

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação
e Manejo de Vida Silvestre**

**Título: Manejo de paisagem em grande escala: estudo de caso no
Corredor Ecológico da Mantiqueira, MG.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais
como parte dos pré-requisitos do Programa de Pós-
graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida
Silvestre, para obtenção do título de doutor.

Gisela Herrmann

Orientador: Prof. Ricardo Motta Pinto Coelho

Belo Horizonte, setembro de 2008

Para Tarcísio Albuquerque Queiroz

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Ricardo Motta Pinto Coelho, por acreditar no meu trabalho e por me receber como orientanda no seu laboratório de gestão ambiental.

À University of Central Florida (UCF), por meio do Dr. Reed Frederick Noss, que generosamente me recebeu como aluna da disciplina 'Conservation Biology I' do doutorado em biologia da conservação e me possibilitou fazer o curso 'ArcGIS Spatial Analyst'. Agradeço, ainda, a sua assistente, Sumi Singh, por todo apoio e alegria enquanto estive na Flórida.

À amiga Cláudia Costa, pelo suporte técnico, interesse nas discussões e, acima de tudo, pela rica trajetória profissional que construímos ao longo dos últimos anos com o projeto para implantar o Corredor Ecológico da Mantiqueira.

Aos colegas da Conservação Internacional: Luiz Paulo Pinto, Ivana Lamas, Lúcio Bedê e Mônica Fonseca, pelo interesse e pelas informações disponibilizadas; Adriana Paese, pelo apoio e suporte nas análises das bases cartográficas e no uso do programa Fragstats; Adriano Paglia, pela ajuda com as análises estatísticas e uso do programa Statistica e; Ricardo Bonfim Machado por sua contribuição fundamental nas análises e discussões.

Ao geógrafo Diego Rodrigues Macedo pelo auxílio na interpretação de imagens de satélite e o apoio à execução das análises em ambiente SIG, fundamentais à realização desse trabalho.

Aos colegas que contribuíram com informações para o diagnóstico do Corredor Ecológico da Mantiqueira, a economista Miriam M. Gomes, a geógrafa Graziela Rocha da Silva e os botânicos Leonardo Viana da Costa e Silva e Pedro Lage Viana.

Ao gerente APA Serra da Mantiqueira, Clarismundo Benfica, pelas informações e fotografias da região. Ao chefe da Flona Passa Quatro, Edgard Andrade Júnior, e ao biólogo Mauro Guimarães Diniz, do núcleo de Fauna Silvestre do IBAMA, pelas informações sobre a fauna da Flona. Ao analista ambiental do Parque Nacional do Itatiaia Gustavo Tomzhinski, pelas

informações cartográficas e aos demais funcionários das unidades de conservação da Mantiqueira pelo apoio.

Aos consultores do Probio, María Olatz Cases, da Planamaz, e Leandro Valle Ferreira, do Museu Paraense Emílio Goeldi, pelas informações sobre corredores ecológicos no Brasil.

Ao CETEC, por meio de Valéria Freitas, por possibilitar minha participação no curso de Ecologia das Paisagens: conceitos e métodos e ao Prof. Jean Paul Metzger do Laboratório de Ecologia da Paisagem da USP, pela atenção dispensada.

Ao Instituto Estadual de Florestas, por meio do Ricardo Galeno, técnico do Promata, e Karla Cabral, coordenadora do CEDE, por viabilizarem o repasse das ortofotos de Minas Gerais e o mapeamento da vegetação nativa do Estado de Minas Gerais.

Às demais instituições que disponibilizaram as bases cartográficas de cobertura vegetal e informações: Fundação SOS Mata Atlântica, por meio de sua diretora Márcia Hirota, Instituto de Estudos do Sul da Bahia (IESB), por meio de seu diretor executivo, Marcelo Araújo e Associação Mico Leão Dourado, por meio de sua diretora executiva Denise Marçal Rambaldi.

Aos pesquisadores do Projeto “Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais na APA Fernão Dias”, executado pelo Departamento de Botânica da UFMG / Fundep, por meio da sua coordenadora, Profa. Edivani Villaron Franceschinelli e do Prof. João Renato Stehmann, que disponibilizaram as informações do projeto.

À Universidade Federal de Minas Gerais e à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida no Programa de Doutorado no País com Estágio no Exterior (PDEE).

Ao pessoal do curso de Ecologia, Conservação da Vida Silvestre (ECMVS) por meio de seu coordenador, Prof. Marcos Callisto. Agradeço, ainda, o apoio nos assuntos administrativos de Mary das Graças Santos, secretária do curso.

À banca examinadora, composta pelo Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarelo (PUC/MG), Prof. Dr. Efraim Rodrigues (UEL/PR), Prof. Dr. João Renato Stehmann (Depto de Botânica/UFMG), Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia (CI/MG) e Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto Coelho (Depto de Bio Geral/UFMG). Agradeço, ainda, ao público presente à minha apresentação e discussões.

Às amigas e associadas da Valor Natural, Miriam Esther Soares, Livia Lins, Sônia Riqueira, Ângela Lutterbach, Ana Elisa Brina, Cláudia Costa, Miram Pimentel e Sílvia Magalhães, pelo estímulo constante.

À minha equipe na Valor Natural, Paula Azevedo, Cláudia Costa, Isabel Pinto e Dalmácia, pelo carinho e paciência.

Aos meus amigos queridos e à minha família, pela motivação e descontração.

Esse projeto foi desenvolvido no âmbito do Projeto Corredor Ecológico da Mantiqueira, executado pela associação civil Valor Natural com apoio financeiro do Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (CEPF) e do Centro para Conservação da Biodiversidade (CBC), gerenciados pela Conservação Internacional do Brasil, e do Programa de Projetos Demonstrativos (PDA) do Ministério do Meio Ambiente.

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	15
CAPÍTULO 1 - O ESTADO DA ARTE DO MODELO CORREDOR ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO REGIONAL	28
1.1. BASES CIENTÍFICAS DOS CORREDORES ECOLÓGICOS.....	28
1.1.1. Biogeografia de Ilhas.....	29
1.1.2. Dinâmica de metapopulações.....	31
1.1.3. A Biologia da Conservação e a Ecologia das Paisagens.....	32
1.1.4. A conectividade e os corredores	36
1.2. CORREDOR COMO FERRAMENTA DE PLANEJAMENTO REGIONAL.....	41
1.2.1. Introdução	41
1.2.2. Planejamento da conservação em grande escala.....	43
1.2.3. O Corredor ecológico como uma ferramenta de planejamento regional: a experiência no Brasil.....	47
CAPÍTULO 2 - SITUAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NA REGIÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA	58
2.1. INTRODUÇÃO	58
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	60
2.2.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO	60
2.2.1.1. INTERPRETAÇÃO DA IMAGEM DE SATÉLITE E MONTAGEM DA BASE CARTOGRÁFICA	62
2.2.1.2. COBERTURA E USO DO SOLO NA REGIÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA	65
2.2.1.2.1. Mata	68
Floresta Ombrófila Densa.....	71
Floresta Ombrófila Mista.....	72
Floresta Estacional Semidecidual	73
2.2.1.2.2. Campos.....	76
2.2.1.2.3. Pastagem	78
2.2.1.2.4. Agricultura	79
2.2.1.2.5. Várzea	80
2.2.1.2.6. Urbano	81
2.2.1.2.7. Água	81
2.2.1.2.8. Reflorestamento.....	81
2.2.1.2.9. Afloramento rochoso.....	81
2.2.1.2.10. Solo exposto	81
2.2.2. COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO.....	82
2.3. RESULTADOS	86
2.3.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO	86
2.3.2. COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DOS MAPEAMENTOS.....	89
2.4. DISCUSSÃO	91
2.4.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO	91
2.4.2. COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO	93

2.5. CONCLUSÕES.....	97
CAPÍTULO 3 - CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA	100
3.1. INTRODUÇÃO	100
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	101
3.3. RESULTADOS	107
3.3.1. Descrição da estrutura da paisagem no Corredor Ecológico da Mantiqueira.....	107
3.3.2. A paisagem nos dois domínios florestais: floresta ombrófila e estacional.....	114
3.3.3. Descrição da paisagem nos núcleos de planejamento	115
3.4. DISCUSSÃO	117
3.4.1. Descrição da estrutura da paisagem do Corredor Ecológico da Mantiqueira.....	117
3.4.2. A paisagem nos dois domínios florestais: floresta ombrófila e estacional.....	126
3.4.3. Descrição da paisagem nos núcleos de planejamento	129
3.5. CONCLUSÕES.....	130
CAPÍTULO 4 - PLANEJAMENTO PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO, FORMAÇÃO DE MICRO-CORREDORES E CRIAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	132
4.1. INTRODUÇÃO	132
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	135
4.2.1. Definição de estratégias de manejo a partir dos índices da paisagem	140
4.2.2. Definição de prioridades por categoria de manejo a partir de indicadores de biodiversidade, complementaridade e vulnerabilidade.....	143
4.2.2.1. Indicadores da biodiversidade	144
4.2.2.2. Complementaridade	147
4.2.2.3. Vulnerabilidade	148
4.2.2.4. Análise dos dados e priorização das ações	153
4.2.2.4.1. Ação de Manejo: Proteção	153
4.2.2.4.2. Ação de manejo: Criação de Micro-Corredores	156
4.2.2.4.3. Ação de manejo: Recuperação	158
4.3. RESULTADOS	160
4.3.1 Definição das estratégias de manejo a partir dos índices da paisagem	160
4.3.2 Definição de prioridades por categoria de manejo a partir de indicadores de biodiversidade, complementaridade e vulnerabilidade.....	163
4.3.2.1 Indicadores da biodiversidade	163
4.3.2.2 Complementaridade	168
4.3.2.3. Vulnerabilidade	170
4.3.2.4. Análise dos dados e priorização das ações	171
4.4. DISCUSSÃO	171
4.4.1. Recomendações para o manejo	182
4.4.1.1. Núcleo Fernão Dias	182

4.4.1.2. Núcleo Mantiqueira 1	184
4.4.1.3. Núcleo Mantiqueira 2	185
4.4.1.4. Núcleo Ibitipoca	187
4.5. CONCLUSÕES	171
LITERATURA CITADA	190
ANEXOS	213

RESUMO

A erosão da biodiversidade e a acelerada fragmentação dos ecossistemas levaram a constatação de que a conservação da biodiversidade não poderia ficar restrita às unidades de conservação, muitas vezes constituídas por pequenas “ilhas” de vegetação natural. Para encontrar soluções para os impactos negativos decorrentes da fragmentação e insularização, os pesquisadores da ecologia aplicada desenvolveram um arcabouço conceitual que considera também os ambientes modificados vizinhos aos fragmentos de vegetação original. A Biologia da Conservação e a Ecologia da Paisagem demonstraram que o tipo e a qualidade da matriz onde os fragmentos estão localizados irão influenciar na sustentabilidade para as diferentes espécies que vivem nos fragmentos e na própria matriz. Baseado nesse arcabouço conceitual foi desenvolvido o modelo de planejamento bioregional ‘Corredor Ecológico’. O modelo visa proporcionar o fluxo de indivíduos e o intercâmbio genético entre os fragmentos por meio da ampliação da conectividade entre os fragmentos, num mosaico de uso de terras protegidas e modificadas. No Brasil a sua introdução é relativamente recente e só começou a ser amplamente divulgado durante a elaboração do “Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil” (PPG-7 / Ministério do Meio Ambiente). A grande expectativa gerada no país em torno dos corredores ecológicos justifica a realização de estudos científicos que visem analisar os métodos mais adequados para o seu planejamento, visando a efetividade em termos de conservação da diversidade biológica. Amparado nos preceitos da Biologia da Conservação e da Ecologia da Paisagem, o presente estudo analisou a situação dos fragmentos de Mata Atlântica no sul do estado de Minas Gerais e propôs estratégias de manejo da paisagem para consolidação de um corredor ecológico na região, onde estão localizados 20% dos remanescentes de Mata Atlântica do Estado. De maneira similar ao restante do país, a situação da Mata Atlântica mineira é crítica, restando menos de 15% de sua cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002). Esse quadro ilustra a necessidade de traçar estratégias tecnicamente consistentes para se tentar conservar o pouco que restou e ampliar as chances de sobrevivência de uma parcela significativa da biodiversidade do Estado. A análise da estrutura da paisagem, da qualidade e conformação dos fragmentos de Mata Atlântica, das principais ameaças e de indicadores biológicos, realizada pelo presente estudo, irá subsidiar o estabelecimento de um modelo de planejamento bioregional, identificando as áreas prioritárias para recuperação, formação de micro-corredores e criação de unidades de conservação.

ABSTRACT

The erosion of the biodiversity and the fragmentation of the ecosystems confirmed that the biodiversity conservation could not be restricted to the units of conservation, which are mostly constituted of small “islands” of natural vegetation. In order to find solutions for the negative impacts arising from fragmentation and isolation, the researches of applied ecology have developed a conceptual frame that also considers the modified neighboring to the fragments of the original vegetation. Conservation Biology and Landscape Ecology showed that the type and quality of the matrix where the fragments are located will influence the sustainability for the different species that live in the fragments and in the matrix itself. The bioregional plan model “Ecological Corridor” has been developed based on this conceptual frame. The model aims to provide the flux of individuals and the genetic exchange between fragments through the extension of the connectivity between the fragments, composing a mosaic of use of protected and modified areas. In Brazil its introduction is rather recent and it has only started to be widely known during the development of the “Pilot Program for the Protection of the Brazilian Tropical Forests” (PPG-7/Ministry of the Environment). The great expectation generated in the country around the ecological corridors issue justifies the execution of scientific studies aiming to assess the most adequate methods for their planning frameworks, seeking effectiveness in terms of biodiversity conservation. The present study, supported by the principles of Conservation Biology and Landscape Ecology, examined the situation of the Atlantic Forest fragments, in the south of Minas Gerais state, and proposed strategies of conservation for the consolidation of an ecological corridor in the region, where 20% of the remaining Atlantic Forest in the state is located. Similarly to the rest of the country, the situation of the Atlantic Forest in Minas Gerais is critical and only 15% of its original coverage has remained (Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002). Such panorama shows the need for drawing technically consistent strategies in order to try to preserve the small remaining portion and broaden the chances of survival for a significant part of the State biodiversity. The analysis of the landscape structure, the quality and the configuration of the Atlantic Forest fragments, the major threats and the biological indicators carried out by this present study will subsidy the implementation of a model for a bioregional plan, identifying the primary areas considered for recovery, formation of micro-corridors and the creation of protected areas.

INTRODUÇÃO GERAL

A acelerada erosão da biodiversidade do planeta demandou a busca de soluções factíveis de serem aplicadas para tentar reverter este quadro. Tradicionalmente, a criação de espaços protegidos vem sendo considerada uma das medidas mais adequadas para a conservação de parcelas significativas do patrimônio biológico mundial.

