Além disso, alguns desses espaços podem ser considerados muito pequenos para abrigarem várias espécies, porém podem servir como locais de apoio para a movimentação de espécies que necessitam migrar entre os diversos grandes fragmentos de ambientes naturais.

A Lei do SNUC menciona que, no caso de várias UCs de categorias diferentes estarem próximas, formando um mosaico, o manejo deve ser realizado de maneira integrada e participativa (artigo 26). O contexto que essa lei considera abrange apenas UCs, no entanto, seria interessante que o manejo da paisagem fosse realizado integrando a gestão de todos os espaços protegidos próximos, como um grande sistema de áreas protegidas, incluindo as áreas protegidas privadas e buscando sempre o maior grau de conectividade possível. Assim, todas as áreas protegidas, sejam elas UCs, Terras Indígenas, espaços protegidos privados, e outros, fariam parte de um grande mosaico na paisagem.

2.7.3 ZONAS DE AMORTECIMENTO

A Lei do SNUC, em seu artigo 2º, inciso XVIII, define zona de amortecimento como “o entorno de uma UC, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade”. Além disso, a lei estabelece que todas as categorias de UCs devem possuir zona de amortecimento, exceto Área de Proteção Ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural. O órgão responsável pela gestão da unidade deverá estabelecer as normas específicas para a regulamentação da ocupação e dos usos dessa área. Os limites da zona de amortecimento e as normas que regem a sua ocupação e utilização podem ser definidos no ato de criação da unidade ou posteriormente (artigo 25, § 1º e § 2º, Lei do SNUC).

Bensusan (2006) enfatiza a importância da criação da zona de amortecimento no ato de criação da UC, para evitar um uso excessivo dos recursos naturais da área, como forma de aproveitar antes do estabelecimento de restrições das atividades locais. Entretanto, ao criar a UC, nem sempre há informações suficientes para uma exata definição dos limites e restrições dessa zona. Dessa forma, talvez a solução seja a criação da zona de amortecimento segundo critérios ecológicos e sociais gerais e, com o passar do tempo, seriam realizados ajustes conforme a aquisição de conhecimento sobre a unidade e o seu entorno.

Assim, a zona de amortecimento é um espaço composto por territórios situados adjacentes à UC, onde há restrição de utilização e ocupação, visando reduzir os efeitos das atividades antrópicas sobre a área protegida (MACHADO, 2001; VIO, 2001; MORSELLO, 2008). Essa zona pode ter dois objetivos principais, ampliar a área de proteção de um tipo de habitat, possibilitando a manutenção de populações maiores do que seria possível se restrito à área da UC; e abrigar a comunidade residente do entorno, com atividades de

subsistência ou econômicas, mas que não afetem muito a finalidade da unidade (MACKINNON *et al.*, 1986 *apud* MORSELLO, 2008). Outro objetivo dessas áreas é reduzir as decorrências negativas do efeito de borda, transformando essas bordas em suaves, com um menor contraste do habitat interno com o entorno (BENSUSAN, 2001).

As zonas de amortecimento, como ressalta Vio (2001), visam o ordenamento e orientação das atividades nas áreas no entorno das UCs. Não se objetiva restringir totalmente os usos daquela região, mas possibilitar que essas atividades sejam desenvolvidas, proporcionando o desenvolvimento econômico do município, mas sempre respeitando a existência de uma área protegida, que não deve ser atingida negativamente. Dessa forma, busca-se uma integração de ações, abrangendo o governo e a sociedade como co-gestores da conservação da biodiversidade.

O autor lista, ainda, as diversas funções de uma zona de amortecimento:

- Formação, como o próprio nome define, de uma área de amortecimento no entorno da UC, que segure as pressões de borda promovidas pelas atividades antrópicas;
- Proteção dos mananciais, resguardando a qualidade e a quantidade da água;
- Promoção e manutenção da paisagem em geral e do desenvolvimento do turismo ecológico, com a participação da iniciativa privada;
- Ampliação das oportunidades de lazer e recreação para a população do entorno das UCs;
- Educação ambiental servindo como base para consolidar a atitude de respeito às atividades e necessidade ligadas à conservação ambiental e à qualidade de vida;
- Contenção da urbanização contínua e desordenada;
- Consolidação de usos adequados e de atividades complementares à proposta do plano de manejo da UC (p. 348).

O termo zona tampão também é utilizado para a zona de amortecimento. Morsello (2008) relata que o conceito dessa área pode alterar em vários aspectos, dependendo das UCs envolvidas e dos gestores do local, tais como: tamanho e extensão necessária; restrições impostas aos terrenos que a compõem; localização em relação à delimitação legal da UC; tipos de usos alternativos do solo admitidos; permissão ou não de ocupação da população; entre outros.

Em um estudo sobre os fragmentos de vegetação natural remanescentes da Mata Atlântica, Vio (2004) menciona a importância das zonas de amortecimento para a efetiva proteção das UCs e da conservação da vegetação. Assim, o autor sugere a mudança do pensamento de uso alternativo do solo voltado apenas para agricultura, pecuária e mineração, para alternativas de manejo sustentável dos recursos florestais, possibilitando o uso econômico desses locais aliado conservação das áreas protegidas. Essa situação pode

ser aplicada a toda UC e área protegida. O ideal seria a gestão integrada da paisagem e dos usos alternativos do solo, de forma a compatibilizar sempre a conservação da natureza com o desenvolvimento econômico.

A zona de amortecimento cumpre o papel de ampliar o espaço físico das UCs, auxiliando na conservação da natureza, formando uma faixa de proteção para a unidade. Além dos objetivos ambientais, a zona de amortecimento possui também uma importante função na contenção do crescimento urbano desordenado e no incentivo ao desenvolvimento do turismo ecológico e rural (VIO, 2001).

As propriedades que compõem a zona de amortecimento são, em geral, de domínio privado. Dessa forma, as restrições impostas para atingir os seus objetivos ecológicos e sociais são baseadas na determinação da Constituição Federal, que estabelece que é garantido o direito de propriedade, mas que esta atenderá à sua função social (artigo 5º, XXII e XXIII, Constituição Federal) (MACHADO, 2001). Esta, por sua vez, é composta por uma dimensão ambiental (artigo 186, II, Constituição Federal).

Dessa forma, é fundamental que a legislação seja aplicada com mais rigor na zona de entorno das UCs. A proteção da vegetação natural das reservas legais e das áreas de preservação permanente amplia a possibilidade de conservação *in situ* no local, além de aumentar a diversidade de habitats na paisagem. Deve-se ainda incentivar usos alternativos do solo que envolvam práticas agroflorestais, hortos, pequenas bosques de uso múltiplo, possibilitando o uso econômico da terra e o manejo da paisagem (FARIA & PIRES, 2007).

2.8 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E A PRESENÇA HUMANA

Um importante fator a ser considerado nas estratégias de conservação da biodiversidade, mas nem sempre abordado, é a presença de populações humanas nas áreas protegidas e o uso que elas fazem dos recursos naturais. Diversas comunidades vivem da exploração dos produtos que a natureza proporciona, possuindo um modo próprio de vida, baseado em atividades tradicionais. Assim, ao se estabelecer uma área protegida, pode-se encontrar uma população tradicional vivendo dos recursos naturais daquele espaço.

Existem duas grandes vertentes da conservação da natureza a respeito do tema, a preservacionista ou conservacionista e a socioambientalista. A primeira defende a proteção dos ambientes naturais sem qualquer intervenção do homem, apenas estabelecendo uma área protegida, deixando-a disponível somente para atividades mínimas, como turismo,

recreação e pesquisa. A corrente socioambientalista sugere a conservação da natureza aliada à conservação sociocultural, possibilitando a utilização dos recursos naturais de forma sustentável pelas populações tradicionais.

Bensusan (2006) ressalta que o modelo de conservação atual foi idealizado considerando uma visão estática dos ecossistemas. No entanto, como relata a autora, com uma nova compreensão do funcionamento dos ecossistemas e dos processos ecológicos, de sua dinâmica, a importância dos distúrbios, entre outros, está mais nítida a influência do homem sobre a natureza, levando a novos modelos de conservação da natureza.

Além disso, a maior parte dos remanescentes das florestas tropicais é habitada por populações humanas (SCHMINK, 2005). Assim, não é possível adotar um modelo de conservação da biodiversidade que exclua completamente o homem dos ambientes naturais.

A Convenção sobre Diversidade Biológica cita como um dos itens da conservação *in situ* a compatibilização dos usos atuais com a conservação da biodiversidade e a utilização sustentável de seus componentes, bem como o respeito, a preservação e a manutenção do conhecimento e práticas das comunidades locais e populações indígenas com estilo de vida tradicionais, relevantes à conservação da diversidade biológica (artigo 8, itens i e j). Desse modo, como enfatiza Bensusan (2006), a Convenção adota a visão de que é essencial a integração das comunidades tradicionais às estratégias de conservação, para garantir uma proteção efetiva da natureza.

A utilização dos recursos naturais por essas populações, em geral, produzem um nível de distúrbio intermediário que auxilia na manutenção da diversidade local. As atividades dessas comunidades podem ser consideradas, em alguns casos, ferramentas de incremento da biodiversidade. Além disso, existem evidências de que parte da natureza hoje conhecida é resultado de longo histórico de intervenções antrópicas. Assim, o ideal seria o estabelecimento de um grande sistema de áreas protegidas que compreenda áreas sem intervenções humanas e outras com populações humanas, para preservar as práticas tradicionais de manejo (PUTZ, 2005; BENSUSAN, 2006).

Vários estudos demonstram que parte da perda da biodiversidade em espaços protegidos é causada por restringir a atuação de comunidades locais. A natureza também compreende o homem. Diversas paisagens são provenientes da combinação de ações ecológicas e humanas ao longo do tempo (PIMBERT & PRETTY, 2000; BENSUSAN, 2006), demonstrando que a atuação do homem também produz biodiversidade. A ação humana pode aumentar ou diminuir a diversidade biológica, dependendo do seu grau de impacto. Entretanto, muitas vezes ela eleva a diversidade geral da paisagem (PIMBERT & PRETTY,

2000; ODUM, 1988). Diversas evidências empíricas indicam que *“freqüências ou intensidades moderadas de perturbação incentivam uma riqueza máxima de espécies”*. Assim, é importante considerar o papel dos distúrbios nos processos ecológicos aos estabelecer as estratégias de conservação a serem adotadas (PIMBERT & PRETTY, 2000, p. 193).

Por outro aspecto, o manejo tradicional dos recursos naturais, em geral, possui mais vantagens se comparadas às comerciais. As comunidades tradicionais possuem um grande conhecimento do ecossistema trabalhado, produzindo um manejo intenso de espécies de interesse, mas incluindo ferramentas de enriquecimento e restauração da diversidade local (SCHMINK, 2005).

Entretanto, a exclusão das comunidades tradicionais das áreas protegidas é muito comum, com diversos argumentos, tais como a tendência do crescimento do consumo dessa população, podendo ocasionar futuros impactos negativos aos ambientes naturais. Por outro lado, essas comunidades podem ter um uso sustentável dos recursos naturais e as políticas de conservação da natureza não podem ser dissociadas das sociais, simplesmente desalojando as pessoas (BENSUSAN, 2006).

Primack e Rodrigues (2001) citam que, em muitos casos, o estabelecimento de uma área protegida baseada na política de intervenção zero pode resultar na redução da sua biodiversidade. Por exemplo, a expulsão das comunidades que habitam os espaços pode levar à degradação das áreas, pois, diversas vezes, em locais onde não há fiscalização, há a invasão e exploração dos recursos naturais por madeireiras e mineradoras. Além disso, os moradores acabam extraindo ilegalmente os recursos dessas áreas protegidas para garantir a sua subsistência. Essas comunidades não compreendem que as suas atividades tradicionais, em geral baseada em práticas de subsistência, possam ser prejudiciais aos ambientes naturais, enquanto que são permitidos hotéis e turismo para usuários externos (DIEGUES, 2008).

Dessa forma, populações que vivem da exploração dos recursos naturais de forma sustentável, preservando as áreas em que habitam, são ameaçadas de serem retiradas para a criação de espaços protegidos para o bem de todos. Enquanto que aqueles que poluem o ambiente permanecem em seus locais e aproveitam dos benefícios da conservação da natureza para todos (BENSUSAN, 2006).

Além das populações tradicionais, o papel das comunidades locais, moradoras do entorno da área objeto de preservação, é muito importante. O envolvimento das comunidades locais no planejamento e implantação de uma área protegida é essencial para uma efetiva conservação da biodiversidade. Por um lado, pode-se ter a população local

participando do manejo e planejamento da área protegida, sendo treinada e empregada para auxiliar na gestão do local e, assim, beneficiadas pela implantação da área. E por outro, a comunidade local pode ser excluída de todo ou quase todo o processo, ocasionando um clima de desconfiança entre as pessoas e o governo e levando à provável rejeição da idéia pela população e geração de conflitos para a conservação da natureza (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Dessa forma, as populações afetadas pela criação de áreas protegidas devem ser incorporadas ao processo de implantação da área, como parceiras da preservação da biodiversidade (DIEGUES, 2008).

O modelo de áreas protegidas sem intervenção humana, como os parques nacionais, é visto por muitos, no movimento ambiental, como um padrão ultrapassado, que deveria ser substituído por áreas que reúnem, “*no mesmo espaço, a presença humana, a exploração dos recursos e a preservação ambiental*” (DOUROJEANNI & PÁDUA, 2001, p. 37).

Nesse contexto, deve-se buscar um novo modelo de conservação da natureza em que se considere “*a importância da história humana, mas que não diminua os valores intrínsecos da 'natureza' não-humana*” (PUTZ, 2005, p. 47). Desse modo, é necessário obter um equilíbrio entre a *visão utilitarista da conservação*, em que se considera que a tecnologia poderá desfazer ou minimizar qualquer impacto das atividades humanas, e a *visão estritamente preservacionista*, em que todas as áreas destinadas à conservação devem ser isoladas da intervenção do homem. Realmente nem todas as comunidades locais utilizam métodos sustentáveis, mas existem diversas populações tradicionais com práticas que respeitam a natureza (DIEGUES, 2008).

Assim, urge a adoção de estratégias de conservação que aliem os diversos fatores envolvidos, tais como sociais, econômicos, políticos e biológicos (PUTZ, 2005). O importante a considerar não é o fato de o homem intervir na natureza, mas a forma como isso é realizado, a relação entre o homem e a natureza (DIEGUES, 2008).

É importante frisar que a convivência harmoniosa de comunidades com a natureza pregada por muitos autores, conforme relatado acima, é baseada em pressupostos, sem a apresentação de evidências empíricas. Dessa forma, é difícil afirmar se realmente o homem pode ter uma relação de equilíbrio com a natureza em sua integralidade. O homem sempre buscará a sua segurança e imposição no mundo em detrimento das outras espécies, se não for por sua individualidade extrema, será pelo seu instinto de sobrevivência. Entretanto, não se pode adotar a medida radical de proteção da biodiversidade sem a presença humana, gerando mais conflitos. As ações de conservação da natureza devem buscar a existência tanto de áreas fechadas, para priorizar a existência da biodiversidade sem a interferência

humana, assim como áreas com comunidades tradicionais e com atividades sustentáveis, valorizando a cultura desses povos e o seu modo de vida.

O SNUC já prevê a existência de UC de proteção integral, em que se prioriza a conservação da natureza sem a interferência antrópica, e de UC de uso sustentável, em que se permite a existência de comunidades tradicionais. Assim, ao se estabelecer uma UC em uma determinada área, é importante observar as características principais do local e tentar priorizar a maior parte deles, considerando diversos fatores como biodiversidade, presença de comunidades, beleza cênica, recursos hídricos, ecossistemas, entre outros.

O estabelecimento de áreas protegidas é uma das formas mais utilizadas para os esforços de conservação da biodiversidade. Entretanto, esses esforços devem ser realizados de maneira integrada, considerando os diversos tipos de espaços protegidos, tanto os públicos quanto os privados, sempre buscando a conectividade na paisagem. Para demonstrar essa importância das áreas privadas, será abordada no próximo capítulo a extensão do território protegido pelas UCs, assim como o que poderia ser protegido, se todos os espaços privados fossem cumpridos e conservados, e os diversos projetos no país que buscam a conectividade entre essas áreas.

3. ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO EM TERRAS PRIVADAS NO BRASIL

O Brasil possui em seu ordenamento jurídico a previsão de diversos tipos de espaços protegidos, tais como UCs, terras indígenas, APPs, reservas legais, áreas de servidão ambiental e florestal, bem como áreas de ligação entre esses espaços, como os corredores ecológicos e mosaicos. As UCs, como já abordado no capítulo anterior, é o modelo de conservação mais utilizado. Entretanto, se não houver um planejamento em nível de paisagem, essas áreas correm o risco de serem “ilhas” de biodiversidade em meio a um ambiente completamente alterado, inviabilizando a conservação da natureza em longo prazo. Por outro lado, existem também as áreas protegidas em terras privadas, muito importantes para a proteção da diversidade biológica, mas ainda pouco consideradas pelos gestores. Essas áreas possuem grande potencial para auxiliar na manutenção da diversidade de habitats na paisagem, além de proporcionarem abrigo e condições ambientais para a movimentação de indivíduos ao longo da paisagem.

A Estratégia Global para a Biodiversidade define entre suas diretrizes: criar condições e incentivos para a conservação da biodiversidade em escala local; administrar a biodiversidade do entorno humano e reforçar as áreas protegidas (WRI, 1992). Na primeira diretriz citada, as áreas protegidas em terras privadas podem assumir um importante papel, contribuindo para a proteção da natureza localmente, tendo em vista a localização de grande parte desses espaços em propriedades rurais. Além disso, as demais diretrizes podem ser seguidas com a adoção do desenvolvimento baseado nos conceitos de manejo biorregional, considerando os diversos tipos de áreas protegidas, com as UCs, já tratadas como o centro das estratégias de conservação, as Terras Indígenas, os espaços protegidos privados, tais como APP, reserva legal, servidão ambiental e florestal, bem como corredores ecológicos, mosaicos e zonas de amortecimento.

Dessa forma, é imprescindível a adoção de um sistema de áreas protegidas mais amplo, que se considere não apenas as UCs, mas todos os tipos de espaços protegidos e padrões de conectividade da paisagem, bem como a inclusão das comunidades tradicionais na preservação da natureza. Com o intuito de subsidiar argumentos que demonstrem a importância dessa ampliação das estratégias de conservação, a seguir são apresentados e analisados dados sobre a atual extensão das áreas protegidas existentes no país e o cenário ideal para a conservação da natureza, em que todos os tipos de espaços protegidos fossem aplicados e cumpridos.

3.1 ALCANCE TERRITORIAL DAS ÁREAS PROTEGIDAS NO PAÍS

Um estudo realizado por vários pesquisadores da Embrapa Monitoramento por Satélite, intitulado “O alcance territorial da legislação ambiental e indigenista”, compreende um processo de pesquisa contínuo que tem como objetivo principal “*cartografar e/ou estimar o alcance territorial da legislação ambiental e indigenista do Brasil, por bioma e por estado, com vistas a apoiar as políticas públicas e ampliar a governança territorial*” (MIRANDA *et al.*, 2008).

Esse trabalho da Embrapa tem como metas: o mapeamento e cálculo da área total das UCs federais e estaduais e das Terras Indígenas (TI); cálculo da área das reservas legais; mapeamento, estimativa e cálculo das APPs; sendo considerado para todos esses tipos de área protegida o alcance territorial do país. Outra meta dessa pesquisa é a estimativa de áreas legalmente disponíveis para a agricultura e outras atividades econômicas, mas os dados obtidos dessa meta não serão considerados no presente trabalho.

No mapeamento e cálculo do alcance territorial das UCs federais e estaduais e TIs, foram consideradas as áreas criadas até junho de 2008, compreendendo as UCs de proteção integral e as de uso sustentável. Não foram incluídas no cálculo as UCs municipais, as RPPNs, as áreas militares do Exército, Marinha e Aeronáutica, entre outros tipos, por carência de dados cartográficos disponíveis (MIRANDA *et al.*, 2008).

As UCs federais e estaduais e as TIs, excluindo todas as sobreposições de áreas, totalizam 2.294.343 km² ou 26,95% do território nacional (Tabelas 2 e 3). Entretanto, o trabalho de Miranda *et al.* (2008) não considera as RPPNs. Drummond *et al.* (2006) em uma análise sobre a base de dados de áreas protegidas do Ministério do Meio Ambiente, de 2005, apresenta a distribuição de número e área de RPPNs federais por região. As RPPNs totalizam 425 unidades, abrangendo 4.429 km² do território nacional, sem considerar as estaduais e municipais (Tabela 4). Assim, juntando as UCs federais e estaduais, as TIs e as RPPNs federais, tem-se um total de 2.298.772 km² ou 26,99% do território nacional (Tabela 5).

Tabela 2 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas por biomas.

BIOMA	Área	UCE		UCF		TERRAS INDÍGENAS		Sobreposição de áreas		UCE/UCF/TI	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%
AMAZÔNIA	4.195.296	472.295	11,26	600.019	14,30	991.951	23,65	116.293	2,77	1.947.972	46,43
CAATINGA	844.062	14.488	1,72	33.921	4,02	2.185	0,26	95	0,01	50.500	5,98
CERRADO	2.031.298	79.116	3,90	58.416	2,88	85.388	4,20	10.050	0,49	212.871	10,48
MATA ATLÂNTICA	1.118.353	38.687	3,46	30.983	2,77	5.104	0,46	4.080	0,36	70.695	6,32
PAMPA	176.131	1.618	0,91	4.567	2,58	24	0,01	0	0,00	6.209	3,51
PANTANAL	149.737	2.051	1,37	1.486	0,99	2.561	1,71	2	0,00	6.096	4,07
TOTAL	8.514.877	608.256	7,14	729.393	8,57	1.087.213	12,77	130.519	1,53	2.294.343	26,95

Fonte: (MIRANDA *et al.*, 2008).

Tabela 3 - Unidades de Conservação e Terras Indígenas por região.

REGIÃO	UCE/UCF/TI (km ²)
CENTRO-OESTE	210.497
NORDESTE	160.263
NORTE	1.853.629
SUDESTE	39.307
SUL	30.645
TOTAL	2.294.343

Fonte: Dados compilados pela autora de Miranda *et al.* (2008).

Tabela 4 - Reservas Particulares do Patrimônio Natural por região.

REGIÃO	NÚMERO	RPPN (km ²)
CENTRO-OESTE	78	2.629
NORDESTE	106	935
NORTE	36	183
SUDESTE	144	409
SUL	61	272
TOTAL	425	4.429

Fonte: Adaptado de Drummond *et al.* (2006).

Tabela 5 - Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Reservas Particulares do Patrimônio Natural no país.

	ÁREA (km ²)	% DO TERRITÓRIO BRASILEIRO
UCs + TIs	2.294.343	26,95%
RPPNs	4.429	0,04%
TOTAL	2.298.772	26,99%

Dados compilados pela autora de Drummond *et al.* (2006) e Miranda *et al.* (2008).

As RPPNs devem ser consideradas nesse cálculo total das UCs no território brasileiro, pois, como enfatiza Lederman (2007), elas são importantes tanto pelo papel complementar que exercem no SNUC, quanto pela proteção da biodiversidade, pela conexão entre remanescentes e pelo seu valor paisagístico. Além disso, apesar de sua pequena área em relação às demais categorias de UCs, as RPPNs estão em constante expansão no país.

As UCs, juntamente com as TIs, atingem boa parte do território brasileiro. Entretanto, é necessário considerar que nem todas essas áreas estão regularizadas, muitas sendo os chamados “parques de papel”, instituídas legalmente, mas não na prática. Muitas dessas áreas são habitadas e exploradas normalmente, sem nenhuma prática sustentável. Assim, apesar de, em termos numéricos, esses espaços abrangerem praticamente 27% da área do país, não se pode considerar que toda essa área esteja efetivamente protegida. Outro fator a se considerar é o efeito de borda que todos esses habitats sofrem, reduzindo a sua real área protegida, além do isolamento na paisagem, aumentando as taxas de extinção de espécies.

Ramos *et al.* (2003) cita o fato de que não se pode ter certeza que uma UC esteja, realmente, cumprindo a sua função de conservação da natureza, pois além dos problemas comuns, tais como invasões e falta de fiscalização, grande parte das UCs não possuem plano de manejo ou outro instrumento de gestão. Assim, não se pode garantir que há uma manutenção e proteção adequada da biodiversidade local.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecido pela Lei nº. 9.985/2000, considera apenas as UCs como áreas protegidas destinadas à conservação da biodiversidade *in situ*. Entretanto, há outros tipos de espaços protegidos que também contribuem para a preservação da natureza. Além disso, como ressalta Ramos *et al.* (2003), não será possível obter a conservação da biodiversidade esperada se depender somente da iniciativa do Estado. Nas palavras dos autores, “*os mecanismos particulares de proteção ambiental apresentam-se como uma alternativa de grande potencial para contribuir para a efetividade do sistema de áreas protegidas*” (p. 172). Devem-se considerar outros tipos de áreas com usos especiais, além das UCs, que auxiliam efetivamente para a conservação da biodiversidade, tais como terras indígenas, glebas militares, APPs, reservas legais, entre outros (RAMOS *et al.*, 2003).

Os espaços protegidos em terras privadas, tais como reserva legal, APP, servidão florestal e ambiental, podem contribuir para aumentar a abrangência das áreas conservadas no Brasil, além de auxiliar no aumento da diversidade de habitats e no incremento da conectividade entre as diversas manchas de habitats. Nesse intuito, como afirma Ramos *et*

al. (2003), ações ou instrumentos que permitam ou incentivem a instituição de áreas protegidas em propriedades particulares são elementos essenciais na expansão do sistema de áreas protegidas no país. Além disso, as áreas particulares são muito importantes para a proteção das UCs, pois elas podem funcionar como um “tampão” (palavras dos autores) para as áreas próximas, bem como contribuir para o manejo da paisagem na abordagem por biorregião e corredores ecológicos.

O estudo de Miranda *et al.* (2008) também realizou um cálculo das áreas de reserva legal no país. Os pesquisadores aplicaram as percentagens das reservas legais definidas por lei para cada tipo de vegetação às áreas disponíveis após a subtração das UCs e das TIs. Tendo em vista a ausência de dados cartográficos das áreas urbanas e industriais, os resultados foram calculados considerando toda a área disponível como rural, na tentativa de não subestimar as terras disponíveis para a agricultura.

As reservas legais totalizariam 2.685.542 km² ou 31,54% do território nacional (Tabela 6), caso fossem realmente cumpridas de acordo com o disposto no Código Florestal. No entanto, é importante frisar que esse número pode ser considerado superestimado, pois o cálculo da pesquisa citada não excluiu as áreas urbanas e industriais. Apesar disso, esses dados auxiliam a estimar a extensão da área de ambientes naturais que poderiam ser preservados com o cumprimento e manutenção das reservas legais nas propriedades rurais. Além disso, uma pequena parte dos proprietários rurais realmente cumpre o percentual de reserva legal em sua propriedade, enquanto que, entre os que possuem essa área, há aqueles que exploram indevidamente o local ou há a necessidade de recuperação da vegetação.

Se os percentuais da reserva legal fossem realmente obedecidos pelas propriedades rurais, provavelmente seria o *“mais expressivo instrumento de preservação da biodiversidade do país, tendo em vista a expressividade da área física e o fato de permear todos os ecossistemas e biomas”* (RAMOS *et al.*, 2003; p. 176). Realmente, o estudo de Miranda *et al.* (2008) indica que as reservas legais abrangeriam 31,54% do território brasileiro. Apesar do dado superestimado, ele indica a grande expressividade que o mecanismo da reserva legal teria se fosse corretamente cumprido e utilizado. Por outro lado, a presença das áreas de reserva legal nas propriedades rurais proporcionaria maior estabilidade ambiental à prática da agropecuária, pela redução de pragas e doenças, bem como dos índices de erosão e assoreamento dos rios. (RAMOS *et al.*, 2003).

Para o mapeamento, estimativa e cálculo das APPs, Miranda *et al.* (2008) consideraram as categorias das áreas associadas ao relevo e à hidrografia. Tendo em vista a ausência de informações cartográficas, não foram consideradas as APPs associadas a

feições litorâneas, deltas, mangues, restingas, dunas, nascentes, locais de reprodução de fauna, linhas de cumeada e outras previstas em Lei.

Miranda *et al.* (2008) cita que não há um consenso entre os diversos autores da área de geoprocessamento sobre a interpretação correta da definição de base e limites de morro ou montanha. Assim, foi desenvolvida uma interpretação e uma metodologia própria pelos autores da pesquisa para a delimitação de APPs de topo de morro e montanha. Para o cálculo, foram consideradas as áreas situadas acima de 1.800 m de altitude, os topos de morro, as declividades entre 25° e 45°, em todo o território nacional. As sobreposições de APP com UCs e TIs foram calculadas e descontadas.

As APPs abrangem 1.442.544 km² ou 16,94% do território nacional (Tabela 7). Esse valor está subestimado, pois, como já citado, várias categorias de APPs não foram consideradas no cálculo. Ao somar os valores estimados e calculados da pesquisa citada de reserva legal e APP, tem-se 4.128.086 km² ou 48,48% do território brasileiro. Esses valores demonstram a grande contribuição que a proteção e manutenção dos espaços protegidos privados poderiam dar para a conservação da biodiversidade brasileira. Alger & Lima (2003) ressaltam a importância das APPs para o estabelecimento da conectividade entre os fragmentos de vegetação nativa dispersos pela paisagem. As APPs possuem um papel ecológico essencial, tendo em vista a sua contribuição para a manutenção da fauna aquática e terrestre, a preservação de ambientes altamente ricos, a função de corredores entre grandes remanescentes de habitat, entre outros (RAMOS *et al.*, 2003).