O Brasil conta com cerca de 8,4% de seu território em unidades de conservação (UC), incluindo unidades federais e estaduais, de proteção integral e de uso sustentável (Santos & Câmara, 2002). Esse valor está significativamente abaixo do que foi sugerido pelo Congresso Mundial de Parques de 1992, em Caracas. Ali, foi proposto que cada país deve ter no mínimo 10% de seu território representado por áreas protegidas. Além disso, ao analisarmos o total brasileiro coberto por unidades de conservação, verificamos que 2,91% são representados por unidades de proteção integral e 5,58% por unidades de uso sustentável (Santos & Câmara, 2002). Ou seja, grande parte da área coberta por unidades de conservação no Brasil é constituída por categorias de manejo que permitem o uso dos recursos naturais, sendo que a maioria destas áreas ainda não foi implementada e enfrenta problemas tais como ausência de zoneamento e de plano de manejo e deficiência na infraestrutura e pessoal. Esse quadro reforça a necessidade de se desenvolver estratégias alternativas para viabilizar a conservação da biodiversidade brasileira.

Outro aspecto a ser considerado é que em regiões mais densamente ocupadas do país, como a área de distribuição original da Mata Atlântica, as unidades de conservação de proteção integral são em sua grande maioria pequenas e isoladas. Ao longo do tempo, essas pequenas “ilhas” poderão sofrer diversos impactos negativos decorrentes da fragmentação e insularização, tais como uma maior suscetibilidade a espécies invasoras e parasitas de espécies nativas, perda de espécies com maiores requerimentos ambientais, resultados deletérios da endogamia e efeitos de borda, entre outros. Além disso, o sistema brasileiro de unidades de conservação (SNUC), em geral direcionado à proteção de algumas espécies e ecossistemas, não é suficiente para conservar a totalidade da sua diversidade biológica.

A Teoria Biogeografia de Ilhas, ramo da ciência que investigou o comportamento das populações e comunidades em ambiente insularizados, demonstrou o declínio de

populações ou mesmo a extinção de espécies em ambientes altamente fragmentados. Para encontrar soluções para este problema, os pesquisadores da ecologia aplicada desenvolveram um arcabouço conceitual que considera também as paisagens naturais modificadas, pois a tendência mundial é que áreas naturais não modificadas passam a ser cada vez mais reduzidas em tamanho e número. Segundo Forman (1997), menos de 10% da superfície terrestre encontra-se em estado não alterado, sendo que apenas 4% estão dentro de reservas naturais.

Diante deste cenário, a partir da década de 80 o escopo da conservação começou a se transformar e hoje parece ser consenso entre os especialistas que a conservação só terá sucesso a longo prazo se tratada numa escala regional, incorporando diferentes unidades da paisagem natural e modificada (Miller *et al.*, 1996; Noss, 1996a; Forman, 1997; Peck, 1998; Sanderson & Harris, 2000). Para tratar o tema de sustentabilidade em grandes escalas, diversos autores reconhecem que os esforços de conservação precisam considerar também os ambientes modificados vizinhos aos fragmentos de vegetação original, ou seja a matriz onde os fragmentos estão distribuídos, e as influências das atividades humanas sobre o ambiente ao longo do tempo (Forman, 1997).

As abordagens que antes integravam uma ou duas disciplinas, e tratavam a conservação em fragmentos isolados, passaram a incorporar metodologias e informações de diversos campos do conhecimento. Atualmente, a conservação da biodiversidade, tratada numa escala regional, integra não só os aspectos das ciências biológicas e ecológicas, mas várias disciplinas correlatas, tais como geomorfologia, hidrologia, pedologia, economia, sociologia e história.

Diferentemente dos modelos clássicos da Biogeografia de Ilha, os estudos de fragmentação em paisagens reais, demonstram que o tipo e a qualidade da matriz onde os fragmentos estão localizados irão influenciar na sustentabilidade para as diferentes espécies que vivem nos fragmentos e na própria matriz (Noss, 1996a). Essa constatação é de fundamental importância nos modelos de planejamento regional voltados para conservação da biodiversidade, uma vez que o tipo e ocupação do uso do solo no entorno das unidades de conservação, ou nas zonas tampão, exercem uma influência definitiva na capacidade das mesmas manterem populações viáveis a longo prazo. Uma unidade de conservação rodeada por pastagens sujeitas a fogos freqüentes, por exemplo, sofrerá muito mais com os

impactos negativos dos efeitos de borda do que uma unidade circundada por sistemas agroflorestais que não utilizam o fogo como forma de manejo.

Para ocorrer esta mudança de paradigma, vários conceitos foram desenvolvidos e testados. O modelo de corredores ecológicos, que teve sua origem nos estudos clássicos da Biogeografia de Ilhas e posteriormente da biologia da conservação, começou a ser aplicado em diversos países para se tentar minimizar os problemas decorrentes da fragmentação dos ambientes naturais (Herrmann, 1999; Anderson & Jenkins, 2005). Ao fundamentar o conceito de corredores ecológicos, a biologia da conservação forneceu as bases teóricas para a criação de um instrumento de planejamento regional que visa proporcionar o fluxo de indivíduos entre os fragmentos, aumentando a área disponível para sua sobrevivência e garantindo o intercâmbio genético. De uma maneira geral, um corredor ecológico pode ser definido como um espaço em que a conectividade entre espécies, ecossistemas e processos ecológicos é mantida ou restaurada (Anderson & Jenkins, 2005). Compreendendo um mosaico de uso de terras protegidas e modificadas, um corredor ecológico tem as unidades de conservação como áreas núcleo de onde se irradiam as ações de conservação e manejo.

Embora o conceito de corredor venha sendo discutido há vários anos por pesquisadores da biologia da conservação, a sua aplicação para o planejamento regional da conservação é relativamente recente, sendo que quase não existem estudos e informações técnicas para subsidiar a implementação das iniciativas em curso (Anderson e Jenkins, 2006). No Brasil, esse modelo de planejamento regional só começou a ser amplamente divulgado durante a elaboração do “Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil” (PPG-7), no início dos anos 90. Atualmente é possível verificar uma ampla divulgação do termo corredor ecológico no país e algumas iniciativas práticas para a sua adoção. A grande expectativa observada em torno dos corredores ecológicos justifica a realização de estudos sobre os métodos mais adequados para o planejamento e priorização de ações, visando aumentar a sua efetividade em termos de conservação da diversidade biológica, objetivo final do modelo.

O presente projeto foi desenvolvido numa região de Mata Atlântica no extremo sul de Minas Gerais. Quinto bioma mais ameaçado do mundo (Mittermeier *et al.* 1999), a Mata Atlântica cobria originalmente 100 milhões de hectares distribuídos ao longo da costa brasileira com

algumas penetrações mais continentais. Devido à extensão e diversidade de clima, solos e relevo, o bioma abriga uma grande diversidade biológica. Na Mata Atlântica ocorrem cerca de 20.000 espécies de plantas (27% do total de espécies do mundo), sendo 8.000 endêmicas (Myers *et al.*, 2000). A riqueza e diversidade de espécies de vertebrados também é significativa, ocorrendo em todo bioma 251 espécies de mamíferos (160 espécies endêmicas), 620 espécies de aves (73 endêmicas), 200 répteis (60 endêmicos) e 280 anfíbios (253 endêmicos) (Myers *et al.*, 2000). Visando avaliar o estado de fragmentação da Mata Atlântica e fornecer informações para subsidiar a elaboração de estratégias de manejo para conservação de sua biodiversidade, durante o presente estudo foi realizado o mapeamento do uso e ocupação do solo na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira.

Na área de estudo estão sendo desenvolvidas as ações para implantação do Corredor Ecológico da Mantiqueira, que compreende 42 municípios (Costa *et al.*, 2006), numa das áreas indicadas como prioritárias para conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais (Costa *et al.*, 1998; Drummond *et al.*, 2005). A área de estudo está localizada, ainda, dentro de um dos sete corredores ecológicos definidos pelo PPG-7, conhecido como “Corredor Ecológico da Serra do Mar”.

A área de estudo também abrange importantes áreas protegidas localizadas no sul de Minas Gerais. A análise da representatividade dessas unidades para a conservação do conjunto de tipologias vegetais e ecossistemas presentes na área de estudo é um importante suporte para o modelo de planejamento regional. As diferentes formas de relevo, somadas a características específicas dos solos e climas variados, propiciam uma diversidade de tipologias vegetais e paisagens, com diferentes ambientes a serem preservados (Costa *et al.* 1998).

A importância da região sul mineira para a conservação da Mata Atlântica do Estado é significativa. Aí se encontram cerca de 20% dos remanescentes de Mata Atlântica de Minas Gerais e as nascentes da bacia do rio Grande e do rio Jaguari, que contribuem para o abastecimento da cidade de São Paulo. Grande parte dos remanescentes é composta por fragmentos florestais em uma matriz composta por propriedades rurais de pequeno porte, sendo fundamental o estabelecimento de estratégias específicas para esse modelo de distribuição da vegetação nativa.

O presente estudo tem como objetivo avaliar a situação da Mata Atlântica na porção mineira da Serra da Mantiqueira e identificar as áreas prioritárias para a conservação, recuperação e ampliação da conexão florestal. Durante o estudo foram examinadas as diferentes unidades de paisagens e avaliado como a distribuição espacial dos fragmentos florestais pode afetar a biodiversidade regional, visando selecionar ações de manejo prioritárias para conservação da biodiversidade de uma área considerada relevante para conservação nos níveis global, como um *hotspot* (Myers, 1988), nacional (Ministério do Meio Ambiente, 2002) e estadual (Costa *et al*, 1988; Drummond *et al.*, 2005).

Devido à escala de análise, os resultados desses exercícios mundiais, nacionais ou estaduais são pouco elucidativos para o trabalho no nível regional ou local, onde as ações de conservação são implementadas. A partir dos parâmetros da estrutura da paisagem e da avaliação das informações disponíveis sobre a biodiversidade da área de estudo, foram propostos critérios para seleção de áreas prioritárias para criação de áreas protegidas e outras ações de manejo a serem implementadas regionalmente.

O presente estudo é apresentado em quatro capítulos. No primeiro capítulo é apresentada a base conceitual do modelo corredor ecológico, aqui compreendido como uma unidade de planejamento regional. São apresentados alguns exemplos da aplicação do modelo no Brasil e no mundo. Os dois capítulos seguintes são descritivos e visam avaliar e descrever a situação da Mata Atlântica, baseado na análise da configuração espacial dos fragmentos da floresta. O último capítulo é propositivo e apresenta uma proposta de metodologia para seleção de áreas para conservação e alternativas de manejo em grande escala. Parte do presente estudo será publicada em um livro, a ser editado pela Valor Natural, com o título "Incorporando a teoria ao planejamento regional da conservação da biodiversidade: a experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira".

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi desenvolvido no sul do Estado de Minas Gerais numa região de Mata Atlântica, localizada na Serra da Mantiqueira (46°28'10" W e 43°34'00" W; 22°55'10" S e 21°38'50" S). Na área de estudo estão sendo desenvolvidas as ações para implantação do Corredor Ecológico da Mantiqueira, que compreende 42 municípios em Minas Gerais (Anexo 1).

A área de estudo está localizada dentro de um dos dois corredores ecológicos identificados pelo Ministério do Meio Ambiente para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, definido como “Corredor Ecológico da Serra do Mar” (Figura 1). Os corredores ecológicos foram introduzidos no país com o objetivo de se buscar procedimentos que viabilizassem a conservação da biodiversidade a longo prazo, a partir do manejo de grandes extensões de terra, envolvendo as unidades de conservação e seu entorno, com ações de planejamento, gestão participativa e integração da zona de amortecimento (Ministério do Meio Ambiente *et al.* 2006).

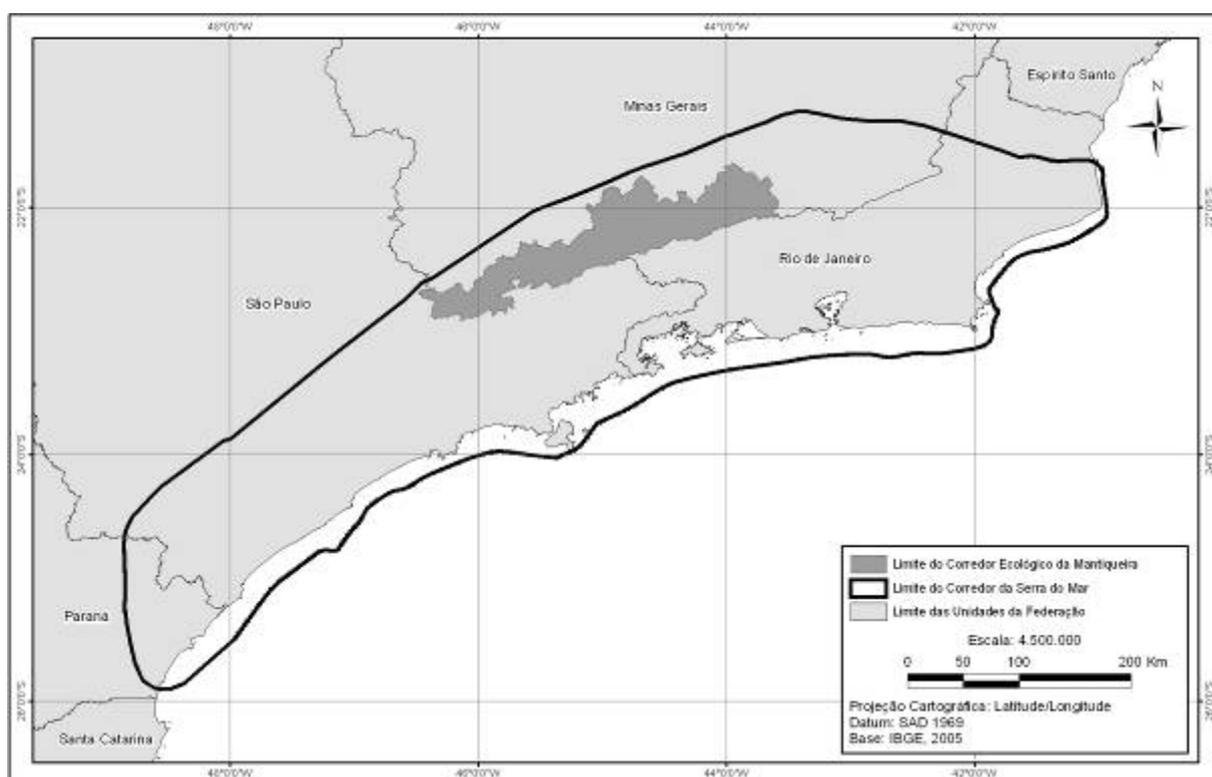


Figura 1 - Localização do Corredor Ecológico da Mantiqueira

A importância biológica da área de estudo foi destacada pelo projeto “Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos” (Conservation International *et al.*, 2000; MMA, 2002), tendo sido indicada como área de importância biológica especial, ou seja, com ocorrência de espécies e/ou ambientes únicos restritos à área. No nível estadual, a importância biológica foi destacada pela primeira vez pelo projeto “Definição de Prioridades para Conservação da Biodiversidade do Estado de Minas Gerais” (Costa *et al.*, 1998), cujos resultados indicaram o “Complexo da Mantiqueira”

e a área de “Camanducaia” como áreas prioritárias para conservação da biodiversidade do Estado.