Apenas uma pequena parte das áreas privadas é realmente protegida. Se todas as APPs e reservas legais fossem cumpridas, de acordo com o disposto em Lei, uma considerável parte dos habitats seria protegida, em quase metade do território nacional, conservando a diversidade de habitats na paisagem e garantindo a representatividade da variedade de ecossistemas existentes no país. As reservas legais refletem o cumprimento da função social da propriedade, estabelecida pela constituição, bem como o manejo dos ecossistemas e a proteção e recuperação dos processos ecológicos essenciais (ALGER & LIMA, 2003). Além disso, a criação de UCs seria apenas uma ferramenta complementar para a conservação da natureza. Entretanto, a tarefa de proteger os ecossistemas não deve recair apenas sobre as UCs, geridas pelo estado, ou sobre os espaços protegidos privados, geridos pelos

Tabela 6 - Reserva legal por biomas.

BIOMA	Reserva Legal	Área de Reserva Legal	
	%	(km ²)	%
AMAZÔNIA	80%	1.798.644	42,87
CAATINGA	20%	158.713	18,80
CERRADO (fora da AML*)	20%	240.678	18,86
CERRADO (dentro da AML*)	35%	215.263	28,50
MATA ATLÂNTICA	20%	209.532	18,74
PAMPA	20%	33.984	19,29
PANTANAL	20%	28.728	19,19
TOTAL		2.685.542	31,54

*AML – Amazônia Legal

Fonte: Adaptado de Miranda *et al.* (2008).

Tabela 7 - Áreas de preservação permanente por biomas.

BIOMA	ÁREA	UCE/UCF/TI		Relevo		Rios		Sobreposição de áreas		APP Líquida	
	(km ²)	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%	(km ²)	%
AMAZÔNIA	4.195.296	1.947.972	46,43	105.535	2,52	1.383.016	32,97	705.697	16,82	782.854	18,66
CAATINGA	844.062	50.500	5,98	43.636	5,17	23.762	2,82	7.396	0,88	60.002	7,11
CERRADO	2.031.298	212.871	10,48	105.078	5,17	176.095	8,67	26.951	1,33	254.222	12,52
MATA ATLÂNTICA	1.118.353	70.695	6,32	137.136	12,26	65.148	5,83	22.065	1,97	180.220	16,11
PAMPA	176.131	6.209	3,53	2.262	1,28	20.161	11,45	817	0,46	21.606	12,27
PANTANAL	149.737	6.096	4,07	897	0,60	148.841	99,40	6.096	4,07	143.641	95,93
	8.514.877	2.294.343	26,95	394.545	4,63	1.817.021	21,34	769.022	9,03	1.442.544	16,94

Fonte: (Miranda *et al.*, 2008).

proprietários particulares. A proteção à biodiversidade e a responsabilidade pela gestão das áreas protegidas deve ser partilhada entre o estado e a sociedade.

É importante considerar o papel fundamental que as áreas protegidas privadas, mesmo sendo espaços pequenos, pode assumir no manejo da paisagem. Colli *et al.* (2003), em uma análise sobre o processo de fragmentação dos ecossistemas no país, enfatizam o valor dos pequenos fragmentos (menores que 100ha) na conservação da diversidade biológica. Apesar de não poderem abrigar muitas espécies, eles possuem a função de prover locais de descanso ou fonte de alimento para espécies da fauna em movimento pela paisagem; incrementar a representatividade espacial original regional; auxiliar na conexão entre manchas de habitat maiores e áreas contínuas, auxiliando no fluxo gênico entre as populações; entre outros.

Para ilustrar melhor a abrangência que as áreas protegidas privadas teriam, se fossem de fato preservadas, os mapas 1, 2 e 3 demonstram, respectivamente, as UCs federais e estaduais e as TIs e as APPs em topos de morro e montanha para o território nacional. Entretanto, é importante ressaltar que os números apresentados por Miranda *et al.* (2008) não refletem a realidade. Eles são apenas uma estimativa de qual seria o alcance territorial das UCs, TIs, APPs e reservas legais, no país, caso todas essas áreas fossem de fato cumpridas segundo a lei e efetivamente protegidas. O cálculo das UCs e TIs deveria ser confrontado com os dados oficiais dos órgãos ambientais federais e estaduais e o cálculo e estimativa de APPs e reserva legal apresentados são, respectivamente, dados subestimados e superestimados. Entretanto, o intuito do presente trabalho é demonstrar a potencial contribuição das áreas protegidas privadas, tais como APP e reserva legal, entre outras, para a conservação da biodiversidade. O estudo de Miranda *et al.* (2008), apesar de não corresponder à realidade, ajuda a ilustrar como seria o papel desses espaços para a proteção dos remanescentes de vegetação natural.

Todos esses dados demonstram a importância de se buscar estratégias de conservação da biodiversidade que considerem uma escala mais ampla, utilizando o manejo de paisagem ou o manejo biorregional, proposto por Miller (1997). Ao se utilizar a biorregião ou a paisagem como unidade de gestão, pode-se ter uma efetiva área conservada bem maior, estendendo-se além das UCs e outras áreas protegidas.

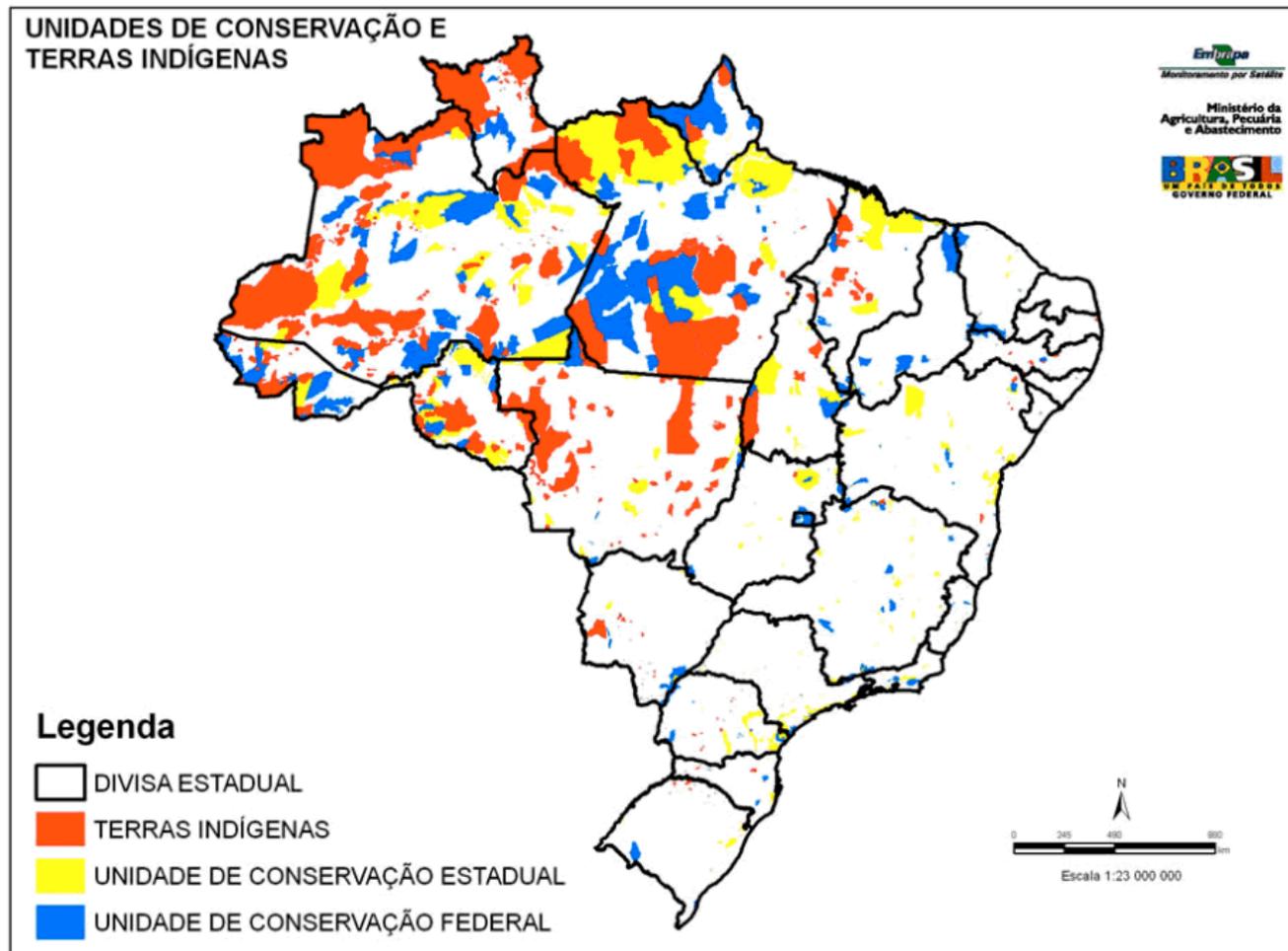


Figura 3 - Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas no Brasil.
Fonte: (Miranda *et al.*, 2008).

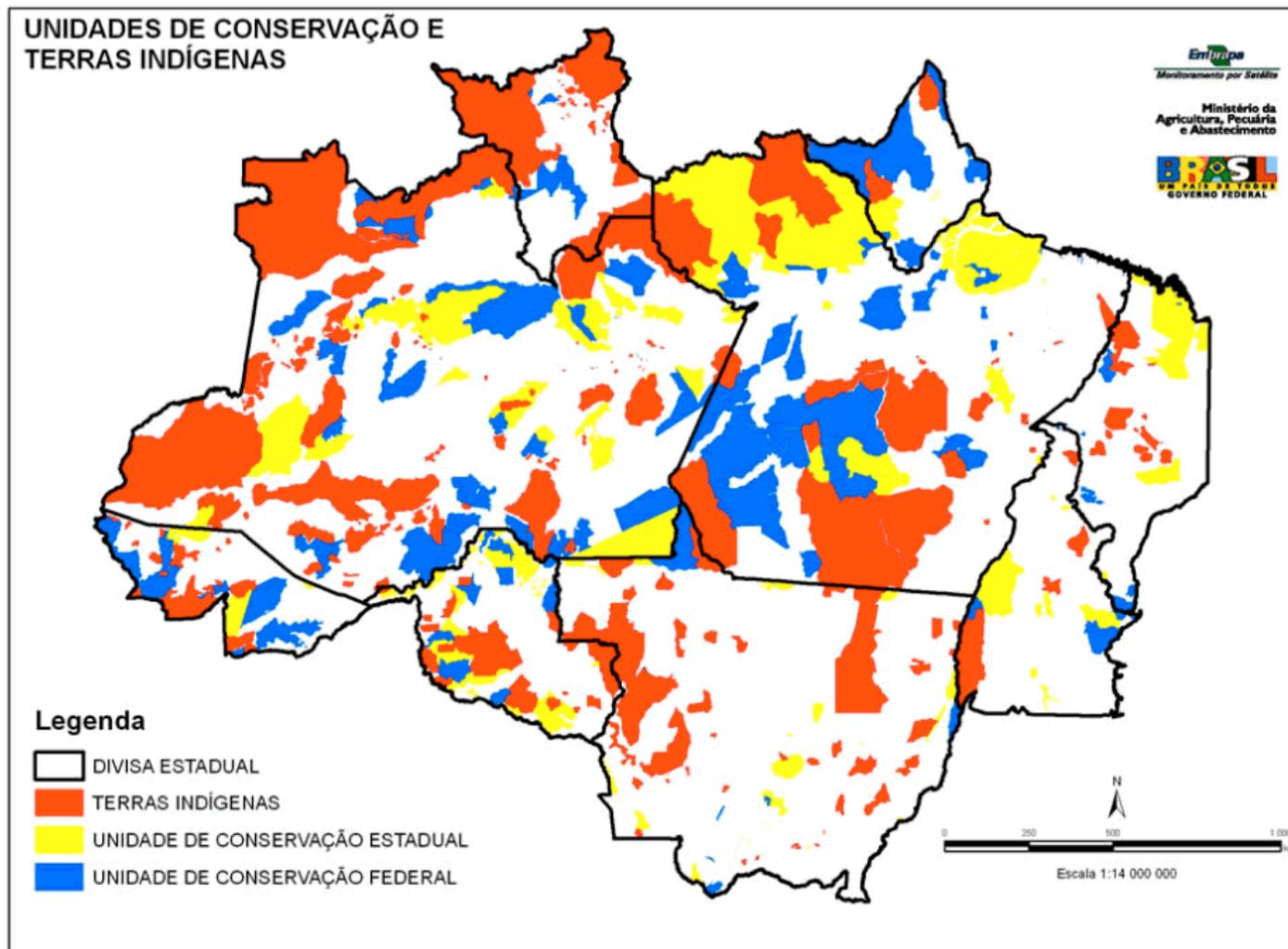


Figura 4 - Mapa de Unidades de Conservação e Terras Indígenas na Amazônia Legal.
Fonte: (Miranda *et al.*, 2008).