A ocorrência de endemismos de répteis e anfíbios e a alta riqueza de espécies de outros grupos faunísticos e florísticos foram as justificativas para a indicação do “Complexo da Mantiqueira” como de importância biológica especial (Costa *et al.*, 1998). A área de “Camanducaia” foi indicada como de importância biológica muito alta devido aos endemismos de plantas, a ocorrência de mamíferos e aves ameaçados de extinção, a presença de significativos remanescentes de vegetação nativa e a beleza paisagística (Costa *et al.*, 1998). Na segunda edição do projeto “Definição de Prioridades para Conservação da Biodiversidade do Estado de Minas Gerais” (Drummond *et al.*, 2005), as duas áreas prioritárias citadas acima foram agregadas e classificadas como uma única área de importância biológica especial. A alta riqueza de espécies de fauna e flora raras, endêmicas e ameaçadas continuou como a justificativa para classificação da região da serra da Mantiqueira como especial para conservação da biodiversidade em Minas Gerais.

Dentro dos limites do Corredor Ecológico da Mantiqueira estão localizadas unidades de proteção integral (Parque Nacional de Itatiaia, Parque Estadual da Serra do Papagaio e Parque Estadual do Ibitipoca) e unidades de conservação de uso sustentável (APA da Serra da Mantiqueira, APA Fernão Dias e Floresta Nacional de Passa Quatro) (Anexo 2), além de 21 reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs). As unidades de proteção integral, mais efetivas em termos de conservação da biodiversidade, protegem cerca de 4,9% (54.000 ha) da área total do Corredor Ecológico da Mantiqueira (1.180.000 ha).

Ao sul do Corredor, no Estado de São Paulo, estão localizados, ainda, dois parques estaduais (dos Mananciais de Campos de Jordão e de Campos de Jordão), cinco APAS (Mananciais do Rio Paraíba do Sul, Campos de Jordão, Sapucaí Mirim, São Francisco Xavier e Municipal de Campos de Jordão) e uma Floresta Nacional (Flona de Lorena). No Estado do Rio de Janeiro, no limite com o Corredor, estão situados, ainda, dois parques municipais (da Serrinha do Alambari e da Cachoeira da Fumaça) e uma APA municipal (da Serrinha do Alambari) (Anexo 2). A presença desse conjunto de unidades de conservação levou o Ministério do Meio Ambiente a criar, através da Portaria nº. 351, de 11 de dezembro de 2006, o Mosaico de Unidades de Conservação da Serra da Mantiqueira, cujo objetivo é a gestão integrada dessas unidades de conservação. Uma vez que o tema gestão integrada é

extremamente novo no país, as iniciativas para compreender o conceito, e posteriormente viabilizar a sua implantação no dia a dia da gestão das unidades de conservação, estão apenas começando na região. A existência dessa rede de unidades de conservação confirma a relevância da área para conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos. Entretanto, quase todas as unidades de conservação presentes no Corredor Ecológico da Mantiqueira enfrentam sérios problemas para fazer cumprir o seu papel de proteção da natureza.

O Parque Nacional do Itatiaia (30.000 ha), o mais antigo do Brasil, com quase 70 anos, possui apenas 30% de sua área regularizada, fator gerador de conflitos entre o parque e a população residente em seu interior ou no entorno. O Parque Estadual da Serra do Papagaio (22.917 ha), com 15 anos de criação, desde a sua criação anterior como Estação Ecológica, tem apenas 3% da área regularizada. Apesar dos esforços empenhados nos últimos cinco anos para se criar uma infra-estrutura mínima para sua gestão e para elaborar o seu plano de manejo (em andamento), o parque ainda não foi implementado. A APA Serra da Mantiqueira (422.000 ha), criada em 1985, apesar de possuir um conselho consultivo ativo, até hoje não possui o instrumento de planejamento e ordenamento territorial, conforme previsto na Lei que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985 de 18 de julho de 2000). A APA Fernão Dias (180.300 ha), criada em 1997 como medida compensatória pela duplicação da rodovia Fernão Dias (BR 381), para garantir a conservação dos recursos hídricos frente ao esperado crescimento urbano e industrial advindo da obra, só começou a ser implantada em 2007 com a contratação de uma gerente e com o início dos estudos para elaboração de seu zoneamento. O Parque Estadual Serra do Ibitipoca, implementado e com situação fundiária resolvida, sofre com a pressão crescente da visitação pública, que é intensa para o seu reduzido tamanho (1.488ha). Apesar de não sofrer com a pressão da visitação, e de não apresentar conflitos com o entorno, a Floresta Nacional de Passa também apresenta um tamanho reduzido (348 ha), representado em grande parte por monocultivos de Araucaria, Pinus e Eucaliptus.

Localizada numa região de relevo bastante acidentado, a área de estudo apresenta um grande gradiente altitudinal, com cotas altimétricas variando de 800 a 2.800 metros. As cotas mais elevadas concentram-se na porção sul da área de estudo onde estão localizados os picos Pedra da Mina, com 2.790 m (no município de Passa Quatro); Agulhas Negras,

com 2.787m (em Itamonte); Três Estados, com 2.665 m (em Passa Quatro) e Prateleiras, com 2.540 m (em Itamonte).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwb – tropical de altitude, com inverno frio e seco e chuvas elevadas no verão. No inverno, principalmente nos meses de junho e julho as temperaturas podem ser negativas. No município de Maria da Fé, reconhecido por registrar as maiores baixas do Estado de Minas Gerais, as temperaturas registradas por Andrade & Vieira (2003) em uma estação meteorológica situada a 1.258 metros de altitude, num período de 10 anos (1990 a 1999), atingiram uma mínima de $-4,9^{\circ}\text{C}$ e 18 dias de geadas por ano, em média.

A precipitação média anual ultrapassa 1.500 mm, variando com a altitude (Simas *et al.*, 2005; Andrade & Vieira, 2003). No Parque Nacional do Itatiaia, localizado nos limites dos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, o índice pluviométrico anual registrado na altitude de 2.450 metros foi de 2.240 mm, enquanto que na estação meteorológica de Maria da Fé (1.258 metros), foram registrados 1.460 mm (Andrade & Vieira, 2003). A precipitação elevada associada ao relevo fortemente acidentado favorece a ocorrência de eventos catastróficos de deslizamentos e enchentes. No verão de 2000, por exemplo, o município de Passa Quatro foi assolado por um excepcional evento pluviométrico. Em apenas quatro dias houve um acumulado de 600,6 mm de chuvas, sendo que só no terceiro dia foram acumulados 322,6mm (Conti, 2001), acarretando deslizamentos de vertentes e inundações com fortes conseqüências sociais, econômicas e ambientais.

O sistema de montanhas da Mantiqueira, que se estende pelos Estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, sem uma delimitação bem definida, constitui juntamente com a Serra do Mar, na mais destacada feição orográfica da borda atlântica do continente sul-americano (Almeida & Carneiro, 1998). Os relevos da Mantiqueira são formados principalmente por rochas do complexo cristalino, tais como gnaisses, xistos cristalinos, quartzitos, ocorrendo também intrusões de rochas eruptivas alcalinas como as que formaram o maciço do Itatiaia (Mendes Jr. *et al.* 1991). Quanto ao controle litológico do relevo, desempenham papel importante rochas resistentes como os maciços alcalinos mesozóicos que sustentam as mais altas elevações da Mantiqueira, tal como o planalto alcalino do Itatiaia, onde estão localizados os picos das Agulhas Negras e da Pedra (Almeida & Carneiro, 1998).

Nas cumeeiras quartzíticas da Serra da Mantiqueira, os solos em geral são rasos, arenosos, ácidos, pobres em nutrientes e ricos em ferro e alumínio trocáveis (Benites, 2002; Benites *et al.*, 2005; Schaefer, 2006). Devido às restrições nutricionais desses solos, associadas às baixas temperaturas médias diárias que reduzem a atividade de microorganismos, a decomposição da matéria orgânica é lenta, ocorrendo grandes acúmulos de substâncias húmicas, principalmente nas áreas acima de 2000 m, onde podem ocorrer pequenas lagoas e turfeiras (Mendes Jr. *et al.* 1991; Benites, 2002; Simas *et al.*, 2005).

A área de estudo está dentro da macrobacia do Prata, abrangendo parte das bacias hidrográficas do Rio Grande, do Rio Paraíba do Sul e do Rio Tietê (Rio Jaguari no território mineiro) (Figura 2). A região abriga as nascentes do Rio Grande e vários afluentes ainda bem preservados desses três rios. O potencial hídrico associado aos declives topográficos resulta na presença de várias cachoeiras e corredeiras de expressiva beleza cênica bastante explorada pelo turismo. A riqueza hídrica da região é refletida no próprio nome da Serra da Mantiqueira, que tem sua origem na língua Tupi e significa “serra das vertentes”, do *Mann* – coisa grande e *Tiquira* – que verte (Rodrigues, 2003).

A disponibilidade hídrica, associada à sua localização geográfica, perto de grandes centros urbanos, confere à área um importante papel. As águas geradas na Mantiqueira abastecem grande parte da cidade de São Paulo e várias outras cidades no vale do Paraíba do Sul. A bacia hidrográfica do rio Jaguari, localizada nos municípios de Extrema, Camanducaia, Itapeva e Toledo, é responsável pela produção da maior quantidade de água que abastece o Sistema Cantareira. Esse sistema, um dos maiores de abastecimento público do mundo, fornece água para 8,8 milhões de pessoas, ou seja, 46% da população da Região Metropolitana de São Paulo (Whately & Cunha, 2007).

Apesar do expressivo papel para o abastecimento de regiões densamente ocupadas do país, a região enfrenta problemas relacionados ao assoreamento, poluição e contaminação química das águas. Merece destaque, o plantio da batata inglesa, que é a cultura agrícola de maior importância econômica em alguns municípios dessa porção do corredor, tais como Maria da Fé, Extrema, Camanducaia, Toledo e Virgínia (IBGE, 2003). O uso intensivo de produtos químicos e a tradição do cultivo em áreas com alta declividade durante o período chuvoso e nas várzeas dos rios durante as secas, causam um grande impacto ambiental e comprometem a qualidade das águas.

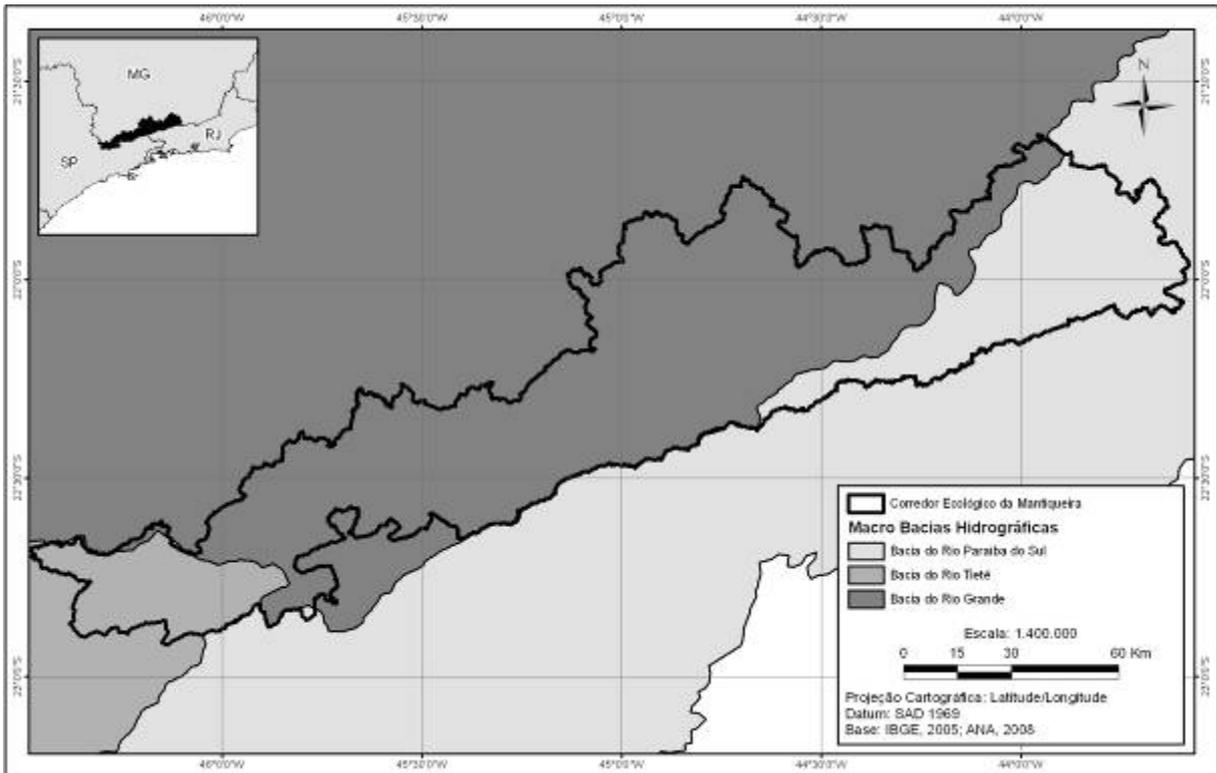


Figura 2 - Bacias hidrográficas abrangidas pelo Corredor Ecológico da Mantiqueira

Em Maria da Fé, o maior município produtor de batata da área de estudo, foi identificada no ribeirão Cambuí a presença de Aldicarb, princípio ativo de agrotóxicos e defensivos da classe I, a mais tóxica, muito usados no plantio da batata (Consórcio Museu Emílio Goeldi, 1999). Outra importante fonte de contaminação dos cursos d'água dessa região é o lançamento de esgotos nos rios. No município de Camanducaia, por exemplo, todo esgoto produzido pela sede urbana e pelo distrito de Monte Verde, uma das localidades turísticas mais procuradas na porção mineira da Serra da Mantiqueira, é despejado *in natura* nos rios Camanducaia e Jaguari, ambos formadores de um dos reservatórios do Sistema Cantareira (Whately & Cunha, 2007).

As diferentes formas de relevo, somadas às características específicas dos solos e climas, condicionam a diversidade de tipologias vegetais observadas na área de estudo. Originalmente, a cobertura florestal da região era representada pelas florestas estacional semidecidual, ombrófila densa, ombrófila mista e zonas de contato entre as mesmas. Seguindo um gradiente altitudinal, as florestas estacionais e ombrófilas densas se subdividem, ainda, em submontana (de 50 a 500 m de altitude); montana (de 500 a 1.500 m)

e; alto Montana (acima de 1.500 m). As ombrófilas mistas, ou floresta de Araucárias, se subdividem em montana (de 800 a 1.200m) e alto montana (1.200 a 1.800 m) (Ministério das Minas e Energia, 1983).

Acima de 1.000 m, em solos rasos e ácidos, ocorrem as formações campestres, que se diferenciam em campos gramíneos, campos rupestres e campos de altitude. No alto das serras sobre quartzito ocorrem os campos rupestres, formações mais típicas da Serra do Espinhaço que podem sofrer influência do Cerrado e da Mata Atlântica. Na área de estudo é registrado no Parque Estadual do Ibitipoca e na localidade conhecida como Serra Negra, no município do Rio Preto (Salimena *et al.*, 2006).

Os campos de altitude, que sofrem maior influência de elementos da Mata Atlântica, são mais característicos da Mantiqueira, ocorrendo nas serras mais altas sobre solo granito-gnaiss e, da mesma forma que os campos rupestres, apresentam uma vegetação altamente especializada com alto grau de endemismo (Joly, 1970; Salimena *et al.*, 2006). Em locais de altitudes elevadas, acima de 1800 m, como p. ex. no Parque Estadual da Serra do Papagaio, ocorrem formações campestres nativas que, em alguns casos, podem ter substituído formações florestais alto montanas que foram desmatadas ao longo da história de ocupação da região. Nas altitudes menores, principalmente ao norte das cidades de Aiuruoca e Alagoas, ocorrem os campos gramíneos, onde predominam espécies de campo-cerrado. Essa formação, principalmente nas partes mais baixas da Mantiqueira, está sendo substituída em grande parte por pastagens com espécies exóticas.

A criação de gado leiteiro, junto com o cultivo de batata e milho, é a maior geradora de renda entre os produtores rurais familiares do Corredor Ecológico da Mantiqueira (Andrade & Vieira, 2003; Gomes, 2005). A pecuária extensiva, realizada em áreas de relevo e solos inadequados, além de pouco produtiva, atuou como indutora do desmatamento e de incêndios florestais, principalmente nas menores altitudes, onde a floresta estacional se encontra bastante fragmentada. Apesar do processo de fragmentação não ser tão intenso nas altitudes mais elevadas, onde predomina a floresta ombrófila densa, é possível observar vários pequenos focos de desmatamentos isolados no interior dessa floresta. Sendo que mesmo nas altitudes mais elevadas, acima de 1.800 m, registra-se ao longo de toda Mantiqueira a presença de gado no interior das florestas e nos campos de altitude (França & Stehmann, 2004; Vasconcelos & D'Angelo Neto, 2008; *observação pessoal*). Apesar de não

existirem estudos sobre o impacto do pisoteamento do gado sobre as espécies do substrato herbáceo das florestas e sobre a composição florística dos campos, em algumas formações campestres é possível identificar erosões causadas pelo pisoteamento, inclusive em algumas áreas dentro do Parque Estadual da Serra do Papagaio, onde a atividade pecuária voltada para subsistência vem sendo desenvolvida desde o início do século passado de forma tradicional.

Com o declínio das minas de ouro no final do século XIX e do café no início do século XX, a pecuária leiteira passou a ser uma das principais atividades econômicas da região. Ao longo dos anos, a pecuária extensiva moldou a paisagem da Mantiqueira (Mendes Jr. *et al.*, 1991; COPPE / UFRJ, 2000; Rodrigues, 2003; Gomes, 2005). Executada em área de relevo acidentado e em solos não adequados à atividade (Ministério das Minas e Energia, 1983), a pecuária leiteira na área de estudo é realizada em grande parte de maneira predatória.

Áreas de preservação permanente, representadas pelas nascentes, topos de morro e encostas íngremes, foram transformadas em pastagens e continuam a sofrer com o desmatamento, pisoteamento pelo gado e queimadas. Além de ser um dos fatores responsáveis pela fragmentação, principalmente da floresta estacional, a atividade pecuária realizada em áreas inadequadas para esse tipo de atividade promoveu uma estagnação econômica e social, fato agravado nos últimos anos com o declínio no preço do litro de leite e as dificuldades financeiras e técnicas para investir na adequação e modernização da pecuária por parte dos pequenos proprietários rurais.

Embora o sul de Minas Gerais seja uma das regiões economicamente mais dinâmicas do Estado, com o segundo produto interno bruto (PIB) estadual, os municípios abrangidos pela área de estudo apresentam características distintas da média dos municípios dessa região de planejamento do Estado (Gomes, 2005; Costa *et al.*, 2006). Segundo dados do IBGE (2007), a população total na área de estudos é de 460.322 habitantes, distribuídos em sua maioria em municípios de pequeno porte, dinamismo demográfico baixo e relativamente pouco grau de urbanização. 90% dos municípios (38 municípios) possuem até 20 mil habitantes, sendo que 67% dos municípios (28 municípios) possuem menos de 10 mil habitantes. Apenas 9% (4 municípios) têm mais que 20.000.

A maioria dos municípios tem a sua população concentrada na área urbana, sendo que os municípios com grau de urbanização igual ou inferior a 50% estão situados na faixa de população até 10.000 habitantes. Na medida em que os municípios vão ficando mais populosos, a taxa de urbanização também aumenta. Os municípios mais populosos da área de estudo, São Lourenço e Itajubá, apresentam grau de urbanização de 98% e 100% respectivamente (IBGE, 2003). O dinamismo da economia do sul de Minas nas últimas décadas, baseado essencialmente no setor agro-industrial moderno e de grande porte, não contribuiu para alterar o perfil da atividade agropecuária dos municípios do Corredor Ecológico da Mantiqueira, voltada para a subsistência, como observado principalmente nos municípios com até 5 mil habitantes (Mendes Jr. *et al.*, 1991; Andrade & Vieira, 2003; Gomes, 2005). O relevo acidentado não permitiu a mecanização das atividades agropecuárias que são realizadas fundamentalmente com mão de obra familiar, principalmente nas áreas de menor concentração fundiária com propriedades de até 10 hectares.

Essa peculiaridade da economia local é relevante para o delineamento das ações de desenvolvimento e conservação, uma vez que os municípios do corredor estão incluídos numa unidade de planejamento do Estado, o sul de Minas, que apresenta um setor agro-industrial forte e bastante desenvolvido tecnologicamente. Essa contradição além de mascarar as dificuldades econômicas enfrentadas pela maioria dos municípios do corredor, dificulta a adoção de políticas públicas de incentivo ao desenvolvimento mais adequadas para a região. A utilização do potencial para a conservação da biodiversidade e das águas que a região apresenta ainda é muito pouco explorada nas políticas públicas. O pagamento por serviços ambientais, por exemplo, poderá ser um dos mecanismos financeiros para viabilizar a conservação das florestas do corredor e contribuir para movimentar a economia local, principalmente nas localidades onde a floresta coexiste com a economia estagnada. Além disso, a baixa produtividade da atividade pecuária praticada de maneira arcaica, com uso de queimadas e exploração acima da capacidade de suporte dos solos, exige dos órgãos governamentais de assistência rural e desenvolvimento social o planejamento e execução de medidas para a capacitação, assistência técnica e introdução de novas tecnologias para a pequena produção familiar.

Os únicos municípios com uma economia industrial, Camanducaia, Extrema e Itajubá, localizam-se ao longo da BR 381 (rodovia Fernão Dias), que liga Minas Gerais a São Paulo

e ao longo da BR 459, que liga Poços de Caldas (MG) a Lorena (SP), passando por Itajubá. Esses municípios apresentam uma economia sujeita a mudanças, relacionadas ao aumento de empreendimentos industriais complementares ao parque industrial situado no eixo São Paulo – Rio de Janeiro (Gomes, 2005). A implantação de novas indústrias potencialmente aquecerá a economia regional, que enfrentou um longo período de estagnação. Entretanto, o desenvolvimento da região deve ser realizado dentro de um planejamento ambiental rigoroso, uma vez que a região é de extrema importância para a conservação de recursos hídricos, fundamentais para o abastecimento de várias cidades, incluindo São Paulo. Conforme já mencionado, a possibilidade da expansão das atividades industriais, impulsionada pela duplicação da rodovia Fernão Dias, foi um dos principais motivos para criação da APA Fernão Dias, ainda não implementada. Algumas iniciativas, tais como a criação de comitês de micro bacias e o programa, no município de Extrema, de pagamento para os produtores rurais recuperarem suas florestas estão começando a despontar na APA, buscando garantir a conservação desses recursos hídricos estratégicos.

A proximidade com as cidades do Rio de Janeiro e São Paulo, representa uma constante pressão sobre a economia e ocupação da região. Além do potencial de expansão do setor industrial, existe um turismo voltado para atividades na natureza emergindo como uma nova perspectiva econômica. No início do século passado até meados de 1950, alguns municípios da área de estudo se beneficiaram de suas águas hidrominerais e clima aprazível, desenvolvendo uma economia fortemente voltada para o turismo. Nesse período foi construída a infra-estrutura que persiste até hoje, representada por grandes hotéis e balneários capazes de receber um volume crescente de turistas, que procuravam os balneários para tratamentos ou por causa de seus cassinos. Com a proibição dos jogos, na década de 50, e outras mudanças no contexto nacional, como a modernização dos tratamentos médicos e o aumento da oferta de atrações turísticas em outros locais do país, o turismo baseado nas águas hidrominerais entrou em decadência.

Atualmente, um novo formato de turismo começa a se estabelecer na área de estudo, voltado para as atrações na natureza e desenvolvido a partir de pequenas pousadas e empreendimentos de turismo de aventura e de gastronomia. Junto com esse turismo, desponta a procura por imóveis nas áreas rurais para o estabelecimento de condomínios e chacreamentos, geralmente como segunda moradia do pessoal oriundo de grandes centros urbanos. Para se beneficiarem das novas oportunidades e evitar os impactos decorrentes,

tais como a ocupação desordenada do solo, a contaminação dos cursos d'água e a deterioração das relações sociais, os municípios são obrigados a se preparar, através do ordenamento da atividade turística e do planejamento territorial.

Infelizmente poucos municípios da área de estudo utilizam os instrumentos de planejamento existentes, tal como o plano diretor municipal, previsto no Estatuto das Cidades (Lei 10.257, de 10 de julho de 2001). A ausência de planejamento territorial e o descumprimento da legislação ambiental já provocaram sérios danos socioambientais nas duas cidades precursoras do turismo voltado para os atrativos da natureza localizadas próximas ao Corredor Ecológico da Mantiqueira: Campos de Jordão, em São Paulo, e Visconde de Mauá, no Rio de Janeiro. Monte Verde, uma pequena localidade do município de Camanducaia, recentemente começou a traçar o mesmo caminho e hoje já enfrenta problemas relacionados com a ocupação ilegal das encostas, parcelamento ilegal do solo rural, assoreamento e poluição de cursos d'água, concentração de turistas numa determinada época sobrecarregando o sistema sanitário, sonegação de impostos, entre outros.

De fato, a maioria dos municípios da área de estudo está pouco aparelhada para o planejamento e a gestão ambiental municipal. Um diagnóstico realizado pela associação civil Valor Natural em 38 municípios do Corredor Ecológico da Mantiqueira (Ribeiro, 2005) revelou que das 20 prefeituras que alegavam ter estrutura administrativa para tratar da gestão ambiental, somente 11 (29%) tinham algum tipo de estrutura que tratava exclusivamente do tema ambiental. 18 prefeituras (47%) alegaram não ter qualquer estrutura ou funcionário para tratar do tema. Essa situação torna-se particularmente grave considerando-se a política pública atual de descentralização da gestão ambiental, que repassou várias atribuições que antes eram do Estado para os municípios.

As práticas agropecuárias arcaicas com utilização de queimadas, o turismo desordenado e a ocupação de áreas de preservação permanente são os principais indutores da fragmentação das florestas e da degradação ambiental observada no Corredor Ecológico da Mantiqueira. Além dessas ameaças, o desmatamento ilegal para extração de madeira e a caça de animais silvestres ainda hoje é praticada na área de estudo, inclusive dentro de unidades de conservação de proteção integral, aumentando a pressão sobre os remanescentes florestais.

Apesar de possuir áreas bem preservadas, principalmente devido ao relevo acidentado, a região apresenta grande potencial para se desenvolver rapidamente nas próximas décadas, impulsionada pelo turismo, pelo aquecimento do mercado imobiliário com a criação de condomínios para população não residente, oriunda de São Paulo e Rio de Janeiro, e pelo crescimento do setor industrial, principalmente ao longo do eixo da rodovia Fernão Dias. Por outro lado, a presença de um expressivo maciço florestal relativamente bem conservado e conectado oferece oportunidades para se estabelecer políticas públicas voltadas para o incentivo à conservação através de compensações ambientais e pagamentos por serviços ambientais. Esse cenário de grandes transformações numa região que ainda detém um expressivo maciço florestal e abriga uma alta diversidade biológica justifica a seleção da área de estudo para o desenvolvimento de um projeto de pesquisa voltado para o desenvolvimento de uma metodologia de planejamento bioregional com foco na conservação dos elementos da biodiversidade.

CAPÍTULO 1 - O ESTADO DA ARTE DO MODELO CORREDOR ECOLÓGICO COMO FERRAMENTA PARA O PLANEJAMENTO REGIONAL

1.1. BASES CIENTÍFICAS DOS CORREDORES ECOLÓGICOS

A criação de espaços protegidos é considerada uma das medidas mais efetivas para a conservação de parcelas significativas do patrimônio biológico mundial. Entretanto, a rede mundial de áreas protegidas, calculada em 11,5% da superfície terrestre (Chape *et al.*, 2003), pode não ser suficiente para proteger uma parcela significativa da biodiversidade global (Rodrigues *et al.*, 2004). Outra limitação é que em todo o mundo as áreas protegidas estão cada vez mais isoladas e circundadas por ambientes modificados, como consequência do crescimento populacional e da expansão das atividades humanas sobre as áreas nativas. Com o tempo essas áreas podem sofrer diversos impactos negativos decorrentes da fragmentação e do isolamento, tais como uma maior suscetibilidade a espécies invasoras e parasitas de espécies nativas, perda de espécies com maiores requerimentos ambientais, resultados deletérios da endogamia, efeitos de borda, entre outros. A investigação dos efeitos da fragmentação e do isolamento do hábitat sobre a permanência das diferentes espécies é hoje um dos temas centrais da conservação da biodiversidade.

Para encontrar soluções para o problema real do declínio de populações ou mesmo a extinção de espécies em ambientes altamente fragmentados, os pesquisadores da biologia da conservação desenvolveram um arcabouço conceitual que considera também as paisagens naturais modificadas, pois a tendência mundial é que as áreas naturais não modificadas passem a ser cada vez mais reduzidas em tamanho e número. Sanderson *et al.* (2002) estimam que 83% da superfície global é diretamente influenciada por algum tipo de atividade humana, sendo que nos biomas terrestres o volume de áreas nativas convertidas em áreas antropizadas é imensamente superior à superfície coberta por espaços protegidos (Hoekstra *et al.* 2005).

Diante deste cenário, principalmente a partir da década de 80, o escopo da conservação começou a se transformar e hoje parece ser consenso entre os especialistas que a conservação só terá sucesso a longo prazo se tratada numa escala regional, incorporando

diferentes unidades da paisagem natural e modificada (Miller *et al.*, 1996; Noss, 1996a; Bennett, 1998, 2003; Noss, 1999b; Forman, 1997; Peck, 1998; Sanderson & Harris, 2000).

Para tratar do tema da sustentabilidade em grandes escalas, os esforços de conservação precisam considerar também os ambientes modificados vizinhos aos fragmentos de vegetação nativa a serem conservados e as influências das atividades humanas sobre o ambiente ao longo do tempo (Forman, 1997; Sanderson & Harris, 2000). Além do contexto onde os remanescentes de habitats estão localizados, o tamanho, a forma e o grau de isolamento dos fragmentos também passaram a ser considerados nas análises sobre a persistência das espécies. Essa mudança de paradigma foi, em grande parte, impulsionada pela tentativa de se aplicar nas ações de conservação os preceitos da Teoria da Biogeografia de Ilhas (Noss, 1999; Shrader-Frechette & McCoy, 1993) e posteriormente, da teoria de metapopulação.