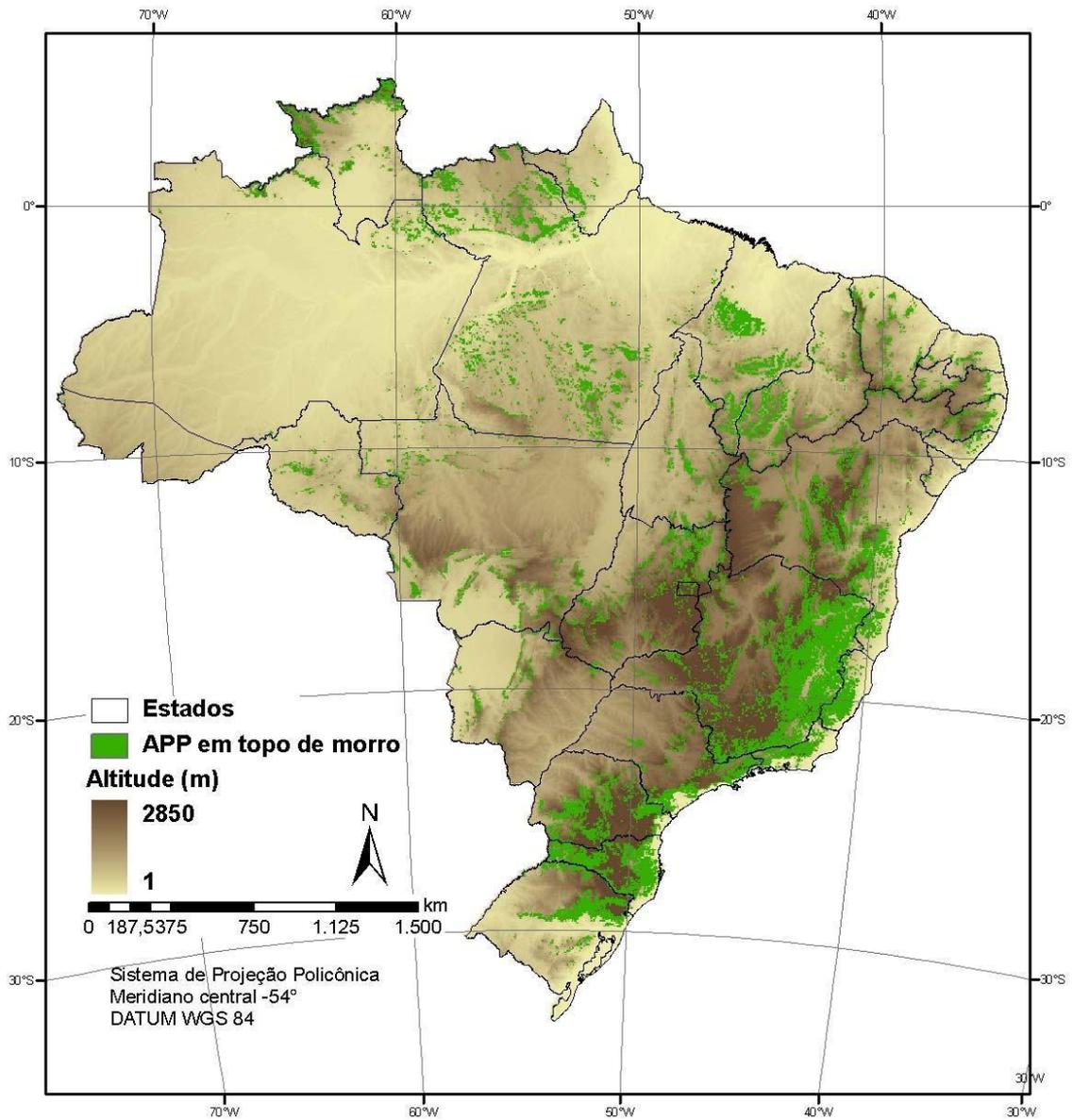


Figura 5 - Mapa de áreas de preservação permanente em topos de morro e montanha para o território nacional.
 Fonte: (Victoria *et al.*, 2008).

A conservação da biodiversidade não pode se restringir apenas às grandes áreas protegidas, pois é necessária uma maior diversidade de habitats na paisagem, assim como mais conectividade entre os fragmentos. A sobrevivência das espécies depende diretamente da continuidade dos processos ecológicos, sendo possível apenas com a manutenção do fluxo gênico, movimentação de indivíduos entre as populações, existência de condições ambientais variadas, entre outros. A ecologia da paisagem relata o papel da diversidade gama, que consiste na diversidade regional de espécies, bem como a importância do sistema fonte-sumidouro entre os habitats e as trocas bióticas entre os tipos de ecossistemas (ODUM & BARRETT, 2007).

Outro fator importante a se considerar para a conservação da natureza é a distribuição das espécies pela paisagem. Não existe um padrão homogêneo. Além disso, há espécies que necessitam de condições ambientais específicas, que, se devastado o habitat que a abriga, é certa a sua extinção. Assim, como afirmam Quinn & Karr (1993), é essencial a definição de áreas protegidas em locais de ocorrência de espécies únicas, para se ter uma estratégia de conservação com sucesso. Nesse intuito, a maior abrangência de espaços protegidos, com o estabelecimento de um amplo sistema de áreas protegidas, composto por UCs, TIs, espaços protegidos privados e elementos de conectividade, possibilita uma probabilidade maior de se proteger grande parte da diversidade biológica, inclusive as espécies raras.

3.2 PROJETOS DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL

Para que um sistema de áreas protegidas seja realmente efetivo para a conservação da biodiversidade, é necessário o estabelecimento de elementos de conectividade na paisagem, para permitir a movimentação e dispersão dos indivíduos, auxiliar no fluxo gênico, possibilitar o manejo das populações pelo sistema fonte-sumidouro, entre outros aspectos. Uma das ferramentas utilizadas para aumentar a conectividade entre fragmentos de vegetação nativa são os corredores ecológicos, que consistem, como já abordado, em faixas de vegetação que interligam duas ou mais manchas de habitat em uma paisagem modificada.

Nas palavras de Brito (2006), *“o corredor ecológico como determinante de uma estratégia integradora e a conectividade de UCs com mosaicos de usos de terras, se constitui em um espaço de construção de sistemas de gestão e consolidação do desenvolvimento sustentável”* (p. 246).

Existem diversas iniciativas do governo brasileiro e de organizações não-governamentais na tentativa de estabelecer corredores ecológicos para conectar áreas protegidas isoladas. Para ilustrar a importância dessa ferramenta, serão abordados brevemente o Corredor Central da Amazônia (CCA), o Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA) e outras iniciativas com corredores.

Em 1992, encomendado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), José Márcio Ayres e equipe apresentou um planejamento de sete corredores ecológicos, visando a conservação de 75% da biodiversidade brasileira (AYRES *et al.*, 2005). O MMA, dentro do Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7), selecionou duas áreas para implementar essa ferramenta e avaliar a sua efetiva aplicabilidade, quais sejam o CCA, no bioma Amazônico e integralmente no estado do Amazonas, e CCMA, no bioma Mata Atlântica, abrangendo o sul do estado da Bahia e todo o estado do Espírito Santo. Assim, surgiu o Projeto Corredores Ecológicos (PCE), que compreende duas fases, planejamento e implementação, a serem executadas seguindo três linhas de ação: fiscalização, UCs e áreas de interstício. A primeira fase consistiu no desenvolvimento e criação, quando fosse o caso, de elementos estruturantes para o projeto; enquanto que a segunda fase seria composta pela consolidação do conceito de corredores ecológicos (LIMA *et al.*, 2008; LIMA, 2009a). Os Corredores Centrais da Amazônia e da Mata Atlântica foram escolhidos como as primeiras áreas do projeto, visando avaliar condições dos dois biomas e, assim, ter subsídios para a criação e implantação dos demais corredores (MMA, 2002 *apud* MMA, 2006).

No PCE, corredores ecológicos são definidos como *“áreas que contêm ecossistemas florestais biologicamente prioritários e viáveis para a conservação da biodiversidade, compostos por conjuntos de unidades de conservação, terras indígenas e áreas de interstícios”*. E a sua função é *“propiciar uma proteção efetiva da natureza, reduzindo ou prevenindo a fragmentação das florestas existentes por meio da interligação entre diferentes modalidades de áreas protegidas e outros espaços com diferentes usos do solo”* (MMA, 2007, p. 11).

Dessa forma, há uma gestão integrada da paisagem, considerando-se as UCs federais, estaduais e municipais, as TIs e as áreas de interstício, compostas pelos espaços protegidos privados. O Projeto busca a manutenção e restauração da conectividade da paisagem, com uma proposta de gestão do território em escala regional, contribuindo para o desenvolvimento sustentável (MMA, 2007). Para tal abordagem, *“o PCE utiliza instrumentos da biologia da conservação e de ordenamento territorial, planejando e executando suas*

ações de forma participativa, com o envolvimento de representantes de governos e da sociedade civil” (LIMA, 2009a, p. 11).

Os corredores ecológicos regionais buscam envolver os atores locais na gestão do território, fomentando diversas ações que possibilitam o desenvolvimento sustentável das paisagens, tais como a valoração de produtos pela certificação de origem, trabalho em cadeias produtivas de produtos locais, serviços ambientais, ecoturismo, seqüestro de carbono, pagamento por produção de água, entre outros (LIMA, 2009b).

Ao tratar sobre a função essencial dos corredores ecológicos, MMA (2006) afirma que:

Os corredores são configurados de forma a favorecer a manutenção dos processos dos ecossistemas que são fundamentais para a sustentação da biodiversidade a longo prazo (por exemplo, a polinização e a dispersão de sementes, o ciclo hidrológico e a ciclagem de nutrientes) e permitir a mobilidade e o intercâmbio genético dos componentes da flora e da fauna. Nesse contexto, fragmentos de habitats remanescentes desempenham importantes funções, como conectar ou reconectar áreas maiores, manter a heterogeneidade da matriz de habitats e proporcionar refúgio para as espécies (p. 10).

Observa-se a adoção da paisagem como unidade de gestão, considerando todos os diversos tipos de áreas protegidas. Além disso, o Projeto destinou um montante para o investimento em subprojetos voltados para o uso múltiplo das propriedades, incentivo à criação de RPPNs, restauração de APPs e reserva legal e manejo sustentável dos recursos naturais (LIMA *et al.*, 2008). Lederman (2007) enfatiza a necessidade de agregar às estratégias de políticas públicas de conservação da natureza os espaços privados, convertendo-os em uma das bases para os corredores ecológicos.

Pinheiro (2008) ressalta o papel de destaque das UCs na conservação da biodiversidade utilizando corredores ecológicos. Essas áreas possuem a função de abrigar a matriz populacional das espécies de fauna e flora, enquanto que os corredores proporcionam a movimentação dos indivíduos e o fluxo gênico, processos essenciais para a sobrevivência das espécies. Entretanto, não se deve esquecer o papel fundamental dos espaços protegidos privados como elementos que abrigam as espécies e auxiliam na conectividade da paisagem.

Não existe um reconhecimento legal dos corredores ecológicos como definido no Projeto. Assim, o MMA, por meio do Departamento de Áreas Protegidas, da Secretaria de Biodiversidade e Floresta, está trabalhando para o reconhecimento legal desse instrumento de ordenamento territorial (LIMA, 2009b).

Cases (2007), citado por Lima *et al.* (2008), cita que, atualmente, pode se observar a replicação do conceito de corredores ecológicos em diversas partes do país, em várias experiências dessa ferramenta. Entretanto, a maioria não passou da etapa de planejamento territorial para a constituição de uma política realmente aplicada ao espaço territorial.

Nesse intuito, Lima *et al.* (2008) afirma que, para a obtenção de uma maior efetividade no equilíbrio entre conservação da natureza e desenvolvimento econômico, com a aplicação dos preceitos de biologia da conservação na implementação de corredores ecológicos, uma nova abordagem dessa ferramenta deveria:

- estabelecer formas mais ágeis de repasse e execução de recursos;
- monitorar mais eficazmente o processo de implementação com base em ações de comando e controle;
- adotar metodologias de restauração ambiental com ganho em escala;
- estabelecer procedimentos de agregação de valores na cadeia produtiva de commodities e outros bens produzidos dentro destes espaços territoriais por meio da criação de selos de certificação e qualidade dos produtos;
- implementar processos de compensação ambiental, tais como créditos de carbono e royalties ecológicos;
- ampliar a discussão sobre a importância do reconhecimento legal desta porção territorial como um ordenamento territorial diferenciado em termos de planejamento;
- e por fim, agregar valores éticos, estéticos-culturais e sociobiodiversos a estas porções do território brasileiro.” (LIMA *et al.*, 2008, p. 17).

O PCE visa, entre outras coisas, o ordenamento territorial que proporcione a conservação da biodiversidade. Lima (2009b) ressalta que, na questão de ordenamento territorial, o mais importante é o território, pois é nele que se observam os processos de ordenamento e gestão ambiental. As características do território vão determinar quais os instrumentos de ordenamento e gestão ambiental necessários. Assim, regiões que possuem uma paisagem mais preservada terão um tipo de abordagem, enquanto que uma mais fragmentada deverá ser manejada de forma distinta.

Essa abordagem diferenciada da gestão territorial pode ser notada no próprio PCE, no CCA e no CCMA. No caso do CCA, o bioma Amazônico possui ainda uma paisagem, em geral, bem preservada, apesar dos altos índices de desmatamento. Dessa forma, as práticas de manutenção do corredor ecológico são realizadas por meio de investimentos no equipamento de UCs e de várias ações socioambientais nas áreas de interstício. Por sua vez, o CCMA está situado no bioma Mata Atlântica, que compreende uma paisagem altamente fragmentada. Assim, são utilizadas práticas de restauração florestal e ambiental de espaços territoriais amplos (LIMA *et al.*, 2008). Para a Mata Atlântica, os espaços protegidos privados possuem um papel essencial, tendo em vista a quantidade reduzida de remanescentes de vegetação natural no bioma. Esses pequenos fragmentos são

importantes para a preservação da pequena amostra restante da vegetação original do local, assim como para auxiliar na restauração de amplos espaços territoriais.

3.2.1 CORREDOR CENTRAL DA AMAZÔNIA

O Corredor Central da Amazônia (CCA) possui uma área de 52 milhões de hectares, abrangendo as bacias dos rios Negro e Solimões e totalmente situado no estado do Amazonas. É uma região que abriga grandes povoamentos, como Manaus e Itacoatiara, mas possui baixas taxas anuais de desmatamento, apresentando uma paisagem com extensas áreas de vegetação natural preservadas. O corredor tem uma forte presença de áreas protegidas, compreendendo 59 UCs federais, estaduais e municipais, além de 65 TIs, abrangendo 24 milhões de hectares (LIMA, 2009a).

Considerando as características da região, o CCA possui uma estratégia de implementação voltada para o incremento da conectividade entre os espaços protegidos existentes, utilizando ações para a consolidação e ampliação dessas áreas, assim como a viabilização de atividades de produção sustentável nas áreas de interstício (LIMA, 2009a).

No âmbito do CCA, existem os Projetos Demonstrativos dos Povos Indígenas (PDPI), que possuem o objetivo de *“melhorar a qualidade de vida dos povos indígenas da Amazônia Legal, fortalecendo sua sustentabilidade econômica, social e cultural em consonância com a conservação dos recursos naturais de seus territórios”* (ALMEIDA *et al.*, 2007, p. 52). Os projetos apoiados pelo PDPI auxiliam no esforço de conservação e conexão de áreas na esfera do CCA. Além de promoverem a proteção das TIs e contribuírem para a valorização cultural, esses projetos incentivam atividades econômicas sustentáveis, contribuindo para uma exploração não predatória do território (ALMEIDA *et al.*, 2007).

Tendo em vista que o Amazonas apresenta uma vegetação primária ainda bem preservada, as estratégias adotadas para o incremento da conectividade entre os remanescentes de ambientes naturais dentro do CCA são voltadas mais para o fortalecimento e expansão das áreas protegidas já existentes. Além disso, há um grande incentivo para a utilização de atividades econômicas sustentáveis, como no caso dos PDPI.

À primeira vista, os espaços protegidos privados não parecem ser instrumentos essenciais adotados pelo PCE para este corredor. Entretanto, a utilização de áreas como as reservas legais, APPs, servidão ambiental e florestal, pode contribuir para a redução de um

alto índice futuro de fragmentação da paisagem, bem como evitar o isolamento de grandes manchas de habitat.

3.2.2 CORREDOR CENTRAL DA MATA ATLÂNTICA

Localizado nos estados da Bahia e Espírito Santo, ao longo da costa atlântica, o Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA) estende-se por mais de 1.200 km no sentido norte-sul, abrangendo 85 municípios do sul da Bahia e todos os 78 municípios do Espírito Santo. Ele envolve ecossistemas terrestres e aquáticos, de água doce e marinhos, localizados dentro da plataforma continental. O corredor está inserido no bioma Mata Atlântica e ecossistemas associados, com uma área de cerca de 21,3 milhões de hectares, sendo aproximadamente 8 milhões de hectares da porção marítima e 13,3 milhões de hectares da terrestre. Esta última é composta em sua maioria por terras privadas, cerca de 95%, áreas, em geral, sujeitas a ameaças permanentes de exploração ou desmatamento, e o restante por UCs federais, estaduais e municipais e TIs. Existem 49 UCs e 15 TIs no corredor (MMA, 2007; BATISTA, 2008; LIMA, 2009a). Com a grande parte dos remanescentes do bioma situados em propriedades privadas, a redução dos efeitos da fragmentação e da perda de biodiversidade, por meio da conectividade, está sujeita a intervenções nessas áreas privadas (PADOVAN, 2008).

A região do CCMA é caracterizada por ecossistemas naturais altamente fragmentados e sob intensa pressão antrópica. Assim, a prioridade do PCE para este corredor é intensificar a proteção dos remanescentes de vegetação e, concomitantemente, fomentar práticas que proporcionem a conectividade entre as manchas de habitat, tal como a recuperação da cobertura florestal (LIMA, 2009a). Além disso, a área abrangida pelo corredor é composta por várias fisionomias de floresta, manguezais, brejos e recifes de corais, caracterizando um alto endemismo (TEUBNER JUNIOR, 2009).

Tendo em vista as características em que se encontram os ecossistemas da região, uma das ferramentas adotadas no CCMA é o estabelecimento de minicorredores ao longo da paisagem. O estabelecimento, a manutenção e a consolidação da conectividade nesses minicorredores são realizados pelo fortalecimento de ações que visam o apoio de pequenos proprietários rurais, tais como a averbação de reserva legal, restauração de APP, recuperação de áreas degradadas apoio à criação de RPPNs, incentivo ao desenvolvimento de usos econômicos da propriedade compatíveis com a conservação da diversidade biológica, como sistemas agroflorestais; apoio aos municípios pertencentes ao corredor em

ações de ordenamento territorial e gestão ambiental; entre outros (BATISTA, 2008; SENHORINHO, 2008).

Nas palavras de MMA (2006):

A implementação de um corredor pode ser considerada um projeto ambicioso, porém, os resultados iniciais do Projeto Corredores Ecológicos dão já indicações da viabilidade e da eficiência do conceito. A proposta trata os problemas de conservação de forma mais ampla e sob uma perspectiva multiinstitucional e interdisciplinar, que leva em conta também os instrumentos de políticas públicas e econômicas na manutenção de paisagens. Os corredores têm um grande potencial para servir de estímulo à atuação em rede e à gestão ambiental integrada (p. 42).

A utilização de corredores ecológicos é algo recente nas ações de conservação da biodiversidade no país. Entretanto, esse é um instrumento com grande potencial para o manejo dos remanescentes de ambientes naturais, com o objetivo de reduzir a alta taxa de perda da diversidade biológica, assim como contribuir para a manutenção dos processos ecológicos, dos habitats e das espécies. Alguns autores apontam algumas desvantagens para os corredores, porém, ele parece ter muito mais fatores positivos para a proteção da natureza. Além disso, essa ferramenta possibilita uma melhor aplicação do conceito de manejo biorregional da paisagem, considerando um sistema integrado de áreas protegidas mais amplo que tem nos espaços protegidos privados um papel fundamental para o incremento da conectividade na paisagem. Dessa forma, essas experiências do CCA e CCMA deveriam ser replicadas para outras regiões do país.

Como afirma Brito (2006), um corredor ecológico, além de ser uma conexão entre manchas de habitat, contribui ao combate à fragmentação de habitats e constitui uma ferramenta importante na conservação da natureza baseada na gestão compartilhada dos ecossistemas da região. Assim, há uma integração tanto em âmbito regional como local, facilitando as ações que buscam a sustentabilidade da paisagem.

3.2.3 OUTROS CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL

Além do CCA e do CCMA, existem diversos projetos de corredores ecológicos elaborados e em fase de implementação no país. Não há uma padronização nos projetos, mas alguns aspectos essenciais são comuns a todos eles, tais como a ecologia da paisagem como base, o manejo biorregional e a gestão interinstitucional e participativa

(ARRUDA, 2004). Esses corredores são descritos brevemente a seguir, conforme informações de Arruda (2004).

Corredor Ecológico Guaporé / Itenez-Mamoré (Brasil / Bolívia): Abrange quatro das ecorregiões sul-americanas – floresta úmida tropical, florestas úmidas do sudoeste da Amazônia, florestas úmidas de Rondônia-Mato Grosso, além de pântanos e florestas de galeria do Departamento de Beni, na Bolívia. Tem o objetivo de integrar aos esforços de conservação nas ações de manejo de UCs de diferentes categorias situadas na bacia dos rios Guaporé / Itenez-Mamoré, em território brasileiro (Rondônia) e boliviano. Foi criado em 1998 e possui Comitê Gestor oficializado. Várias atividades de conservação, inicialmente isoladas, foram integradas, além de ter ocorrido a criação de diversas novas áreas protegidas.

Corredor Ecológico Paranã-Pirineus: Situado nos estados de Goiás, Tocantins e no Distrito Federal, abrange uma área de aproximadamente dez milhões de hectares. Possui o objetivo de auxiliar na conservação da biodiversidade do bioma Cerrado, utilizando técnicas da biologia da conservação e planejamento e gestão socioambiental de forma integrada e compartilhada entre os governos estaduais e municipais. É composto pelas seguintes regiões e áreas núcleo: Região de Pouso Alto / Chapada dos Veadeiros; Região da Área de Proteção Ambiental de Santa Tereza; Região do Parque Estadual de Terra Ronca; Região de Mambaí e Posse; Estação Ecológica Distrital de Águas Emendadas; Parque Nacional de Brasília; Vale do Paranã; e Reserva da Biosfera do Cerrado.

Corredor Ecológico da Região do Araguaia / Bananal: Está localizado na bacia hidrográfica do Araguaia/Tocantins, abrangendo cerca de nove milhões de hectares, com vinte municípios de Tocantins, oito do Mato Grosso, sete de Goiás e quatro do Pará. É uma área importante do ponto de vista ecológico, tendo em vista a presença de áreas de transição entre os biomas da Amazônia e Cerrado.

Corredor Ecológico do Jalapão: Localiza-se na confluência dos estados do Tocantins, Piauí e Bahia. A região é caracterizada por ecossistemas de ecótono, abrigando as nascentes dos rios Tocantins, Parnaíba e São Francisco. O projeto tem o objetivo de buscar a conectividade pelo manejo dos ecossistemas, utilizando o conceito de manejo biorregional e analisando a possibilidade de criação de novas áreas protegidas.

Corredor Ecológico Costa Esmeralda de Santa Catarina: Possui 774 km² e está localizado no litoral norte do estado de Santa Catarina, abrangendo a região dos municípios de Bombinhas, Porto Belo e Itapema, situados na Península de Porto Belo. Abriga diversos ecossistemas de mata atlântica e marinhos, tais como floresta ombrófila densa, florestas quaternárias, restingas, manguezais, estuários e costões, bem como ilhas oceânicas. Surgiu

a partir da mobilização da comunidade de Zimbros, em Santa Catarina, que queria impedir o modelo de ocupação do solo sugerido pelo governo local. O corredor tem como objetivos a proteção da biodiversidade e a manutenção da qualidade de vida dos habitantes locais, adotando ações que congreguem o uso racional dos recursos naturais e a conservação do bioma Mata Atlântica.

Além desses projetos, existem outras experiências no Brasil envolvendo a manutenção da conectividade da paisagem, tal como a de Felfili *et al.* (2006), que relata um estudo sobre a utilização do *stepping stones* para a formação de corredores ecológicos, pela recuperação de áreas degradadas no Cerrado. Os autores ressaltam as características do bioma Cerrado, composto por um mosaico de diversas formações naturais, fitofisionomias contendo ambientes florestais e savânicos que oferecem alimento e abrigo para diversas espécies da fauna. Assim, no modelo apresentado pelos autores, “Nativas do Bioma”, as áreas recuperadas com mudas de espécies nativas funcionam como *stepping stones*, proporcionando suporte à fauna dos remanescentes próximos e possibilitando o fluxo gênico entre eles.

Em uma região de Cerrado, as APPs, reservas legais e áreas de servidão ambiental e florestal, figuram como essenciais para a proteção dos diversos tipos de fitofisionomias existentes no bioma. A manutenção dessa variedade de ambientes é fundamental para possibilitar condições das espécies da fauna e flora sobreviverem e, assim, ser mantida a integridade e diversidade do bioma.

Dessa forma, observa-se a importância dos elementos de conectividade para a manutenção da diversidade da paisagem e, assim, proporcionar a movimentação dos indivíduos entre as manchas de habitat e a continuidade dos processos ecológicos. As UCs, apesar de abrigarem em sua maioria grandes áreas, se forem geridas isoladamente, não poderão trazer uma efetiva conservação da natureza. Nesse intuito, os espaços protegidos situados em terras privadas são fundamentais para auxiliar no manejo integrado da paisagem, contribuindo para o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas amplo e integrado, aumentando a abrangência dos ambientes conservados. As áreas privadas, além de auxiliarem na conectividade da paisagem, podem abrigar ambientes únicos, que não são cobertos por áreas protegidas maiores.

3.3 GESTÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS

Para que os esforços para a conservação da biodiversidade sejam bem sucedidos é necessária a adoção de uma gestão adequada das áreas protegidas, que considere os conceitos de manejo da paisagem, exploração dos recursos naturais, biorregião, manejo sustentável, entre outros.

A perda crescente da diversidade biológica é resultado da intensa exploração dos recursos, sem ponderar sobre a sua infinitude. Conforme Rocha (2002), a história da humanidade é marcada pela constante apropriação de novos espaços físicos, com um avanço territorial extensivo de baixa produtividade e com a perspectiva de retorno em curto prazo. Tudo isso se deve à necessidade do homem em explorar e dominar tudo o que há a sua volta.

Biermann e Dingwerth (2004) enfatizam que a atividade humana incessante deixa cada vez mais a sua marca na terra, um sistema em transformação, passando por uma mudança global ambiental. Os autores citam como desafio dessa mudança a demanda cada vez maior por ações de mitigação e adaptação, assim como a pressão adicional sobre os estados-nação de promover e proteger o bem estar de suas populações.

Hardin (1968) propôs uma teoria, conhecida como a Tragédia dos Comuns, na tentativa de explicar as conseqüências da utilização irrefletida dos recursos naturais. A Tragédia dos Comuns afirma que diversos indivíduos explorando um recurso comum, fatalmente, levariam à superexploração e destruição do meio ambiente. A tendência ao constante crescimento populacional, aliada à finitude dos recursos naturais, induziria à ruína inevitável.

O autor justifica que cada ser humano busca acumular, ilimitadamente, bens para si, num mundo de recursos finitos. Esse fator, em uma sociedade que acredita na liberdade dos comuns, significaria o colapso. Além disso, alguns indivíduos causam a poluição e degradação do ambiente, enquanto que as externalidades negativas de suas atividades atingem a todos. Para o autor, medidas técnicas não mudariam nada, sendo as únicas soluções o controle social ou de natalidade, a privatização de áreas públicas e o estabelecimento de mecanismos e normas de regulação pelo Estado.

Diversas críticas foram feitas à teoria de Hardin, entretanto o autor continuou ressaltando que toda a questão da Tragédia dos Comuns gira em torno do crescimento populacional. O autor afirma, ainda, que o *“individualismo é adorado porque produz liberdade, mas a dívida é condicional: quanto mais a população excede a capacidade de carga do ambiente, mais a liberdade [individual] deve ser entregue”* (HARDIN, 1998, p. 683).

Assim, Hardin defende a adoção de medidas coercitivas e o abandono da liberdade como fatores necessários para a existência da sociedade e a manutenção do ambiente.

Por outro lado, Ostrom (2003) critica a Tragédia dos Comuns, ressaltando a extrema simplificação da teoria proposta por Hardin, e afirma que não foi considerado um fator importante, que seriam as instituições cooperativas duráveis organizadas e reguladas pelos próprios usuários de recursos. VanWey *et al.* (2009) menciona que Hardin não explicita como a propriedade do Estado poderia ter um bom desempenho ou como a privatização aprimoraria os resultados na gestão dos recursos. A Tragédia dos Comuns não considera a possibilidade dos usuários dos recursos se organizarem para evitar perdas sociais associadas à exploração de recursos comuns (OSTROM, 2003; VANWEY *et al.*, 2009). Entretanto, ao se deparar com a iminente redução ou extinção do recurso que lhe provê sustento, as populações têm a tendência de se organizar e buscar soluções para a questão.

Outros dois modelos paradigmáticos fundamentais da ciência econômica são o dilema do prisioneiro na teoria dos jogos e a abordagem de Ronald Coase sobre os direitos de propriedade. O primeiro trata sobre as *“premissas de racionalidade individual dos comportamentos não cooperativos”*. Ao se deparar entre trair e cooperar, quando não existe comunicação, o prisioneiro racional tende a trair, mesmo que cooperar seja a melhor escolha coletiva. Já Ronald Coase demonstra que a eficiência da solução de mercado deve ser baseada na definição de direitos de propriedade e com a ausência de custos de transação (LAURIOLA, 2009, p. 5).

O modelo do dilema do prisioneiro é criticado por fundamentar as suas previsões considerando os fatos de ser um jogo de rodada única e não existir comunicação. Entretanto, essas características não correspondem com a realidade, em que os atores podem se comunicar e utilizam isso para a definição de regras e mecanismos de controle (LAURIOLA, 2009).

Ostrom (2003) cita que esses três modelos não seriam necessariamente errados, entretanto eles podem ser aplicados somente ao se considerar muitos indivíduos, agindo independentemente, com pouca confiança mútua, sem capacidade de comunicação ou celebração de acordos entre eles, e que nunca se organizariam para o monitoramento e elaboração de mecanismos para evitar o uso excessivo dos recursos comuns.

Em Dietz *et al.* (2003), trabalho realizado por Dietz, Ostrom e Stern, afirma-se que se faz necessária a adoção dos institutos efetivos de governança na escala apropriada para a gestão adequada dos recursos naturais, visando evitar a sua superexploração. Como exemplo da importância da escala na escolha das ferramentas apropriadas para a gestão ambiental, os autores citam o exemplo do Protocolo de Montreal, que visa à proteção da

camada de ozônio. Antes do Protocolo, as concentrações do gás ozônio na atmosfera aumentaram rapidamente no início da década de 1990, no entanto, elas parecem ter estabilizado nos últimos anos. Esse Protocolo é considerado como exemplo de adoção de regime internacional de governança adequado e bem sucedido para a proteção dos comuns na escala global.