1.1.1. Biogeografia de Ilhas

O lançamento da Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1963, 1967), que procura explicar o número de espécies presentes em uma ilha como o resultado do equilíbrio dinâmico entre as taxas de extinção e colonização - sendo a taxa de extinção dependente do tamanho da ilha e a taxa de colonização da distância de uma fonte no continente; impulsionou uma série de publicações. Embora a Teoria de Biogeografia de Ilhas não trate do planejamento da conservação, logo após a sua publicação vários autores propuseram a sua aplicação no planejamento das áreas protegidas (Diamond, 1973; Terborgh 1974; Willis, 1974; Diamond, 1975; May, 1975).

Em uma publicação clássica, Diamond (1975) argumentou que as reservas de fauna poderiam ser consideradas como “ilhas” com taxas de extinção previsíveis, e que essas taxas poderiam ser minimizadas seguindo os princípios da Teoria da Biogeografia de Ilhas. O autor propôs alguns critérios para orientar o desenho das reservas, segundo os quais grandes reservas são melhores que pequenas; uma única reserva grande é melhor que várias pequenas; reservas próximas são melhores que pequenas; reservas conectadas por corredores são melhores que reservas não conectadas e; reservas circulares são melhores que alongadas.

A sugestão de se aplicar a Teoria de Biogeografia de Ilhas para o delineamento das reservas gerou uma imediata e longa controvérsia (Diamond, 1976; Simberloff & Abele, 1976; Terborgh, 1976; Whitcomb *et al.* 1976, entre outros). O debate em torno do tamanho das reservas, conhecido como SLOSS (*single large or several small*), apesar de não ser o único ponto de controvérsia quanto à utilização dos princípios da teoria para definir o desenho das reservas, serve para ilustrar os desafios enfrentados para se aplicar os fundamentos teóricos no dia a dia da conservação e as diferenças de abordagem entre os ecólogos teóricos.

Simberloff e Abele (1976) foram os primeiros a argumentar que a aplicação da Teoria de Biogeografia de Ilhas nas práticas de conservação era prematura e que extrapolar os conceitos retirados de ilhas reais para “ilhas” de habitats fragmentados era perigoso. Segundo esses autores, a maior conclusão da aplicação da teoria proposta por Diamond (1975), de que os refúgios de fauna deveriam ser estabelecidos em áreas maiores, nem sempre era correta, pois um conjunto de pequenas reservas poderia conter mais espécies do que uma reserva grande de área similar. Outro aspecto considerado por esses autores é que a regra poderia funcionar para um táxon, mas não para outro. Os autores ressaltaram ainda que os altos custos envolvidos na criação de reservas não permitiam que as decisões fossem baseadas em suposições equivocadas.

No mesmo ano, Diamond (1976) abordou as limitações da aplicação da biogeografia de ilhas na conservação e forneceu uma contribuição importante ao debate, argumentando que o ponto principal não era se a reserva continha mais ou menos espécies, mas quais reservas continham mais espécies que seriam extintas na ausência das mesmas. Ainda segundo Diamond (1976), se não era possível criar um sistema de múltiplos refúgios grandes, a melhor solução seria criar uma reserva com o tamanho maior possível associada a uma rede de refúgios menores.

Em 1986, Soulé e Simberloff declaram que o debate em torno de SLOSS era irrelevante. Segundo esses autores, o melhor caminho para definir o tamanho das reservas era identificar espécies alvo cujo desaparecimento iria diminuir significativamente o valor ou a diversidade da reserva; determinar o número mínimo de indivíduos de uma população necessário para garantir uma alta probabilidade de sobrevivência dessa espécie e; usar as densidades conhecidas para estimar a área necessária para sustentar um número mínimo

de indivíduos. Os autores enfatizaram que tanto tamanho (grande) como multiplicidade eram importantes critérios no planejamento da conservação.

Embora a proposta de aplicação da Teoria de Biogeografia de Ilhas tenha gerado uma grande controvérsia, tanto por causa da tentativa de sua aplicação no desenho de reservas, como pelas dificuldades para se testar em campo aspectos importantes do modelo, tal como taxa de dispersão, a Teoria de Biogeografia de Ilhas foi inovadora ao introduzir o componente espacial (tamanho e isolamento da área) nas avaliações sobre a permanência das espécies (Peck, 1998; Noss, 1999; Shrader-Frechett & McCoy, 1993; Lindenmayer & Fischer, 2006). Devido ao seu esse caráter inovador, a Teoria de Biogeografia de Ilhas abriu o caminho para fortalecer a integração da teoria ecológica com a prática da conservação e, principalmente, contribuiu com o amadurecimento da biologia da conservação.

1.1.2. Dinâmica de metapopulações

Outro paradigma que vem influenciando os estudos sobre a fragmentação da paisagem e seus efeitos sobre as espécies é oriundo da Teoria de Metapopulação (Hanski & Gaggiotti, 2004). Uma metapopulação é um conjunto de populações com distribuição espacial descontínua, separadas por ambientes onde as espécies não podem sobreviver, mas que permitem o intercâmbio de indivíduos entre as mesmas. Como o ambiente no entorno do fragmento de habitat não é favorável à permanência e sobrevivência dos indivíduos, o movimento dos mesmos entre os fragmentos não é uma rotina (McCullough, 1996). Por outro lado, numa metapopulação deve ocorrer pelo menos alguma possibilidade de dispersão de indivíduos entre as diferentes populações, permitindo o equilíbrio local entre extinções e (re)colonizações.

Seguindo esse princípio, se um remanescente de habitat natural isolado não é suficiente para manter uma população viável de determinada espécie focal, um conjunto de áreas (remanescentes) bem conectadas poderá manter uma metapopulação viável. Esse princípio assume que a conectividade é determinada pelas características biológicas e demográficas das espécies alvo, bem como pelas características da paisagem que podem facilitar ou impedir o movimento entre os remanescentes (Taylor *et al.* 2006; Bennett, 1998, 2003). A não inclusão das características do ambiente do entorno dos remanescentes no modelo, foi uma das principais críticas feitas no lançamento da teoria (Hanski & Gaggiotti, 2004).

A dinâmica da metapopulação, assim como a biogeografia de ilhas, considera a paisagem como um sistema de “habitat” e “não habitat”, considerando que a matriz (“não habitat”) é uniforme e com o mesmo grau de resistência ao deslocamento dos indivíduos (Ricketts, 2001). Esse reducionismo também provocou diversas críticas à teoria, a exemplo do que ocorreu com a utilização da biogeografia de ilhas na conservação da biodiversidade.

As críticas se basearam principalmente no fato da teoria considerar o isolamento, uma parte crucial do modelo, como simplesmente a distância entre fragmentos (MacCullough, 1996; Ricketts, 2001), não tratando de outros aspectos da paisagem, tais como permeabilidade da matriz, forma dos fragmentos e efeito de borda. Entretanto, o desenvolvimento do conceito de metapopulação forneceu uma ferramenta teórica para se estimar quantas populações serão mantidas num ambiente fragmentado (McCullough, 1996). O fato das espécies se arranjam em manchas de habitat descontínuas ao longo da sua área de distribuição já era reconhecido pelos pesquisadores, não obstante a maioria dos ecólogos tratava o tamanho da população alvo como infinito e uniformemente distribuído (Hilty *et al.*, 2006).

Embora ainda tenha pouca aplicabilidade no mundo real da conservação, pela ausência de dados demográficos suficientes para a sua utilização e as dificuldades inerentes de obtê-los, os debates em torno da dinâmica de metapopulações ajudaram a ampliar as preocupações com a fragmentação do hábitat.

1.1.3. A Biologia da Conservação e a Ecologia das Paisagens

Conforme abordado anteriormente, com a crescente conversão de ambientes naturais em áreas modificadas, os remanescentes de habitats disponíveis para as espécies estão se tornando cada vez menores e mais isolados. De uma maneira geral, as populações isoladas tornam-se mais vulneráveis à extinção devido à redução de acesso aos recursos, à erosão genética, ao aumento da susceptibilidade a catástrofes ambientais e aos acidentes demográficos (Harris, 1984 e Soulé, 1987 *apud* Noss, 1991). O impacto negativo do isolamento também será influenciado pelo tipo de ocupação das áreas adjacentes, que poderá maximizar o efeito de borda, o risco de invasão por espécies exóticas e a vulnerabilidade a incêndios florestais, além de limitar o deslocamento de indivíduos de determinadas espécies entre os remanescentes. Apesar da preocupação com o

isolamento já vir de longa data nas discussões científicas, somente recentemente os estudos de campo sobre os efeitos da conformação da matriz sobre o deslocamento das espécies, e conseqüentemente sobre a dinâmica das populações, começaram a ser desenvolvidos (Gascon *et al.*, 1999; Ricketts, 2001).

Duas disciplinas correlatas, e relativamente recentes, se desenvolveram a partir do arcabouço teórico das teorias de biogeografia de ilhas e da metapopulação, a biologia da conservação e a ecologia da paisagem. Essas disciplinas são responsáveis pelo desenvolvimento de estudos que visam investigar os efeitos da área, isolamento, conectividade e qualidade da matriz sobre a permanência das espécies, fundamentais para tratar dos problemas relacionados à crescente fragmentação dos habitats. Embora a aplicação no mundo real dos preceitos gerados por essas disciplinas ainda seja limitada, devido à escassez de dados sobre as espécies e sobre os processos ecológicos, cada vez mais as ações de planejamento e conservação da biodiversidade são tomadas com base no conhecimento científico gerado por essas disciplinas. A preocupação, por exemplo, com o manejo do solo entre os remanescentes de habitat ou no entorno das áreas protegidas, visando maximizar a permeabilidade da paisagem e facilitar o fluxo entre indivíduos do maior número de espécies é um enfoque que começou a ser considerado no universo da gestão ambiental, voltada para a conservação da biodiversidade.

Apesar de ser um campo do conhecimento que vem evoluindo desde os primórdios da década de 1930, três eventos marcaram o amadurecimento da biologia da conservação como uma disciplina autônoma: um simpósio organizado por Michael Soulé, em 1978, em São Diego (EUA), a fundação da Sociedade para Biologia da Conservação, em 1985, e a criação do jornal "Conservation Biology", em 1987 (Noss, 1999). Ao longo dos últimos trinta anos, a Biologia da Conservação vem fornecendo muitas contribuições para tratar do problema da destruição de habitats e perda de espécies (Noss, 1996; Ricketts, 2001; Saunders *et al.*, 1991; Bierregaard *et al.*, 1992; Fahrig, 2003).

Como uma disciplina norteadada para os valores intrínsecos, mas também instrumentais da natureza, a biologia da conservação tem a sua ênfase na prevenção de extinções e na manutenção da integridade da biosfera (Noss, 1999). Diferentemente da ecologia clássica, a biologia da conservação é orientada para encontrar respostas para a conservação da biodiversidade, fazendo uso de generalizações empíricas na escassez de dados. A partir da

Teoria de Biogeografia de Ilhas, a biologia da conservação desenvolveu poderosas ferramentas, tais como análise da viabilidade de população de espécies focais e uso de algoritmos para definir a rede de áreas protegidas (Noss, 1979).

Ao reconhecerem que apenas o tamanho era inadequado para medir a efetividade das reservas, alguns estudos procuram demonstrar como as condições das áreas adjacentes às reservas podem afetar negativamente a sua biodiversidade (Sanderson & Harris, 2000; Ricketts, 2001). Alguns autores demonstraram ainda que as paisagens compostas por condições abióticas especialmente heterogêneas provêm uma diversidade maior de nichos potenciais para plantas e animais comparados com paisagens mais homogêneas (Burnett *et al.*, 1998; Nichols *et al.*, 1998). Assim, a importância da manutenção das características funcionais das reservas e da heterogeneidade ambiental começou a ser considerada nos modelos de conservação desenvolvidos pela ecologia da paisagem.

A ecologia da paisagem, mais do que um estudo das relações entre o meio físico e biótico, introduziu a preocupação com os padrões da paisagem e dos seus condicionantes. Tendo como base as ciências geográficas e ecológicas, a ecologia da paisagem estuda a estrutura, função e mudança nos elementos espaciais da paisagem ao longo do tempo.

Quando ocorria o debate em torno do tamanho ideal de reservas (SLOSS), um estudo sobre as mudanças nas populações de 16 espécies de aves aquáticas no Parque Nacional *Everglades*, na Flórida, já demonstrava que a aplicação da teoria de biogeografia de ilhas para o desenho de reservas de vida silvestre requeria mais cautela (Kushladen, 1979 *apud* Sanderson & Harris, 2000). O estudo demonstrou que o número de espécies era afetado pelo contexto onde as áreas estavam inseridas, sendo que apenas tamanho de área era uma medida inadequada para se avaliar a efetividade da reserva. Esse estudo demonstrou que a heterogeneidade ambiental e as características funcionais da reserva, tal como mudanças no nível da água nas áreas vizinhas, também tinham que ser consideradas. Ao tratar da conservação das espécies mais especializadas, o autor alertou que a abordagem deveria ser regional, pois era necessário manter refúgios para recolonização em caso de mudanças nas condições ambientais (Sanderson & Harris, 2000).

O estudo anteriormente citado ilustra a tendência, que começava a despontar já na década de 1970, de se tratar a conservação da biodiversidade numa escala regional. Essa

tendência culminou na “formalização” da ecologia da paisagem, em um encontro em Allerton Park, nos Estados Unidos, em abril de 1983 (Sanderson & Harris, 2000). Nesse encontro, foi discutida a fundação de uma nova disciplina reconhecida como “ecologia regional” ou “ecologia da paisagem” (Sanderson & Harris, 2000). Na realidade, o termo ecologia da paisagem, ainda sem se constituir numa disciplina, foi usado pela primeira vez em 1939, por um biólogo alemão que depois se tornou geógrafo, chamado Carl Troll (Turner *et al.*, 2001). Encantado com o advento das fotografias aéreas, ele usou o termo não para designar uma nova disciplina, mas um novo ponto de vista para entender os complexos fenômenos naturais (Zonneveld, 1990 e Schrieber, 1990 *apud* Turner *et al.*, 2001).

Como todo campo do conhecimento que ainda está se consolidando, os pesquisadores se preocupam em clarear os conceitos e documentar a evolução da disciplina emergente. Desse modo, várias publicações exploram a história da ecologia da paisagem (Dramstad *et al.*, 1996; Turner *et al.*, 2001; Hilty *et al.*, 2006; Sanderson & Harris, 2000). Forman (1997) apresenta uma síntese que ajuda a dar uma dimensão da evolução ocorrida desde a introdução do termo em 1939. Segundo esse autor, a evolução da ecologia da paisagem pode ser compreendida em três fases distintas. Primeiro, até 1950, ocorreu a fase denominada como *da história natural e do meio ambiente físico*, que teve ênfase no entendimento da natureza sobre grandes áreas. Uma segunda fase, denominada *da configuração*, entre 1959 a 1980, onde diversas linhas de investigação (geografia, geobotânica, planejamento, ecologia, geografia de plantas e animais, biogeografia de ilhas, sociologia, etc) foram colocadas juntas para dar origem à disciplina como ela é vista hoje. Ainda segundo Forman (1997), a partir de 1980 iniciou a fase atual, *do mosaico da paisagem*, onde as peças são estão sendo arranjadas para composição conceitual de uma ecologia de paisagem e de região.

Segundo a abordagem moderna de ecologia da paisagem, o conhecimento da estrutura e função da paisagem, ou seja, a análise do padrão pelo qual os diferentes elementos da paisagem se integram e se organizam espacialmente, pode nos fornecer a chave sobre os processos que estão ocorrendo. Os processos não seriam aleatórios e sim decorrentes de mecanismos casuais, decorrentes da interação entre padrões espaciais e processos ecológicos, que são causas e conseqüências da heterogeneidade espacial (Forman, 1997).