Nesse intuito, Dietz *et al.* (2003) ressaltam a necessidade do levantamento e tratamento das informações locais e agregadas sobre as condições dos recursos e ações do homem, para utilizá-las para a elaboração e aplicação das políticas nas escalas apropriadas. Os autores afirmam que pesquisas demonstraram que uma grande diversidade de sistemas adaptados de governança têm sido efetivos na administração de vários recursos.

Ao se pensar em políticas para a gestão dos recursos naturais e governança, é necessário avaliar a função do estado nesse contexto. Biermann e Dingwerth (2004) apresentam funções do estado, compiladas de vários autores:

garantir segurança interna e externa e proteção dos direitos civis; garantir participação política e integração cultural; definir as condições de enquadramento econômico para competição pacífica pelos atores econômicos; criar certas condições sociais mínimas que permitam a liberdade individual; conservação e desenvolvimento sustentável do ambiente natural; criar uma infraestrutura de conhecimento base para evitar riscos incontroláveis (p. 04).

Os autores enfatizam que, caso a definição de estado, considerando as características citadas, seja aceita, algumas conseqüências da mudança ambiental global ficam evidentes. A principal delas é que a garantia de qualidade do ambiente à população depende tanto da atuação do estado em questão, como de outros estados, tornando a garantia da segurança e a proteção dos direitos civis possíveis somente em um “*sistema social que transcende os estreitos limites do estado-nação*” (BIERMANN & DINGWERTH, 2004, p. 04).

Machado (2003) ressalta a atribuição aos governos e às sociedades a responsabilidade em assumir uma nova postura diante dos recursos naturais e dos problemas ambientais. As soluções para tais problemas passaram a ser no âmbito não apenas de proteção, mas também no âmbito de gestão, com uma mudança na relação do homem com a natureza, de forma a permitir que os recursos permaneçam renováveis.

Diante de tal quadro, Biermann e Dingwerth (2004) afirmam que figura como imperativo que os estados-nação se esforcem o máximo para mitigarem e se adaptem à mudança global ambiental. Os autores citam duas formas de responder a tal desafio: reação

dos estados por eles mesmos, por meio da elaboração e adaptação de políticas ambientais nacionais; ou a coordenação dos esforços dos diversos estados na elaboração de políticas bilaterais ou multilaterais. Entretanto, essa cooperação para combater a mudança global ambiental deve ser tanto entre governos, como entre setores e entre diferentes escalas de formulação de políticas.

Nesse contexto, surge a governança ambiental como uma possível solução para o problema da degradação acelerada do meio ambiente, entre outros. Miranda (2008) apresenta o conceito de governança *“como a totalidade das diversas maneiras pelas quais os indivíduos e instituições, públicas e privadas, administram seus problemas comuns”* (p. 2456). Por sua vez, Cavalcanti (2004), citando Leis (2000), afirma que governança ambiental é o termo *“compreendido como arcabouço institucional de regras, instituições, processos e comportamentos que afetam a maneira como os poderes são exercidos na esfera de políticas ou ações ligadas às relações da sociedade com o sistema ecológico”* (p. 01). Lemos e Agrawal (2006) listam que acordos internacionais, políticas e legislação nacionais, estruturas locais de tomada de decisão, instituições transnacionais e organizações não-governamentais ambientais, são exemplos da aplicação da governança ambiental.

Dingwerth (2007) afirma que, na prática, a demanda por uma governança global está aumentando, principalmente nos aspectos ambientais. Realmente, a governança ambiental é um tema cada vez mais abordado pelos estudiosos. Ela parece ser uma nova proposta de gestão integrada do ambiente que transcende o nível governamental, envolvendo, muitas vezes, organizações não-governamentais e a sociedade civil como um todo.

Os problemas ambientais possuem a característica inerente de serem *multi-escalar*, nas palavras de Wilbanks (2002) citado Lemos e Agrawal (2006), ao permear as escalas espacial, sociopolítica e temporal, acrescentando uma complexidade particular à sua governança. Dessa forma, a governança ambiental deve ser o mais abrangente possível, relacionando os diversos níveis e escalas. Assim, os autores enfatizam a importância de se considerar os níveis local, regional, nacional e global, assim como os aspectos econômicos, políticos, sociais e culturais, exigindo a cooperação reforçada dos atores desses diversos níveis e domínios, para se ter estratégias de governança ambiental bem sucedidas.

Assim, conforme Machado (2003), a gestão passou a ser a forma de confrontar os objetivos do desenvolvimento econômico e de organização territorial, assim como os concernentes à conservação da natureza ou à manutenção da qualidade ambiental. A governança talvez possa ser considerada como uma forma ampla de gestão, em que tenta

abranger diversos níveis e áreas, de forma a considerar a característica transversal dos problemas ambientais.

Normalmente a responsabilidade para a gestão do meio ambiente recai sobre o estado. Entretanto, ela deve permear abarcar também a sociedade civil, industrial e o governo em todos os níveis.

As formas de governança ambiental não se resumem apenas ao estado e instituições de livre mercado, mas abrangem também os próprios usuários de recursos. Eles possuem capacidade de se organizarem e se auto-governarem, podendo mobilizar-se frente a escassez de recursos. Nesse caso, observa-se a governança ambiental descentralizada, muito eficiente, mas que pode ter seus processos incrementados pelo apoio externo (LEMOS & AGRAWAL, 2006).

Dessa forma, para uma efetiva proteção da natureza, é necessária a adoção da gestão adequada dos recursos naturais, principalmente das áreas protegidas, com o enfoque da governança ambiental. Como ressaltam VanWey *et al.* (2009), as decisões individuais e coletivas sobre o uso da terra levam a um quadro em que os habitats naturais em grandes extensões são substituídos por fragmentos dispersos na paisagem.

O manejo da paisagem, considerando o conceito de biorregião, pode ser uma ferramenta muito importante para a regulamentação das atividades a serem realizadas em uma paisagem e, assim, garantir a manutenção dos recursos naturais, assegurando a proteção da biodiversidade. Como afirma Hardin (1968), a exploração de recursos em áreas comuns, ou públicas, pode levar ao esgotamento do ambiente, necessitando de normas definidas pelo Estado para regular a utilização desses recursos. Entretanto, o caminho que parece mais factível seria a adoção da governança na escala apropriada, conforme proposto por Ostrom (2003).

Para a adoção da gestão dos recursos naturais na escala adequada, segundo Ostrom (2003), é necessário o levantamento de informações para a definição das técnicas adequadas de manejo do ambiente. Assim, no contexto brasileiro, seria necessário o estabelecimento de um sistema de gestão amplo, composto por diversos mecanismos de acordo com as características locais ou regionais, capaz de manejar o meio ambiente, de forma a compatibilizar as atividades humanas com a proteção à natureza. Esse sistema de gestão poderia ser um amplo sistema de áreas protegidas, abrangendo os diversos espaços protegidos estabelecidos pela legislação brasileira, considerando a biorregião como unidade de gestão. Dessa forma, seriam adotados mecanismos adequados para cada contexto, de acordo com as características do bioma, da região, do nível de exploração, da fragmentação

da paisagem, entre outros, privilegiando os tipos de áreas protegidas mais apropriadas para cada local.

O manejo biorregional, proposto por Miller (1997), aborda exatamente a adoção da biorregião como unidade de gestão, composta por vários ecossistemas, protegidos pelo planejamento das atividades que envolvem as diversas áreas protegidas presentes na região, bem como o desenvolvimento econômico e social do ser humano. Assim, esse manejo tenta compatibilizar a proteção e recuperação dos componentes dos ecossistemas como um todo, por meio da criação e gestão de áreas protegidas e o envolvimento dos habitantes locais e outras partes interessadas. O planejamento biorregional baseia-se em um processo organizacional que capacita as pessoas a trabalharem juntas para a correta utilização dos recursos naturais e do ambiente, sem prejudicar o desenvolvimento das comunidades, alcançando níveis local, regional, estadual, nacional e internacional, além de considerar os aspectos organizacionais, ecológicos, sociais, econômicos e institucionais (MILLER, 1997).

Assim, os espaços protegidos privados teriam um importante papel na composição desse sistema de áreas protegidas, como forma de ampliar a extensão de áreas conservadas e incrementar a representatividade dos ecossistemas na paisagem, assim como incentivar a utilização racional dos recursos naturais pela população, principalmente pelos proprietários rurais, detentores da maior parte desses espaços. Além disso, em ambientes muito fragmentados, a manutenção desses espaços, em geral de tamanho mais reduzido, aparece como uma das poucas soluções para a conservação da biodiversidade. Dependendo do contexto, as áreas privadas podem ser consideradas como item principal da conservação da biodiversidade local ou regional, no caso de alta fragmentação; ou serem elementos de conexão da paisagem, contribuindo para o aumento da movimentação das espécies e para a continuidade dos processos ecológicos.

No entanto, apesar das áreas protegidas abrangerem diversos tipos de espaços, não há uma política no país que as defina explicitamente como instrumento de conservação da biodiversidade ou de manejo da paisagem. O PNAP tem como objetivo geral o estabelecimento de um sistema de áreas protegidas abrangente integrado a áreas terrestres e marinhas mais amplas, mas não traz uma definição clara de quais áreas são consideradas como áreas protegidas. Em um trecho do Plano há a menção de que as unidades de conservação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, as terras indígenas e as terras quilombolas, seriam as áreas que integrariam o sistema de áreas protegidas, e que outras áreas, tais como APPs e reservas legais, seriam consideradas como elementos

integradores da paisagem, com importante papel para a conservação da biodiversidade (PNAP, item 1.1, incisos IX, X e XI).

Dessa forma, é fundamental a definição clara dos papéis de cada tipo de espaço protegido estabelecido pela legislação brasileira. Apenas as UCs são consideradas como o centro das estratégias de conservação da diversidade biológica no país atualmente, sendo que existem outros tipos de espaços, tais como a reserva legal, APP, servidão ambiental e florestal, zonas de amortecimento, corredores ecológicos e mosaicos, que possuem um grande potencial para a proteção dos ambientes naturais. Todas essas áreas podem contribuir para uma gestão da paisagem, considerando as escalas local, regional e nacional.

O PCE utiliza o conceito de manejo da paisagem, empregando os corredores ecológicos como unidade de planejamento e gestão do ambiente e buscando a conectividade entre as manchas de habitat na paisagem. Entretanto, não há um embasamento legal que defina essa abordagem como uma política a ser adotada em todo o país. O Projeto possui idéias inovadoras, muito interessantes sobre a importância da conectividade entre os habitats, mas é uma iniciativa recente do MMA, que necessita ser ampliada e calcada em pilares que lhe proporcionem condições de contribuir de fato para os esforços da conservação da biodiversidade brasileira. Existem outros projetos envolvendo o conceito de corredores ecológicos e mosaicos para o incremento da conectividade da paisagem, mas todos eles possuem uma abrangência pequena e muitos estão ainda na fase de implementação inicial.

A CDB e, principalmente, a Estratégia Global para a Biodiversidade, trazem a necessidade de se adotar estratégias de conservação da biodiversidade considerando o enfoque ecossistêmico. Entretanto, as iniciativas desse tipo no Brasil são ainda tímidas e, talvez possa se dizer, incipientes.

Cavalcanti (2004) afirma que o Brasil possui um amplo marco institucional, tanto em nível federal, como estadual, voltado para a gestão do meio ambiente. No entanto, o autor ressalta que há uma ausência de elementos necessários ao país para que a governança ambiental seja eficiente. No país, as tomadas de decisões são, em geral, realizadas visando o crescimento acelerado da economia, desprezando as conseqüências negativas para o meio ambiente.

Realmente, o ordenamento jurídico brasileiro prevê diversos instrumentos que possibilitam a realização de uma ampla gestão dos recursos naturais, nos moldes de uma governança ambiental. Apesar desse grande potencial, nenhum desses instrumentos é utilizado de forma eficiente. Alguns deles são obrigatórios, tais como a APP e a reserva legal, outros são voluntários, como a RPPN, servidão ambiental e florestal, e existem os

determinados pelo Poder Público, como as UCs. Entretanto, há ainda um pensamento generalizado de se buscar o crescimento econômico a qualquer preço em todos os países, assim como no Brasil. Essa atitude, infelizmente comum, do governo e da sociedade como um todo contribui para a ineficiência dos diversos mecanismos de gestão do meio ambiente disponíveis no país.

Dessa forma, há necessidade da mudança de postura da sociedade frente ao meio ambiente e às idéias de desenvolvimento e crescimento econômico. Faz-se necessário uma nova consciência coletiva em que a sociedade seja capaz de distinguir entre investimentos realmente benéficos, que prezam pela efetiva qualidade de vida, e aqueles que visam apenas o lucro imediato, em detrimento do meio ambiente (ROCHA, 2002).

Para Machado (2003), há uma mudança no modo de enfrentar os efeitos das atividades antrópicas sobre a natureza, devido ao fim da crença da resiliência infinita do meio ambiente. Essa mudança passaria a creditar às políticas a expectativa de reverter o grave quadro de degradação do meio ambiente. Entretanto, essa mudança ainda é pequena, prevalecendo, no geral, o pensamento exploratório nas atitudes do homem.

Nas palavras de Cavalcanti (2004), *“a fé na ideia de crescimento econômico ilimitado exerce fascínio insuperável e parece particularmente enraizada na mente coletiva nacional, especialmente entre as elites econômicas”* (p. 01). Dessa forma, é necessária uma mudança na forma como o homem lida com a natureza para que estratégias de conservação da biodiversidade sejam realmente eficientes.

Diante da grande perda da biodiversidade observada nos dias atuais, a atuação do estado na elaboração de políticas voltadas para a proteção do maior número de habitats é imprescindível, para a manutenção da qualidade do meio ambiente. A gestão das áreas protegidas pode ser uma forma de governança ambiental que contribua para a proteção do meio ambiente. Conforme diversos autores citados (OSTROM, 2003; LEMOS & AGRAWAL, 2006; DINGWERTH, 2007), essa governança pode ser observada em diversos níveis, desde o local, pelos usuários diretos dos recursos, passando pelos níveis regional, estadual, nacional e internacional, bem como deve abranger os vários aspectos, social, econômico, político e cultural.

Assim, observa-se a necessidade da definição de estratégias de governança ambiental, para garantir a perpetuidade da natureza. Essa governança poderia ser realizada por meio de um sistema de gestão de recursos naturais, com enfoque na paisagem, incorporando os diversos tipos de esforços de conservação da biodiversidade, visando evitar a superexploração do meio ambiente e a conseqüente erosão da diversidade biológica. Existem algumas pequenas iniciativas no país e instrumentos que poderiam contribuir para

essa questão, entretanto as estratégias de conservação da natureza devem ser mais amplas, permeando os diversos mecanismos potenciais para tal tarefa, assim como considerar as diferentes escalas de gestão.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crescente perda da biodiversidade tem sido observada já faz muitos anos, em decorrência da intensidade da atividade humana. Apesar da singular importância da biodiversidade para a manutenção do planeta terra e da vida humana, a sua erosão aumenta a cada dia, tendo em vista o impacto causado pelas atividades do homem. Uma das graves conseqüências é o aumento significativo da taxa de extinção de espécies. A exploração indiscriminada dos recursos naturais pelo homem altera profundamente os ambientes naturais, levando à redução de habitats e, por sua vez, a extinção de espécies. Um dos principais impactos decorrentes da atividade humana é a fragmentação de habitats

Diante desse quadro, é imperiosa a adoção de estratégias de conservação que auxiliem no combate à redução da diversidade biológica, principalmente no que concerne à manutenção dos habitats e espécies. A Convenção sobre Diversidade Biológica, apresentada em 1992, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, aponta a conservação da biodiversidade como condição prioritária para o desenvolvimento sustentável e estabelece que os países signatários devem adotar políticas voltadas para a proteção da natureza.

Ao analisar e comparar a possibilidade de contribuição dos espaços protegidos em áreas privadas, no Brasil, para a conservação da biodiversidade, observou-se que esses espaços possuem um grande potencial para contribuir para a conservação da biodiversidade no país, seja pela proteção de habitats únicos dispersos pela paisagem, seja pelo incremento da conectividade da paisagem.

Os espaços protegidos privados são tipos de áreas protegidas, dentro dos espaços territoriais especialmente protegidos. Estes espaços, independente do tipo, foram definidos pela Constituição Federal como ferramenta a ser utilizada pelo Poder Público para a proteção da natureza e, assim, garantir um meio ambiente ecologicamente equilibrado. Definidos em lei com claros objetivos de manutenção da biodiversidade, conservação de ecossistemas, proteção da flora e da fauna, os espaços protegidos privados não são devidamente abordados nas políticas de conservação do país.

Ademais, se todos esses espaços fossem realmente cumpridos conforme o definido na legislação, a extensão da área conservada no país somente por esse tipo de área protegida seria enorme, contribuindo sobremaneira para os esforços de conservação. No entanto, as estratégias de conservação acabam resumindo-se às unidades de conservação, que nem sempre possuem toda a sua área realmente protegida, urge a proposição de uma

política nacional de áreas protegidas que estabeleça as diretrizes que irão nortear e definir o papel de todas essas espécies de ETEPs.

O Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP – possui o objetivo de estabelecer um sistema amplo de áreas protegidas, abrangendo áreas marinhas e terrestres. Entretanto, o Plano não define claramente quais são as áreas protegidas consideradas, apenas faz menção às unidades de conservação, terras indígenas e terras quilombolas como parte integrante do sistema e que outras áreas, tais como áreas de preservação permanente e reserva legal, seriam elementos integradores da paisagem. O próprio PNAP demonstra a pouca importância dada para os espaços protegidos privados nas políticas ambientais brasileiras. No Plano, esses espaços são considerados apenas como elementos integradores da paisagem, não sendo apreciado o seu grande potencial para a proteção da natureza.

Além do estabelecimento de áreas protegidas, a manutenção da conectividade da paisagem é essencial para a continuidade dos processos ecológicos nos fragmentos, redução da taxa de extinção, incremento do fluxo gênico entre as reservas e conservação dos ecossistemas como um todo. Os instrumentos mais utilizados para a conexão entre as grandes áreas são os corredores ecológicos, os *stepping stones*, os mosaicos e as zonas de amortecimento, como abordado. Essas áreas são formadas por propriedades públicas e privadas. Assim, os espaços protegidos privados são elementos essenciais na composição desses mecanismos de conectividade, contribuindo para aumentar a extensão dos habitats protegidos na paisagem, proporcionando abrigo e condições para a movimentação de indivíduos entre as manchas de habitat.

Conforme demonstrado, se os espaços protegidos privados fossem cumpridos segundo a Lei, principalmente as áreas de preservação permanente e as reservas legais, haveria diversas áreas naturais protegidas nos biomas brasileiros, com extensão territorial total superior à área total abrangida atualmente pelas unidades de conservação. Esse quadro demonstra o importante papel que os espaços protegidos privados podem assumir na conservação da diversidade biológica.

Na questão da conectividade, existem projetos no Brasil que abordam o corredor ecológico como unidade de gestão, tais como o Projeto Corredores Ecológicos e diversas outras iniciativas que trabalham com corredores ecológicos. A proposta inicial desses projetos, em geral, apresenta-se interessante. Entretanto, nem sempre há uma real abordagem integrada da paisagem, considerando todos os tipos de espaços protegidos. Além disso, boa parte dessas iniciativas estão ainda na fase de formulação e início da implementação, tendo poucos exemplos com efetivos resultados.

Dessa forma, nota-se que, apesar do ordenamento jurídico brasileiro disponibilizar diversos instrumentos com grande potencial para a conservação da natureza, eles não são aproveitados em sua plenitude nas políticas e programas de conservação da diversidade biológica. Com a abordagem de todos esses instrumentos nas políticas voltadas para a proteção da natureza, provavelmente seria possível obter resultados mais eficazes na questão.

Entretanto, observa-se um pensamento dominante, não só no país, como no mundo como um todo, do desenvolvimento voltado ao crescimento econômico a qualquer custo, com a crença na infinitude dos recursos naturais. Para se ter uma gestão dos recursos naturais realmente eficiente, baseada nos princípios da conservação, aplicando os diversos instrumentos disponíveis, seria necessária uma mudança de postura do estado e da sociedade, estabelecendo uma governança ambiental. Esta possibilitaria uma gestão integrada dos recursos naturais pelo estabelecimento e manejo de áreas protegidas, envolvendo os níveis local, regional, estadual, nacional e internacional, bem como os diversos domínios, tais como social, político, econômico, ambiental e cultural.

A hipótese proposta não foi confirmada, pois se observou que os espaços protegidos em terras privadas são estratégias de conservação da biodiversidade, porém atualmente eles não contribuem para o plano de conservação do país. Entretanto, é importante ressaltar que a não contribuição atual desses espaços para os esforços de conservação deve-se ao fato de que não lhes são dado o crédito apropriado para o tema. Apesar de seu grande potencial, os espaços protegidos privados não são abrangidos nas políticas e programas voltados à conservação da diversidade biológica de forma adequada, não sendo visível a sua possível contribuição para a proteção da natureza.

Nesse contexto, é recomendável a elaboração e implementação de estratégias de governança ambiental, considerando os diversos instrumentos disponíveis no país para a conservação da biodiversidade, principalmente os espaços protegidos privados, para a efetiva proteção da natureza e, assim, desacelerar o crescente quadro atual de degradação dos recursos naturais. Para isso, é necessária uma mudança de paradigma sobre os reais valores da sociedade frente à natureza, além da utilização de mecanismos de conservação que sejam baseados na gestão integrada da paisagem, considerando as diferentes escalas.

Pode-se notar a necessidade da mudança de postura do estado e da sociedade em relação aos recursos naturais e os problemas ambientais, para que seja possível uma proteção efetiva da natureza. Entretanto, as soluções devem envolver não só a proteção, mas também a gestão, com uma transformação na relação do homem-natureza.

Foi observado que, conforme o entendimento de diversos autores e da própria Constituição Federal, incumbe ao estado a garantia de qualidade do ambiente à população. Ademais, a degradação ambiental exige uma resposta do estado, que pode ser por meio da elaboração e adaptação de suas políticas ambientais. Uma opção para a nova forma de abordagem dessas políticas, muito recomendada por diversos autores, seria a governança ambiental. Esta aparece como uma proposta de gestão integrada do meio ambiente, transcendendo o nível governamental ao envolver a sociedade civil. Entretanto, para que essa governança seja efetiva, ela deve permear os diversos níveis, desde o local até o internacional.

Assim, para que os esforços de conservação da biodiversidade no Brasil tenham resultados positivos, faz-se necessária a elaboração de uma política de áreas protegidas que envolva todos os tipos de espaços protegidos, tanto as unidades de conservação, como os espaços privados, além de considerar a biorregião como unidade de planejamento e gestão. Para tal, as políticas ambientais devem adotar modelos de gestão diversos, mais integrados aos vários tipos de instrumentos disponíveis no ordenamento jurídico brasileiro. O manejo da paisagem, utilizando o conceito de biorregião, pode ser uma ferramenta muito importante para a regulamentação das atividades a serem realizadas em uma paisagem e, assim, garantir a manutenção dos recursos naturais, assegurando a proteção da biodiversidade.

O PNAP tenta abordar o manejo de paisagem, mas de forma incipiente. Essa nova política de áreas protegidas deve abordar um sistema mais amplo e integrado da paisagem, de forma a obter uma proteção dos ambientes naturais mais difundida, definindo explicitamente o papel dos espaços protegidos privados e dos vários tipos de áreas protegidas. Além disso, a utilização da biorregião como unidade de planejamento possibilita a adoção de ações mais adequadas considerando as especificidades da região ou local em questão.

A própria Lei do SNUC recomenda a gestão integrada e participativa no caso de várias UCs de categorias diferentes e outras áreas protegidas públicas ou privadas estarem próximas ou justapostas compondo um mosaico, de forma a buscar o desenvolvimento sustentável no contexto regional. Entretanto, observa-se que essa lei prioriza as UCs, sendo que uma gestão conforme foi proposta, para realmente atingir a sua finalidade, deveria abranger todas as espécies de ETEPs.

A abordagem da paisagem como um mosaico de diversas áreas protegidas também possibilita um manejo integrado, com maior eficácia para a conservação da biodiversidade. Assim, faz-se necessária uma política de áreas protegidas que também utilize o mosaico

como critério de planejamento da biorregião, estabelecendo claramente os objetivos e funções de cada ETEP.

A governança ambiental voltada para a proteção dos ambientes naturais deve, ainda, envolver não somente o estado como também a sociedade. Os espaços protegidos privados podem figurar como uma forma de participação de uma parcela da sociedade na conservação da biodiversidade. Entretanto, para que isso ocorra, são necessárias ações de incentivo por parte do governo que estimulem o cumprimento desses espaços estabelecidos por lei. O planejamento biorregional é uma forma de abranger a sociedade nas políticas, pois se fundamenta em um processo organizacional que possibilita as pessoas a se mobilizarem para a utilização racional dos recursos naturais e do ambiente.

No momento em que for estabelecida uma política voltada para a conservação da natureza que considere os diversos instrumentos previstos na legislação brasileira, em especial os vários tipos de espaços protegidos, talvez seja possível obter uma governança ambiental que conduza a resultados bem sucedidos.

Com intuito de ressaltar a importância da mudança de pensamento do estado e da sociedade em relação à natureza e os recursos naturais que ela nos provê por meio de sua biodiversidade, para finalizar, ficam as palavras de Fernandez (2004): *“e se a consciência de nossas verdadeiras relações com os restantes seres vivos contribuir para o abandono da noção de propriedade da natureza, então sentir-se parente do pássaro que canta em sua janela não vai ser só uma sensação maravilhosa. Vai também ajudar a fazer o mundo melhor”* (p. 245).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBAGLI, Sarita. Amazônia: fronteira geopolítica de biodiversidade. **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p. 5-19, 2001.
- ALGER, Keith; LIMA, André. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. *In*: RAMBALDI, Denise M.; OLIVEIRA, Daniela A. S. (org.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 391-420.
- ANDERSON, Anthony B.; JENKINS, Clinton N. **Applying nature's design: corridors as a strategy for biodiversity conservation**. New York: Columbia University Press, 2006.
- ARAUJO, Marcos A. R. **Unidades de conservação no Brasil: da República à gestão de classe mundial**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2007.
- ARRUDA, Moacir B. Corredores ecológicos do Brasil - gestão integrada de ecossistemas. *In*: ARRUDA, Moacir B.; SÁ, Luís F. S. N. (org.) **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: Ibama, 2004. p. 11-46.
- AYRES, José M. *et al.* **Corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Maminaurá, 2005.
- BARROS, Ana C. A construção da Política Nacional de Áreas Protegidas: fortalecendo as estratégias de conservação, uso e repartição de benefícios da biodiversidade no Brasil. *In*: **IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Seminários Vol. 2. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004. p.177-186.
- BATISTA, Milson A. Áreas focais e minicorredores no Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. *In*: LIMA, Roberto X. **Experiências em implementação em corredores ecológicos**. Brasília: MMA, 2008. (Série Corredores Ecológicos, 1). p. 19-23.
- BENNETT, Andrew F. **Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation**. 2ª ed. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2003.
- BENSUSAN, Nurit. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006.
- BENSUSAN, Nurit. Os pressupostos biológicos do sistema nacional de unidades de conservação. *In*: BENJAMIM, Hermam (coord.). **Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação**. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001. p. 164-189.
- BIERMANN, Frank. DINGWETH, Klaus. Global environmental change ant the nation state. **Global Environmental Politics**, v. 4, n. 1, fevereiro de 2004. p. 01-22.
- BRANDON, Katrina. *et al.* Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005, p. 7-13.
- BRASIL. **Convenção sobre Diversidade Biológica**. Decreto Legislativo nº. 2, de 02 de junho de 1992.
- BRASIL. **Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas**. Decreto nº. 5.758, de 13 de abril de 2006.
- BRASIL. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC**. Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000.
- BRASIL. **Código Florestal**. Lei nº. 4.775, de 15 de setembro de 1965.
- BRASIL. **Política Nacional do Meio Ambiente**. Lei nº. 6.983, de 31, de outubro, de 1990.

BRITO, Francisco. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2006.

BRITO, Francisco A. Estratégia integradora na gestão de ecossistemas: sistema de gestão de corredores. *In*: ARRUDA, Moacir B. (org.) **Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos**. Brasília: IBAMA, 2005. p. 241-260.

CARDOSO, Sônia L. M. **A servidão ambiental segundo a Lei n. 11.284/2006**. *In*: Anais do Congresso Nacional de Pós Graduação de Direito (CONPEDI): XV Congresso Nacional do Conpedi - Direito, Sociobiodiversidade e Soberania na Amazônia, 2006.

CAVALCANTI, C. Economia e Ecologia: Problemas da Governança Ambiental no Brasil. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 1, 2004. p. 1-10.

CERQUEIRA, Rui. *et al.* Fragmentação: alguns conceitos. *In*: RAMBALDI, Denise M.; OLIVEIRA, Daniela A. S. (org.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 23-40.

COLLI, Rinaldi G. *et al.* A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. *In*: RAMBALDI, Denise M.; OLIVEIRA, Daniela A. S. (org.) **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 317-324.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama nº. 369**, de 28 de março de 2006.

DIEGUES, Antonio C. Etnoconservação da natureza: enfoques alternativos. *In*: DIEGUES, Antonio C. (org.) **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: Nupaub - USP Editora, 2000. p. 01-46.

DIEGUES, Antonio C. Repensando e recriando as formas de apropriação comum dos espaços e recursos naturais. *In*: DIEGUES, Antonio C; MOREIRA, André de C. C. **Espaços e recursos naturais de uso comum**. São Paulo: NUPAUB - USP, 2001.