Forman (1997) demonstrou que diferentes paisagens, formadas por distintos processos geológicos e regimes de perturbações naturais ou humanas, seguem esta estrutura. Segundo o autor, três mecanismos causam a heterogeneidade espacial. Primeiro, a heterogeneidade do substrato, tal como relevo, tipo de solo, unidade, etc, que configura as manchas de vegetação. Segundo, os distúrbios naturais, tais como fogo, tornados e peste, que criam a heterogeneidade. Terceiro, as atividades humanas, tais como desmatamento, construção de rodovias, que dão origem aos fragmentos e corredores e aos padrões do mosaico.

Dessa forma, a ecologia da paisagem, construída tendo como base o papel da heterogeneidade no espaço e no tempo (Sanderson & Harris, 2000), pode nos fornecer o arcabouço conceitual para o planejamento regional voltado para a conservação e uso sustentável da biodiversidade. De acordo com essa abordagem, toda paisagem seria constituída por diferentes padrões que se repetem, formando um mosaico sobre uma matriz. As manchas do mosaico, compostas por unidades de paisagem, podem estar, ou não, interligadas por meio de corredores. A análise da paisagem nos permite identificar estes padrões e propor o desenho “ótimo” para conservar a diversidade de padrões, e teoricamente de nichos e de espécies.

1.1.4. A conectividade e os corredores

Uma das estratégias para conter o problema da fragmentação de habitats é investir em um sistema de conexão da paisagem (*landscape linkages*), entendido como um conjunto de corredores lineares que conectam fisicamente grandes remanescentes de habitats, num mosaico de diferentes usos da paisagem (Noss, 1991). Quando não lineares, os corredores são conhecidos como *stepping stones*, que correspondem a uma seqüência de pequenas manchas de habitat distribuídas entre fragmentos maiores que permitem o deslocamento dos organismos “aos saltos”. Como uma antítese da fragmentação, a conectividade potencialmente permite a manutenção da movimentação dos animais, a dispersão das espécies, o fluxo genético e o efeito resgate.

A conectividade de uma paisagem é determinada tanto pela história de vida dos organismos como pela estrutura da paisagem. A conectividade estrutural, relacionada com configuração espacial da paisagem, é estimada de acordo com as ligações existentes entre os

remanescentes de habitat. Já a conectividade funcional é vista em função das respostas comportamentais dos organismos, que diferem na sua capacidade de dispersão. Aves, morcegos e insetos voadores, por exemplo, usualmente são mais móveis, enquanto que caramujos e insetos terrestres são mais sedentários (Noss, 1991). Para os grandes carnívoros a conectividade da paisagem pode estar relacionada com aspectos da ocupação humana tais como a presença de barreiras, representadas p. ex. pelas cidades ou grandes rodovias, ou à pressão pela caça. Essa distinção entre conectividade estrutural e funcional é importante, pois a conexão física não garante conectividade funcional (Hesse & Fisher, 2001). Entretanto, devido à escassez de dados científicos sobre a biologia e ecologia da maioria das espécies, a maioria dos estudos voltados para análise da paisagem e planejamento ambiental ainda são focados na conectividade estrutural.

Os elementos da paisagem mais usualmente utilizados para restabelecer ou manter o sistema de conexão são conhecidos como corredores, que podem ser definidos de uma maneira geral como 'espaços nos quais a conectividade entre espécies, ecossistemas ou processos ecológicos é mantida ou restaurada em diversas escalas' (Anderson & Jenkins, 2006). O termo corredor já aparecia na literatura de biogeografia de ilhas e metapopulação relacionado ao seu aspecto funcional, ou seja, à capacidade de permitir o movimento da fauna e flora (Hess & Fischer, 2001). Entretanto, o termo corredor só começou a ser usado relacionado à sua estrutura espacial após a divulgação do modelo de 'mancha (*patch*) – corredor – matriz' ou modelo de mosaico, proposto por Forman e Godron (1981 e 1986 *apud* Hess & Fischer, 2001). Essa abordagem, em que toda paisagem pode ser descrita a partir dos três elementos (mancha-corredor-matriz), é hoje usualmente utilizada na ecologia da paisagem, principalmente na abordagem norte americana (Hess & Fischer, 2001).

Segundo essa abordagem, a matriz é a unidade da paisagem mais extensa e mais conectada. A mancha ou remanescente (*patch*) é a superfície de área não linear que difere em aparência da matriz e das unidades vizinhas, e o corredor é uma superfície linear homogênea que difere em ambos os lados da matriz ou das unidades vizinhas (Hess & Fischer, 2001). Essas definições, utilizadas na ecologia da paisagem, deixam claro a importância dos arranjos espaciais. Diferentemente dos estudos da ecologia clássica, a ecologia da paisagem não trata apenas do tanto que existe de um componente específico da paisagem ou do ecossistema, mas também de como ele é arranjado espacialmente (Turner *et al.*, 2001).

Apesar da efetividade dos corredores em aumentar a conectividade da paisagem ter gerado um grande debate, um número crescente de estudos vem documentando os seus efeitos positivos (Dramstad, 1996; Crooks & Sanjayan, 2006; Anderson & Jenkins, 2006). Entre as vantagens potenciais geralmente apontadas para a existência de corredores estão aumentar a taxa de migração nos remanescentes, aumentando a riqueza de espécies, diminuindo as possibilidades de extinções locais e mantendo a variação genética dentro das populações; prover uma área maior para espécies com áreas de uso maiores e refúgios contra predadores ou distúrbios e; aumentar a variedade de tipos de habitats para espécies que necessitam de fontes de recursos heterogêneas (Noss, 1987; Hobbs, 1992; Beier & Noss, 1998; Crooks & Sanjayan, 2006).

Dentre as desvantagens potenciais mais citadas, estão aumentar a taxa de migração para os remanescentes, facilitando a dispersão de patógenos e espécies exóticas; facilitar a propagação de incêndios; aumentar a exposição a predadores e caçadores; existir a possibilidade do corredor ser composto por habitat não apropriado para os requerimentos das espécies, incentivando esforços em locais não adequados e; ampliar os custos e causar conflitos com outras estratégias de conservação (Soulé & Simberloff, 1986; Simberloff, 1988; Csuti, 1991; Hobbs, 1992; Simberloff *et al.* 1992; Hess, 1994; Crooks & Sanjayan, 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006).

Parte do debate se deve porque existem poucas evidências empíricas sobre o efeito dos corredores para ampliar a conectividade da paisagem, apesar do reconhecimento de que a preservação de um certo grau de conectividade da paisagem fortalece os esforços para conservar as espécies e habitats (Noss, 1987; Beier & Noss, 1998; Crooks & Sanjayan, 2006). Além disso, a maioria dos estudos realizados é descritiva e poucos estudos são experimentais, o que limita as inferências sobre a efetividade dos corredores (Crooks & Sanjayan, 2006).

Para avaliar se existem evidências científicas que justifiquem o uso de corredores como ferramenta de conservação, ou se os corredores têm um efeito negativo sobre a sobrevivência das espécies, Bier e Noss (1998) realizaram uma revisão na literatura que procurou responder a seguinte questão 'em fragmentos de habitat conectados por

corredores, os corredores aumentam ou diminuem a viabilidade populacional de espécies alvo?'.

A revisão demonstrou que apenas 12 dos 32 estudos levantados tinham padrões mínimos para um bom delineamento da pesquisa, sendo que dos 12 estudos bem delineados, 10 forneciam dados persuasivos sobre a efetividade dos corredores. Os outros estudos foram inconclusos fundamentalmente por causa de erros no seu desenho. Entretanto, os autores argumentam que mesmo na ausência de procedimentos experimentais, com réplicas para se traçar inferências sobre o valor dos corredores, é possível fazer análises consistentes a partir de observações de parâmetros de populações de interesse ou, ainda, de movimentos individuais de animais e sugeriram que experimentos fossem realizados onde corredores fossem criados ou restaurados. Os autores não encontraram nenhuma evidência empírica de que os corredores exercem impactos negativos e concluíram que as evidências documentadas demonstram que os corredores podem de fato facilitar o movimento das espécies entre os fragmentos. Apesar da revisão ter sido restrita aos corredores para fins de conservação, e não sobre corredores artificiais, os únicos efeitos negativos sobre a biota nativa registrados foram para corredores artificiais (estradas e rodovias).

A despeito do interesse crescente sobre o tema, refletido no crescente número de publicações com que fazem referência ao termo “corredor” (Figura 3), muitas vezes seu papel não é claramente explicitado nos diferentes estudos, o que tem gerado confusão sobre os seus objetivos. A dificuldade se dá em grande parte, devido às diferentes abordagens sobre sua função.

Hess e Fischer (2001) realizaram uma revisão na literatura sobre o uso do termo “corredor”, empregado para descrever funções estruturais, funcionais ou ambas. Segundo esses autores, a ausência de uma terminologia clara e consistente acarreta confusão sobre os seus objetivos e, conseqüentemente, sobre a maneira como os corredores serão designados, manejados e avaliados. Apesar de ser difícil uma definição única, devido às diversas funções ecológicas que podem ser exercidas por um corredor, é necessário explicitar todas as possíveis funções esperadas nos trabalhos de investigação científica e de planejamento ambiental (Hess & Fisher, 2001).

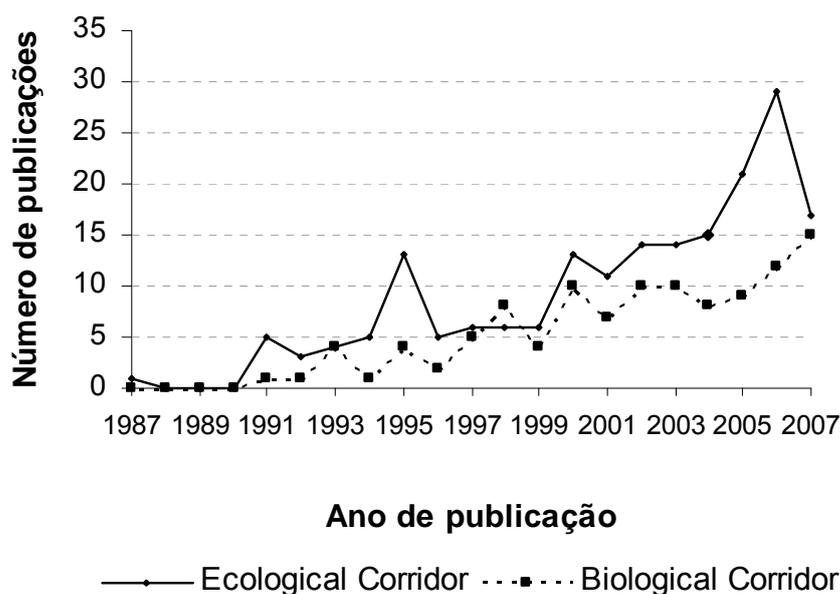


Figura 3 - Número de publicações encontradas no site de busca Web of Science com os termos 'ecological corridor' e 'biological corridor'.

Forman (1997) atribui cinco principais funções ecológicas para os corredores: habitat, condutor, filtro, fonte e dreno. Quando um corredor funciona como condutor, os organismos apenas se deslocam através dele de uma área para outra, se os organismos encontram condições de sobrevivência e reprodução o corredor passa a funcionar como habitat. A função de habitat é a melhor compreendida, mas pouco documentada (Forman, 1997). Um corredor funciona como filtro, ou barreira, quando os organismos são inibidos de atravessá-lo parcial ou totalmente. Fonte e dreno estão relacionados aos aspectos demográficos de determinada população. Fonte é o habitat onde a reprodução excede mortalidade e dreno descreve o habitat remanescente onde mortalidade excede reprodução. A maioria dos estudos disponíveis na literatura adota as funções anteriormente descritas, sendo as duas últimas funções aparecem mais raramente (Hesse & Fisher, 2001), talvez pela dificuldade de se obter dados demográficos.

Apesar do conceito de corredores e sua aplicação na conservação virem sendo discutidos há vários anos por especialistas da ecologia aplicada (Simberloff *et al.*, 1992; Forman, 1997; Bier & Noss, 1998; Bennett, 1998, 2003;), a sua utilização prática na conservação da diversidade biológica é relativamente recente, sendo que quase não existem experiências e

procedimentos técnicos para subsidiar a implementação dessas iniciativas (Anderson & Jenkins, 2006). Os estudos sobre comunidade de plantas e animais geralmente indicam a criação de corredores ecológicos como uma ação estratégica de conservação, mas são omissos ou genéricos quanto à metodologia para se criar e monitorar os corredores propostos.

Apesar das dificuldades teóricas, a necessidade urgente de se ampliar a conectividade e a resiliência da paisagem modificada levou a adoção de estratégias de conservação em escala regional, incorporando o mosaico de diferentes usos da terra, expandindo o escopo da conservação para além das áreas protegidas. Conforme anteriormente abordado, as unidades de conservação isoladamente não serão suficientes para manter populações viáveis ao longo do tempo. Além disso, abordagens pontuais não possibilitam o entendimento dos diferentes mecanismos indutores de degradação e a projeção de cenários futuros para uma ação antecipada. Diante desse cenário, começaram a ser propostos instrumentos de planejamento regional em áreas de elevada relevância ecológica, entre eles o modelo de planejamento 'corredor ecológico' ou 'corredor de biodiversidade'.

1.2. CORREDOR COMO FERRAMENTA DE PLANEJAMENTO REGIONAL

1.2.1. Introdução

Um dos grandes consensos no universo da conservação é que a fragmentação e a perda de habitats é a maior ameaça à biodiversidade. Com a crescente modificação do uso do solo, os ambientes naturais disponíveis para as espécies nativas estão se tornando cada dia mais isolados e sujeitos a um maior número de impactos negativos. As estratégias mais adequadas para ampliar a conectividade (funcional) da paisagem ainda são objetos de debate, pois dependem de dados científicos sobre as espécies alvo e sobre as características ecológicas das paisagens, na maioria das vezes não disponíveis. No entanto, algumas generalizações podem ser feitas:

- áreas maiores potencialmente conseguem manter um número maior de espécies;
- habitats isolados irão perder espécies ao longo do tempo;
- as características da paisagem irão definir se determinados organismos podem se deslocar entre as manchas remanescentes de habitat natural;

- o aumento da conectividade (funcional) da paisagem amplia as chances de sobrevivência das espécies;
- as áreas protegidas isoladamente não são suficientes para garantir a manutenção de populações viáveis de determinadas espécies;
- a crescente pressão das atividades humanas sobre as áreas naturais está acelerando a fragmentação dos habitats.

Uma das conclusões mais diretas a partir dessas generalizações é que um sistema composto por remanescentes de habitats naturais (reservas naturais), entremeados por usos do solo mais favoráveis ao deslocamento dos organismos, irá aumentar as chances de sobrevivência do maior número de espécies. A utilização do modelo corredor ecológico ou de biodiversidade como uma unidade de planejamento regional teve como base essas constatações e foi fortemente subsidiado pelas informações científicas oriundas da biologia da conservação. Assim, o modelo de planejamento regional 'corredor ecológico' ou 'corredor de biodiversidade' é explicitamente focado na conservação da biodiversidade.