DIEGUES, Antonio C. **O mito moderno da natureza intocada**. 6ª ed. ampliada. São Paulo: Hucitec: Nupaub-USP/CEC, 2008.

DIETZ, Thomas; OSTROM, Elinor; STERN, Paul C. The Struggle to Govern the Commons. **Science**, v. 302, 2003. p. 1907-1912.

DINGWERTH, Klaus. **The New Transnationalism Transnational Governance and Democratic Legitimacy**. New York: Palgrave Macmillan, 2007.

DOUROJEANNI, Marc J.; PÁDUA, Maria T. J. **Biodiversidade: a hora decisiva**. Curitiba: Editora da UFPR, 2001.

DRUMMOND, José Augusto; FRANCO, José Luiz de Andrade e NINIS, Alessandra Bortoni. **O estado das áreas protegidas no Brasil – 2005**. Brasília: CDS, 2006.

EHRlich, Paul R. A perda da diversidade – causas e conseqüências. *In*: WILSON, Edward Osbourne; PETER, Frances M. (editores). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 27-35.

FARIA, Helder H.; PIRES, Andréa S. Atualidades em Gestão de Unidades de Conservação. *In*: ORTH, Dora; DEBETIR, Emiliana. **Unidades de Conservação - gestão e conflitos**. Florianópolis: Insular, 2007. p. 11-41.

FELFILI, Jeanine M.; FAGG, Christopher W.; PINTO, José R. R. Modelo nativas do bioma *stepping Stones* na formação de corredores ecológicos, pela recuperação de áreas degradadas no Cerrado. *In*: ARRUDA, Moacir B. (org.) **Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos**. Brasília: IBAMA, 2005. p. 187-210.

FERNANDEZ, Fernando. **O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza e seus heróis**. 2ª ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná, 2004.

FERREIRA, Iara V. Uma política nacional para as áreas protegidas brasileiras. *In: IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Seminários Vol. 2. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004. p. 172-176.

FONSECA, Gustavo A. B. *et al.* Corredores de biodiversidade: o corredor central da Mata Atlântica. *In: ARRUDA, Moacir B.; SÁ, Luís F. S. N. (org.) Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília: Ibama, 2004. p. 47-66.

FONSECA, Gustavo A. B. *et al.* Desafiando o fim da natureza. *In: ZARIN, Daniel J. As Florestas produtivas nos neotrópicos - Conservação por meio do manejo sustentável?* São Paulo: Peirópolis, Brasília: IEB - Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005. p. 367-389.

FRANKLIN, Jeff F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes. **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 202-205, 1993.

GASTAL, Maria L. Os instrumentos para a conservação da biodiversidade. *In: BENSUSAN, Nurit. Seria melhor mandar ladrilhar? Biodiversidade como, para que, por quê*. Brasília: Editora Universidade de Brasília: Instituto Socioambiental, 2002. p. 29-41.

HARDIN, Garrett. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 162, 1968. p. 1243-1248.

HARDIN, Garrett. Extensions of The Tragedy of the Commons. **Science**, New Series, v. 280, n. 5364. P. 682-683.

HOROWITZ, Cristiane. **A sustentabilidade da biodiversidade em unidades de conservação de proteção integral: Parque Nacional de Brasília**. 2003. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília.

LANGE, Maria B. R. A. A conservação da natureza – conceitos e breve histórico. *In: Rios, Aurélio V. V. (Ed.) O direito e o desenvolvimento sustentável: curso de direito ambiental*. Brasília: IEB – Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005.

LAURIOLA, Vincenzo. Elinor Ostrom: Um nobel heterodoxo e rosa-verde. Sinal de esperança? **Boletim da Sociedade Econômica de Economia Ecológica**, n. 21, 2009. p. 03-08.

LEDERMAN, Márcia R. A importância das reservas privadas na implementação de corredores ecológicos. *In: MMA – Ministério do Meio Ambiente. Corredores ecológicos - experiências em planejamento e implementação*. Brasília: MMA, 2007. p. 47-50.

LEWIS, Maria C.; AGRAWAL, Arun. Environmental Governance. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 31, 2006. p. 297-325

LEUZINGER, Márcia. D. **Meio ambiente: propriedade e repartição constitucional de competências**. Rio de Janeiro: Esplanada, 2002.

LEWINSOHN, Thomas M. (org.) **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Volume I. Brasília: MMA, 2005. (Série Biodiversidade 15).

LIMA, Roberto X. *et al.* Corredores ecológicos de biodiversidade: dilemas e antagonismos de um projeto piloto de ordenamento territorial. *In: LIMA, Roberto X. Experiências em implementação em corredores ecológicos*. Brasília: MMA, 2008. (Série Corredores Ecológicos, 1). p. 12-18.

LIMA, Roberto X. (org.) **Corredores ecológicos: iniciativas e metodologias para a implementação do Projeto Corredores Ecológicos**. Brasília: MMA/SBF, 2009a. (Série Corredores Ecológicos, 3).

- LIMA, Roberto X. Ordenamento territorial e seus diversos instrumentos de planejamento ambiental no Brasil. *In*: LIMA, Roberto X. (org.) **Corredores ecológicos: iniciativas e metodologias para a implementação do Projeto Corredores Ecológicos**. Brasília: MMA/SBF, 2009b. (Série Corredores Ecológicos, 3). p. 14-17.
- MACHADO, Paulo. A. L. M. Reserva Legal Florestal. **Revista de Direitos Difusos**, v. 31, Mai – Jun. de 2005.
- MACHADO, Carlos J. S. Mudanças conceituais na administração pública do meio ambiente. **Ciência e Cultura**, v.55, n.4, 2003. p. 24-26.
- MACHADO, Ricardo B.; AGUIAR, Ludimilla M. S. Desmatamentos na Amazônia e conseqüências para a biodiversidade. *In*: MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Brasília: MMA, 2001. p. 225-234.
- MACHADO, Paulo A. L. Áreas protegidas: a Lei nº. 9.985/2000. *In*: BENJAMIM, Antônio H. (coord.). **Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das UCs**. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001. p. 248-275.
- MACIEL, Bruno A. **Mosaicos de Unidades de Conservação: uma estratégia de conservação para a Mata Atlântica**. 2007. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília.
- MARTINS, Fernando R.; SANTOS, Flavio A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, n. 1, p. 236-267, 1999.
- MEDEIROS, João D. Criação de Unidades de Conservação no Brasil. *In*: ORTH, Dora; DEBETIR, Emiliana. **Unidades de Conservação - gestão e conflitos**. Florianópolis: Insular, 2007. p. 67-88.
- METZGER, Jean P.; GOLDENBERG, Renato; BENACCI, Luís C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, vol. 25, n. 146, 1999, p. 62-64.
- METZGER, Jean P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, 2001. p. 1-9.
- MILANO, Miguel Serediuk. Unidades de conservação – técnica, lei e ética para a conservação da biodiversidade. *In*: BENJAMIM, Hermam (coord.). **Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação**. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001. p. 03-41.
- MILLER, Kenton R. **Em busca de um novo equilíbrio**. Brasília: Ibama, 1997.
- MIRANDA, Evaristo E. *et al.* **Alcance Territorial da Legislação Ambiental e Indigenista. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite**. 2008. Disponível em: <<http://www.alcance.cnpm.embrapa.br/>>. Acesso em: 20 jan. 2010.
- MIRANDA, Robinson N. Os reflexos da globalização e o processo de construção da governança ambiental: a busca da operacionalização do princípio da participação no direito ambiental brasileiro. *In*: **Anais do XVII Congresso Nacional do CONPEDI**, realizado em Brasília – DF nos dias 20, 21 e 22 de novembro de 2008. p. 2454- 2468.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Corredores ecológicos - experiências em planejamento e implementação**. Brasília: MMA, 2007.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica. **O Corredor Central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Conservação Internacional, 2006.
- MORSELLO, Carla. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. 2ª ed. São Paulo: Annablume, 2008.
- MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 2000.

- ODUM, Eugene P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988.
- ODUM, Eugene P.; BARRETT, Gary W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007.
- OSTROM, Elinor. **Governing the commons: the evolution of institutions for collective action**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.
- PADOVAN, Maria P.; ROCHA, Gerusa B.; SCHIMIDT, Hans C. A definição de áreas de intervenção para a implantação de corredores ecológicos no Estado do Espírito Santo. *In*: LIMA, Roberto X. **Experiências em implementação em corredores ecológicos**. Brasília: MMA, 2008. (Série Corredores Ecológicos, 1). p. 44-49.
- PÁDUA, Cláudio V. *et al.* Combinando comunidade, conectividade e biodiversidade na restauração da paisagem do Pontal do Paranapanema como estratégia de conservação do Corredor do rio Paraná. *In*: ARRUDA, Moacir B.; SÁ, Luis F. S. N. **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília: Ibama, 2004. p. 67-80.
- PEREIRA, Polyana F.; SCARDUA, Fernando P. Espaços territoriais especialmente protegidos: conceito e implicações jurídicas. **Ambiente e Sociedade**, v. XI, n. 1, p. 81-97, 2008.
- PIMBERT, Michel P.; PRETTY, Jules N. Parques, comunidades e profissionais: incluindo "participação" no manejo de áreas protegidas. *In*: DIEGUES, Antonio C. (org.) **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. São Paulo: Nupaub - USP Editora, 2000. p. 183-223.
- PINHEIRO, Marianna S.; BATISTA, Milson A.; SENHORINHO, Marcelo A. O Projeto Corredores Ecológicos como propulsor da consolidação de unidades de conservação no Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. *In*: LIMA, Roberto X. **Experiências em implementação em corredores ecológicos**. Brasília: MMA, 2008. (Série Corredores Ecológicos, 1). p. 30-35.
- PRIMACK, Richard B.; RODRIGUES, Efraim. **Biologia da conservação**. Londrina, 2001.
- PUTZ, Francis E. Você é um conservacionista ou um defensor da exploração madeireira? *In*: ZARIN, Daniel J. *et al.* **As Florestas produtivas nos neotrópicos - Conservação por meio do manejo sustentável?** São Paulo: Peirópolis, Brasília: IEB - Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005. p. 35-53.
- QUINN, James F.; KARR, James R. Habitat fragmentation and global change. *In*: KAREIVA, Peter M.; KINGSOLVER, Joel G.; HUEY, Raymond B. **Biotics interactions and global change**. Sunderland, Massachusetts (EUA): Sinauer Associates Inc. Publishers, 1993. p. 451-463.
- RAMOS, Adriana C. B. *et al.* Mecanismos de proteção ambiental em áreas particulares. *In*: LITTLE, Paul E. (org.) **Políticas ambientais no Brasil: análises, instrumentos e experiências**. São Paulo: Peirópolis; Brasília: IIEB, 2003. p. 167-192.
- RICKLEFS, Robert E. **A economia da natureza**. 5ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009.
- ROCHA, Jefferson M. A gestão dos recursos naturais: uma perspectiva de sustentabilidade baseado nas aspirações do "lugar". *In*: **Anais do I Encontro Da Associação Nacional de Pós Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade**, 2002.
- RODRIGUES, Ana S. L. *et al.* Análise global de lacunas de conservação. *In*: **IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Seminários Vol. 2. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004. p. 3-13.

SANTOS, Anthony A. B. **Conselhos gestores de unidades de conservação**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília.

SATHLER, Evandro B. Elementos de uma geografia socioambiental das áreas naturais protegidas. *In*: CONCEIÇÃO, Maria C. F. da (coord.) **20 anos da Constituição Federal - Trajetória do Direito Ambiental**. Rio de Janeiro: Escola da Magistratura do Estado do Rio de Janeiro, 2008. p. 87-121.

SCHMINK, Marianne. Comunidades, florestas, mercados e conservação. *In*: ZARIN, Daniel J. *et al.* **As Florestas produtivas nos neotrópicos - Conservação por meio do manejo sustentável?** São Paulo: Peirópolis, Brasília: IEB - Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005. p. 161-173.

SEAL, Ulysses S. Tecnologia intensiva no cuidado de populações *ex situ* de espécies em extinção. *In*: WILSON, Edward Osbourne; PETER, Frances M. (editores). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SENHORINHO, Marcelo A.; BATISTA, Milson A.; PINHEIRO, Marianna S. Minicorredores como estratégia de conservação no Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. *In*: LIMA, Roberto X. **Experiências em implementação em corredores ecológicos**. Brasília: MMA, 2008. (Série Corredores Ecológicos, 1). p. 24-29.

SILVA, José A. **Direito ambiental constitucional**. São Paulo: Malheiros Editores, 2000.

SOUZA, Paulo R. P. Servidão ambiental. **Revista Jurídica Cesumar**, ano 1, n. 1, p. 127-149, 2001.

STUART, Chape *et al.* (editores). **United Nations List of Protected Areas**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 2003.

TABARELLI, Marcelo; GASCON, Claude. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005, p. 181-188.

TEUBNER JUNIOR, Fernando J. Levantamentos de uso e ocupação do solo nos corredores prioritários do estado do Espírito Santo. *In*: LIMA, Roberto X. (org.) **Corredores ecológicos: iniciativas e metodologias para a implementação do Projeto Corredores Ecológicos**. Brasília: MMA/SBF, 2009b. (Série Corredores Ecológicos, 3). p. 60-67.

VANWEY, Leah K.; OSTROM, Elinor; MERETSKY, Vicky. Teorias subjacentes ao estudo de interações homem-ambiente. *In*: MORAN, Emilio F.; OSTROM, Elinor. **Ecosistemas florestais: interação homem-ambiente**. São Paulo: Senac São Paulo: Edusp, 2009. p. 41-86.

VICTORIA, Daniel C. *et al.* Delimitação de áreas de preservação permanente em topos de morros para o território brasileiro. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 2, n. 2, 2008. p. 66-72.

VILLAMAYOR, Délia. **As áreas de domínio privado protegidas por lei e a conservação da biodiversidade na região do Taboco Pantanal - Aquidauna – MS**. 2003. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília.

VIO, Antonia P. A. Zona de amortecimento e corredores ecológicos. *In*: BENJAMIM, Antônio H. (coord.). **Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das UCs**. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001. p. 348-360.

VIO, Antonia P. A. Uso sustentável na zona de amortecimento como estratégia à integridade e à consolidação das unidades de conservação. *In*: **IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Seminários Vol. 2. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004. p. 98-105.

WILSON, Edward Osborne. **O futuro da vida: um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana.** Rio de Janeiro: Campus, 2002.

WILSON, Edward Osbourne. A situação atual da diversidade biológica. *In:* WILSON, Edward Osbourne; PETER, Frances M. (editores). **Biodiversidade.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 03-24.

WRI. **Estrategia global para la biodiversidad - Pautas de acción para salvar, estudiar y usar em forma sostenible y equitativa la riqueza biótica da la Tierra.** WRI, IUCN, PNUMA, 1992.