O termo corredor pode ser definido como um espaço em que a conectividade entre espécies, ecossistemas e processos ecológicos é mantida ou restaurada em diferentes escalas, que variam desde a criação de pequenas conexões entre dois fragmentos de florestas, executadas por comunidades locais, até o planejamento de uma grande região, visando interferir no modo como as pessoas manejam e utilizam os recursos naturais (Anderson & Jenkins, 2006). Num corredor ecológico, aqui entendido como uma unidade de planejamento regional busca-se gerenciar de forma integrada o mosaico com múltiplos usos da terra em grande escala, sob as perspectivas biológicas, sociais e econômicas.

A despeito das discussões científicas sobre a efetividade dos corredores e suas funções ecológicas, o modelo de planejamento regional 'corredor ecológico' começou a ser aplicado em diversos países para se tentar minimizar os problemas decorrentes da fragmentação dos ambientes naturais (Harris & Atkins, 1991; Bennett, 1998, 2003; Herrmann, 1999; Anderson e Jenkins, 2006; Sanderson *et al.* 2006). Um aspecto que chama a atenção na utilização do corredor como estratégia de conservação foi a sua rápida disseminação e a fácil assimilação pelo grande público (Anderson & Jenkins, 2006; Costa *et al.*, 2006; Sanderson *et al.* 2006; *observação pessoal*). O corredor tem um grande apelo para as ações de conservação porque pretende manter ou restaurar a conectividade perdida pela fragmentação. Além

disso, qualquer pessoa pode visualizar um corredor, numa escala pequena de uma propriedade rural ou através de toda a paisagem (Anderson & Jenkins, 2006), o que torna o modelo bastante promissor em termos de estabelecimento de alianças e participação social.

1.2.2. Planejamento da conservação em grande escala

Ao longo da sua utilização nas ações conservação, o termo corredor foi empregado em diferentes escalas. Inicialmente o termo se referia apenas às conexões locais entre fragmentos de florestas ou remanescentes de habitats naturais, principalmente para deslocamento de fauna, conhecidos como corredores de fauna ou corredores florestais. Outro uso foi para designar as possibilidades de conexão através das florestas ripárias, que funcionam como corredores naturais. Mais recentemente, o termo passou a ser utilizado como um instrumento de planejamento regional. Nessa abordagem, os corredores usualmente são considerados como extensas áreas, de grande relevância biológica, compostas por um mosaico de uso de terras protegidas e modificadas, manejadas de forma integrada para garantir o fluxo de indivíduos entre os remanescentes de habitat, aumentando a área disponível para sua sobrevivência de populações viáveis.

O modelo de planejamento regional corredor ecológico, ou de biodiversidade, não é o único a buscar soluções para a perda de espécies em grande escala. Conforme anteriormente mencionado, a criação de espaços protegidos de tamanho suficiente para proteção de ecossistemas, uma das principais estratégias para responder às ameaças crescentes à biodiversidade, é cada vez mais difícil frente à crescente demanda por áreas para o desenvolvimento humano. Diante dessa limitação, desde a década de 1970, diversas iniciativas de planejamento começaram a ser delineadas, buscando manejar de forma integrada as áreas naturais e as utilizadas pela população humana, para assegurar a conservação da biodiversidade e ao mesmo tempo garantir o desenvolvimento sustentável.

De uma maneira geral, essas iniciativas fazem uso de conhecimento científico para selecionar áreas relevantes em termos de diversidade biológica e ao mesmo tempo suficientemente grandes para proteger diversos ecossistemas e promover bens e serviços ambientais necessários à qualidade de vida das populações humanas. Apesar desse tipo de abordagem ecossistêmica já existir desde a década de 1970, com o lançamento das reservas da biosfera pela UNESCO, a sua grande disseminação ocorreu na década de

1990, incentivada pela Convenção da Diversidade Biológica, acordada em 1992 e atualmente ratificada por 197 países e um bloco regional (Ministério das Relações Exteriores, 2008).

A Convenção da Diversidade Biológica tem como objetivos 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. Em seu artigo 6º, determina que os países signatários deverão desenvolver estratégias, planos ou programas para a conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica e integrar conservação e a utilização sustentável da diversidade biológica em planos, programas e políticas setoriais. Apesar da Convenção não tratar dos caminhos a serem empregados para atingir os seus objetivos, e nem das metodologias para o planejamento das ações, vários modelos de planejamento ambiental em larga escala, ou até mesmo intercontinentais, começaram a ser aplicados.

Bennett e Wit (2001) realizaram uma revisão sobre os programas de planejamento da conservação em andamento ao redor do mundo. Foram selecionadas as iniciativas executadas em grandes áreas que tem como proposta manejar a paisagem natural e seminatural. Todos os programas visam manter ou restaurar as funções ecológicas, para conservar a biodiversidade, e ao mesmo tempo criar oportunidades de uso sustentável dos recursos naturais. As 50 iniciativas levantadas são mais comumente denominadas como:

- **redes ecológicas**: essas redes começaram a ser implementadas na Europa, nos anos de 1970 e 1980, onde a forte tradição em planejamento do uso da terra permitiu a criação de um ambiente institucional para organizar o uso na escala de paisagem (Bennett & Wit, 2001). Atualmente em expansão na Europa, o modelo é um produto da mudança de paradigma de expandir as ações de conservação e manejo para além das áreas protegidas. As redes ecológicas, baseadas nos princípios da ecologia da paisagem, são constituídas por áreas núcleo, corredores, zona tampão e, se necessário, áreas de recuperação (Jongman, 1995). Podem ser regionais ou intercontinentais, tal como o a Rede Ecológica Pan-Européia que abrange 52 países.

- **rede de reservas**: começaram a ser mais amplamente disseminadas na América do Norte nos anos 1980, com o objetivo de conservar a biodiversidade na escala regional (Bennett & Wit, 2001), através da criação da rede de espaços protegidos, terrestres e marinhos. O

planejamento das reservas deixou a abordagem quase que completamente intuitiva e passou a fazer uso de algoritmos. Nessa ocasião surgiu a tensão conceitual sobre o que é prioritário: conservar o máximo de espécies dentro de reservas ou manter amostras significativas de uma região, bioma, habitat ou comunidades ecológicas e, conseqüentemente, as espécies que os caracterizam (Justus & Sarkar, 2002);

- **planejamento bioregional**: desenvolvido originalmente pelo *World Resources Institute*, EUA, com foco no planejamento e manejo adaptativo em escala bioregional (Miller *et al.*, 1996). Entre as características do planejamento bioregional estão a liderança exercida por uma agência governamental ou não governamental, estrutura de área núcleo, corredor e matriz, sustentabilidade econômica, aceitação social, uso de informação científica, manejo adaptativo, cooperação e integração institucional (Miller *et al.*, 1996);

- **conservação de ecoregião**: iniciativa da ONG internacional WWF, direcionada para conservação de ecoregiões chaves, compreendidas como áreas relativamente grandes que abrigam um conjunto de espécies, comunidades e dinâmicas ambientais específicas (Bennett & Wit, 2001);

- **reservas da biosfera**: esse modelo inovador foi criado pela UNESCO, em 1974, com o propósito de se criar um instrumento de planejamento que conciliasse a conservação da diversidade biológica com o desenvolvimento econômico e social e a manutenção dos valores culturais de uma determinada região. O desenho das reservas da biosfera prevê uma área núcleo para a proteção e uma zona tampão circundante, onde são incentivadas atividades ecologicamente sustentáveis e uma zona de transição flexível que pode compreender variadas atividades agrícolas e de assentamentos humanos (Herrmann, 1999);

- **corredores ecológicos e/ou de biodiversidade**: inicialmente propostos para conservar as áreas de uso de espécies que requerem grandes extensões para sua sobrevivência, o modelo evoluiu para conservar grandes regiões biologicamente estratégicas e sob pressão da fragmentação. Buscando identificar as tendências de ocupação e as fontes atuais e futuras de ameaças sobre os espaços a serem protegidos, o corredor, como um modelo de planejamento regional, trata do planejamento da paisagem de uma grande região, não se limitando às áreas núcleo (ou áreas protegidas) e zonas tampões (Sanderson *et al.* 2006). Um dos primeiros corredores implantados com o enfoque ecossistêmico foi o Corredor Biológico Mesoamericano, que abrange a Costa Rica, Belize, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicarágua e Panamá (Bennett & Wit, 2001; Ayres *et al.*, 2005). Em 1997 esse corredor foi reconhecido oficialmente pelos países e conta com 16 projetos em curso para a sua implementação (Bennett & Wit, 2001). A disseminação ao redor do mundo do

modelo corredor como uma unidade planejamento regional foi impulsionada em grande parte pela ONG Conservation International (CI).

Embora a abordagem varie entre as iniciativas levantadas por Bennett & Wit (2001), no nível estratégico todas elas buscam manter as funções ecológicas e garantir o uso sustentável dos recursos naturais, tendo em comum:

- foco na conservação da biodiversidade na escala de ecossistema, paisagem ou região;
- ênfase na manutenção ou fortalecimento da coerência ecológica, principalmente através do aumento da conectividade;
- criação de zonas de amortecimento no entorno de áreas críticas para conservação;
- promoção de complementaridade entre os objetivos de uso da terra e conservação da biodiversidade, explorando o valor potencial da biodiversidade associada às paisagens seminaturais.

Ao mudar o foco, antes centrado na conservação de áreas ou espécies específicas, para paisagens mais amplas, os esforços de conservação passaram a incorporar diversas áreas temáticas e campos do conhecimento. Todas as abordagens de planejamento e implementação da conservação em escala regional são por essência multidisciplinares. As abordagens que antes integravam uma ou duas disciplinas, e tratavam a conservação em locais específicos, passaram a incorporar metodologias e informações de diversos campos do conhecimento. Atualmente, a conservação da biodiversidade, tratada numa escala regional, integra não só os aspectos das ciências biológicas e ecológicas, mas várias disciplinas correlatas, tais como geomorfologia, hidrologia, pedologia, geografia, economia, sociologia e história. Ao ampliar o foco da conservação, esses modelos buscam influenciar mais ativamente nas políticas públicas de uma região, agindo de maneira mais pró ativa.

Um aspecto importante do enfoque regional da conservação é que os desafios para sua implementação aumentam à medida que a escala é ampliada. Os esforços, que antes eram centrados na conservação de uma pequena área ou de uma espécie, passam a ser direcionados para conservar o maior número de espécies e parcelas significativas de todos os ecossistemas naturais. A maior complexidade que a abordagem regional exige é refletida no número relativamente baixo das iniciativas levantadas por Bennett e Wit (2001) que atingiram a fase de implementação. Inicialmente, os autores levantaram 150 iniciativas

de planejamento regional ao redor do mundo, que foram reduzidas para 119 e posteriormente, detalhadas 38. Dessas, 17 eram redes internacionais, 10 nacionais e 11 sub-nacionais. Em termos de distribuição geográfica, 8 eram iniciativas intercontinentais, 25 em países europeus, 2 na América do Norte e uma na América do Sul, o Corredor Naya, na Colômbia. Das 38 iniciativas detalhadas pelos autores, 13 tinham terminado a fase de planejamento e iniciaram a sua implementação, sendo que nenhuma delas tenha sido completamente implementada.

1.2.3. O Corredor ecológico como uma ferramenta de planejamento regional: a experiência no Brasil

No Brasil, o modelo de planejamento regional, ‘corredor ecológico’ ou ‘corredor de biodiversidade’, só começou a ser amplamente divulgado no início dos anos 90, durante a elaboração do ‘Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil’ (PPG-7). Numa reunião de Cúpula realizada em Houston, Texas, EUA, em julho de 1990, o Grupo dos Sete países mais ricos do mundo (G-7), acolheu o compromisso do Governo Brasileiro em desenvolver ações para diminuição da destruição de suas florestas tropicais, principalmente da Amazônia, e promoção do desenvolvimento sustentado. O G-7, atualmente G-8, se prontificou a cooperar financeiramente com o desenvolvimento do programa piloto, que teria o objetivo de demonstrar que é possível harmonizar interesses econômicos e sociais à preservação do meio ambiente, com soluções entendidas e compartilhadas pelas populações que ali vivem. No âmbito desse programa foi desenvolvido o ‘Projeto Corredores Ecológicos’, cuja primeira versão foi apresentada em 1997 (Ayres *et al.*, 2005). Originalmente, o projeto definiu sete grandes regiões no Brasil para serem implantados corredores ecológicos: cinco na Amazônia e duas na Mata Atlântica (Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 1998; Ayres *et al.*, 2005).

A proposta original do ‘Projeto Corredores Ecológicos’ definiu os corredores como “*grandes áreas que contêm ecossistemas florestais biologicamente prioritários e viáveis para a conservação da diversidade biológica da Amazônia e da Mata Atlântica, compostos por um conjunto de Unidades de Conservação, Terras Indígenas e áreas de interstício, de modo a prevenir ou reduzir a fragmentação das florestas existentes e permitir a conectividade entre áreas protegidas*” (Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 1998). Os corredores não são unidades de conservação, a exemplo das áreas de proteção ambiental (APAs), ou unidades

políticas ou administrativas, mas extensas áreas geográficas onde se destacam ações coordenadas destinadas a proteger uma substancial parcela da biodiversidade na escala dos biomas (Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 2001). Por tratar de ações coordenadas em grandes escalas, o corredor ecológico aproxima-se de outros modelos de planejamento territorial, tais como o planejamento bioregional com foco no manejo adaptativo (Miller *et al.*, 1996) e as reservas da biosfera (Herrmann, 1999).

Para a identificação e seleção dos corredores propostos pelo projeto para a Amazônia brasileira e para a Mata Atlântica, foram utilizados como critérios a riqueza de espécies, a diversidade de comunidades e ecossistemas, o grau de conectividade, a integridade e a riqueza de espécies endêmicas. Para seleção dos corredores da Mata Atlântica foram consideradas as áreas indicadas como de alta prioridade pelo projeto 'Definição das áreas prioritárias para conservação da diversidade biológica da Mata Atlântica do nordeste', desenvolvido pela Conservação Internacional e parceiros em 1994; o zoneamento da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica; os dados oriundos do *workshop* 'Padrões de Distribuição da Biodiversidade da Mata Atlântica Sul e Sudeste'; o mapeamento dos remanescentes de Mata Atlântica realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica (Herrmann, 1999). Além disso, foram mapeadas as unidades de conservação e terras indígenas e realizado um estudo de viabilidade institucional para implementação do modelo.

Devido à grande dimensão abrangida pelos sete corredores propostos, e a conseqüente complexidade para sua implementação, foram selecionados dois corredores para serem prioritariamente implementados: um corredor na Amazônia e outro na Mata Atlântica. A seleção desses corredores prioritários envolveu critérios diferentes para os diferentes biomas sendo que, na Mata Atlântica, o Corredor Central (que abrange os Estados da Bahia e Espírito Santo) foi priorizado em razão do seu alto grau de vulnerabilidade e fragmentação, comparado com o outro corredor proposto, o Corredor da Serra do Mar, situado nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Atualmente, os dois corredores priorizados estão sendo implementados pelo Ministério do Meio Ambiente e Ibama, em parceria com os estados, municípios e várias instituições, entre elas a Cooperação Técnica Alemã (GTZ), Banco Alemão (KFW) e a Conservação Internacional.

A exemplo das dificuldades para adoção de um único conceito para o termo 'corredor' no universo científico, no universo da gestão ambiental também ocorrem conflitos de

interpretação. A primeira vez que o termo apareceu em um instrumento legal de conservação no Brasil foi em 1993 com a publicação do Decreto n.º. 750 (de 10 de fevereiro de 1993), que “*dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica*”. Em seu artigo 7º o decreto proíbe a exploração de vegetação que tenha a função de formar corredores entre remanescentes de vegetação primária ou em estágio avançado e médio de regeneração. Alguns meses depois, em 01 de outubro de 1993, é publicada uma Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) definindo, em seu artigo 6º, o termo ‘Corredor entre Remanescentes’ como: “*faixa de cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária ou em estágio médio e avançado de regeneração, capaz de propiciar habitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente nos remanescentes, sendo que a largura do corredor e suas demais características serão estudadas pela Câmara Técnica Temporária para Assuntos de Mata Atlântica e sua definição se dará no prazo de 90 (noventa) dias*”.

Embora essa resolução nunca tenha sido atendida, provavelmente pelas dificuldades operacionais para a sua aplicação, três anos depois o CONAMA publica nova resolução (Resolução 009, de 24 de outubro de 1996), que novamente define corredor e fixa a sua largura como uma porcentagem de seu comprimento total:

“Art. 1º Corredor entre remanescentes caracteriza-se como sendo faixa de cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária em estágio médio e avançado de regeneração, capaz de propiciar habitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente nos remanescentes.

Parágrafo Único: Os corredores entre remanescentes constituem-se:

- a) pelas matas ciliares em toda sua extensão e pelas faixas marginais definidas por lei;*
- b) pelas faixas de cobertura vegetal existentes nas quais seja possível a interligação de remanescentes, em especial, às unidades de conservação e áreas de preservação permanente.*

Art. 2º Nas áreas que se prestem a tal finalidade onde sejam necessárias intervenções visando sua recomposição florística, esta deverá ser feita com espécies nativas regionais, definindo-se previamente se essas áreas serão de preservação ou de uso.

Art. 3º A largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100 metros. Parágrafo Único - Quando em faixas marginais a largura mínima estabelecida se fará em ambas as margens do rio.”.

Conforme pode ser observado, essas duas resoluções definem corredores no seu sentido mais restrito, ou seja, baseado na sua função de interligar remanescentes de vegetação natural. De uma certa maneira, essas duas resoluções são uma reedição das áreas de preservação permanente (APPs), ou seja, áreas a serem protegidas ao longo dos cursos d'água, já previstas pelo Código Florestal (Lei Federal no. 4.771 de 15 de setembro de 1965) que são pouco ou quase nada implementadas no mundo real.

A lei federal que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000) amplia a abordagem das duas resoluções do CONAMA e define corredor ecológico 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*”. Embora o SNUC tenha sido publicado três anos depois do lançamento do ‘Projeto Corredores Ecológicos’ pelo Ministério do Meio Ambiente, o termo corredor ecológico continuou com um viés reducionista, não explicitando os corredores como uma unidade de planejamento regional. O SNUC refere-se a ‘*porções de ecossistemas*’ que tanto podem ser ligações locais entre dois remanescentes de hábitat localizados próximos uns dos outros, como grandes extensões territoriais.

Dois anos após a publicação do SNUC, na publicação de seu decreto de regulamentação (Decreto Nº. 4.340, de 20 de agosto de 2002), é feita uma nova menção aos corredores, dessa vez deixando subtendido que um corredor ecológico pode ser compreendido de uma maneira mais abrangente, conforme originalmente proposto pelo ‘Projeto Corredores Ecológicos’. No capítulo 03 do decreto - que trata do mosaico de unidades de conservação, ou seja à gestão integrada de unidades sobrepostas ou próximas uma das outras, os corredores ecológicos são aparentemente tratados como unidade de planejamento em grande escala: “*os corredores ecológicos, reconhecidos em ato do Ministério do Meio Ambiente, integram os mosaicos para fins de sua gestão. Parágrafo único. Na ausência de*

mosaico, o corredor ecológico que interliga unidades de conservação terá o mesmo tratamento da sua zona de amortecimento” (artigo 11). Embora a regulamentação do SNUC também não seja clara quanto ao termo ‘corredor’, ao fazer menção ao reconhecimento “*em ato do Ministério do Meio Ambiente*”, parece se referir a corredores em grande escala e não apenas conexões locais entre remanescentes de habitats ou unidades de conservação.

Independentemente da falta de clareza da legislação, atualmente é possível verificar uma ampla divulgação do termo ‘corredor ecológico’ no país e algumas iniciativas práticas para a sua adoção como unidade de planejamento regional, muitas delas coordenadas pelo Ministério do Meio Ambiente e Ibama. Nessas iniciativas o termo é utilizado como unidade de planejamento em escala ecossistêmica, englobando grandes blocos de paisagem (Arruda, 2006).

Desde o lançamento do ‘Projeto Corredores Ecológicos’ na década de 1990 (Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 1998), vários projetos para implantação de corredores ecológicos ou de biodiversidade foram iniciados em diferentes localidades do Brasil, abrangendo diferentes ecossistemas terrestres e, em alguns casos, marinhos. Essas iniciativas, desenvolvidas por organizações não governamentais e governamentais dos diferentes níveis da União, adotam em sua grande maioria a abordagem regional, definindo objetivos mais amplos de conservação que incluem, além da conservação da biodiversidade, a repartição de benefícios e a promoção do desenvolvimento social e econômico (Arruda, 2006; Cases, 2006; Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 2006; Ministério do Meio Ambiente *et al.*, 2007). Todas as iniciativas estão em fase de implementação, sem uma avaliação de sua efetividade em termos biológicos, sociais e econômicos.

A grande expectativa observada no país em torno dos corredores ecológicos justifica a realização de estudos que visem analisar os métodos mais adequados para a sua implantação e avaliar a sua efetividade em termos de conservação da diversidade biológica e sustentabilidade socioambiental. A partir de um universo inicial de 49 experiências, um levantamento realizado, em 2006, pelo Ministério do Meio Ambiente (Cases, 2007; Cases & Ferreira, 2007) identificou 25 corredores em diferentes estágios de implementação no Brasil (Figura 4). O levantamento só considerou as iniciativas que passaram da fase inicial de discussões entre os atores sociais interessados na implantação do modelo. As sobreposições também foram retiradas da lista inicial, uma vez que alguns corredores são

implementados no mesmo local por instituições diferentes que os nomeiam de forma distinta. No levantamento foram abordados os aspectos relacionados à gestão, ao planejamento, à implementação e ao monitoramento dos corredores ecológicos ou de biodiversidade.

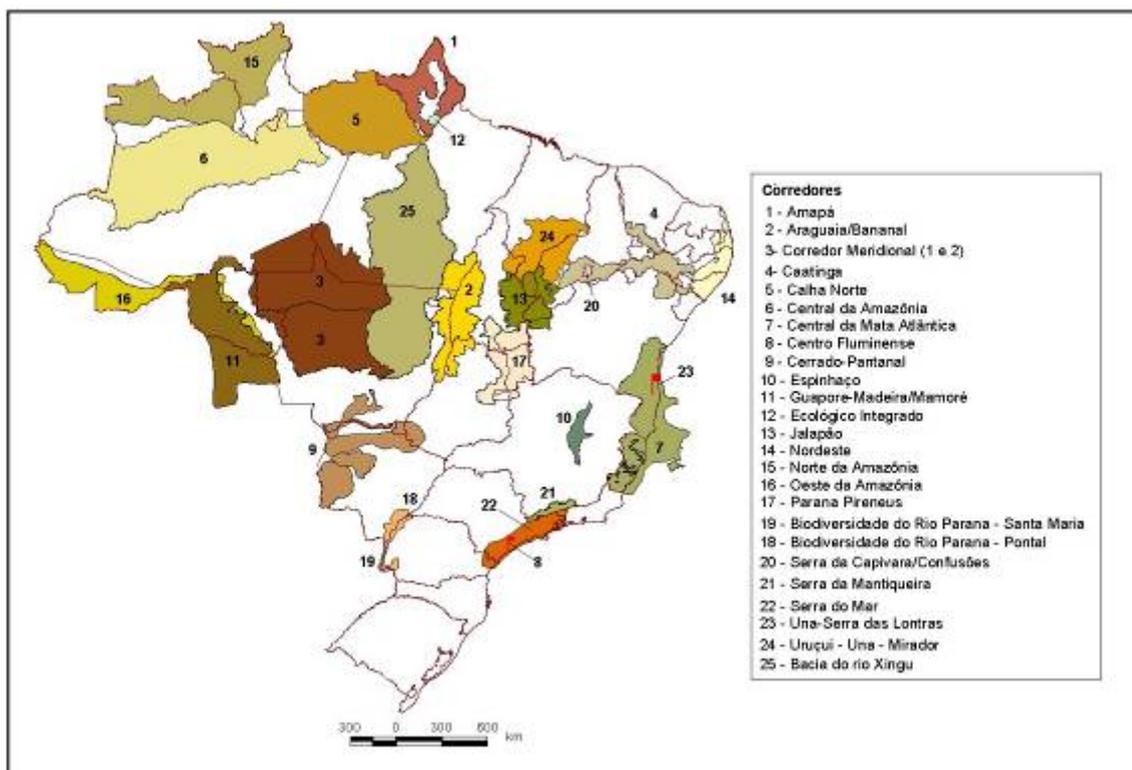


Figura 4 – Corredores ecológicos em diferentes estágios de implementação no Brasil. Elaboração do mapa: IBAMA / Conservação Internacional, 2006, a partir de dados de levantamento realizado por Cases & Ferreira (2007).

Na literatura sobre o uso de corredores como instrumento de planejamento regional, o termo ‘corredor’ aparece com diferentes adjetivos, mas parece não existir uma diferença explícita quanto ao seu uso. Para Sanderson *et al.*, (2006), por exemplo, ‘corredor de paisagem’, ‘corredor de conservação’ e ‘corredor ecológico’ são conceitos que apresentam pequenas variações em sua definição precisa, mas todos tratam da conservação em grande escala, envolvendo a integração de estratégias. Segundo os autores o conceito de ‘corredor de biodiversidade’ explicita o alvo de conservação da biodiversidade em todas as fases do processo de planejamento e implantação do corredor. Dentre as 25 experiências analisadas

no levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente parece não existirem diferenças conceituais muito claras entre os termos 'corredor de biodiversidade' e 'corredor ecológico'.

De uma maneira geral, o que varia entre os 25 corredores analisados é o enfoque. Alguns corredores são criados para conectar unidades de conservação com outros fragmentos protegidos ou não, outros corredores para são criados para ligar áreas protegidas, mas a grande maioria adota uma abordagem mais ampla de modelo de planejamento regional. Portanto, poucas iniciativas de corredor no Brasil se encaixam no conceito legal de corredor, que restringem os corredores à conexão entre fragmentos ou entre unidades de conservação.

Conforme já mencionado, um fato surpreendente do levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente (Cases, 2007; Cases & Ferreira, 2007), também detectado por outros autores (Arruda, 2006; Sanderson *et al.*, 2006) e pelo projeto para a implantação do Corredor Ecológico da Mantiqueira (*observação pessoal*), é a grande aceitação do termo 'corredor' pelo grande público e a relativa facilidade para a sua adoção nas discussões de políticas públicas. Certamente esse fato deve ter ajudado a impulsionar as várias experiências que estão em curso no país. Apesar das diferenças nas estratégias de planejamento e implementação, e das dificuldades para o seu monitoramento e avaliação, um passo relevante foi dado quando o universo da conservação se deslocou da proteção de áreas isoladas e reconheceu a importância de se adotar estratégias regionais, integradas com os aspectos sociais e econômicos.

Quanto à metodologia de implementação, alguns corredores buscam estabelecer um sistema de gestão complexo, similar ao definido na proposta original do 'Projeto Corredores Ecológicos', envolvendo a formação de colegiados com participação de numerosas organizações governamentais e não-governamentais nos diferentes níveis administrativos do país (Figura 5) (Meio Ambiente *et al.*, 1998). Esses corredores, geralmente são iniciativas governamentais lideradas pelo governo federal ou estaduais. Em outro extremo, estão os corredores onde não é possível identificar uma instância ou instituição coordenadora do processo de implantação do corredor, pois são ações em rede, onde não há uma instituição que lidere o processo (Cases & Ferreira, 2007), conforme está ocorrendo com o Corredor da

Serra do Mar, que apesar de previsto no ‘Projeto Corredores Ecológicos’ ainda não está sendo implementado oficialmente pelo Ministério do Meio Ambiente.

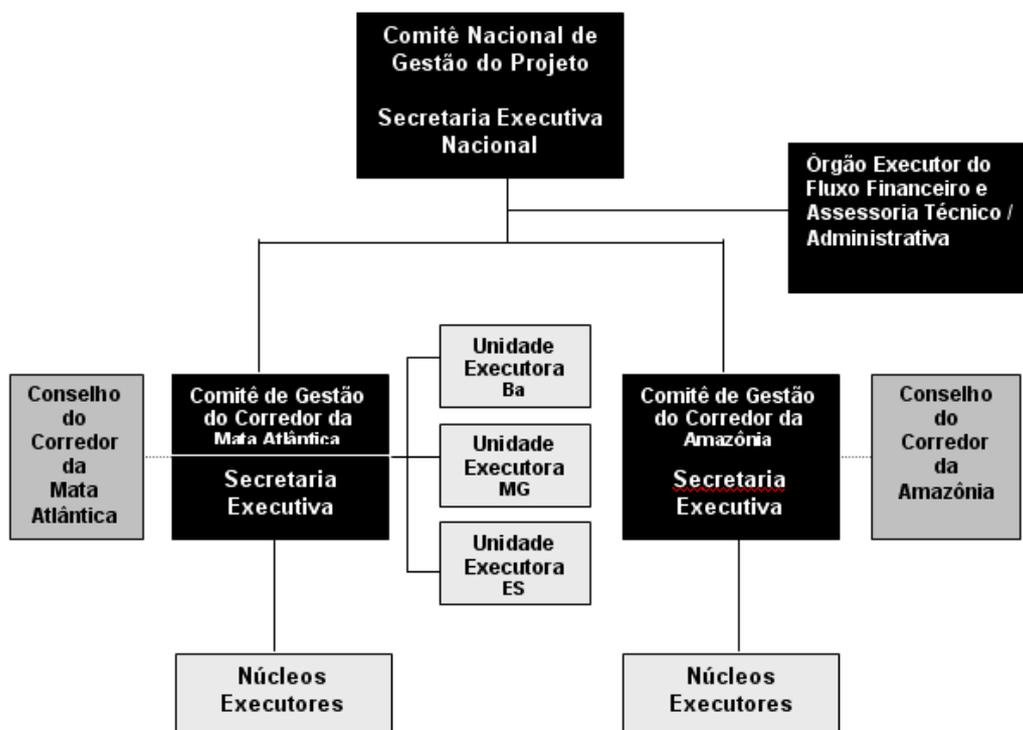


Figura 5 - Organograma do Sistema de Gestão proposto pelo Projeto Corredores Ecológicos (Meio Ambiente *et al* 1998).

Segundo Cases (2007), a análise da implementação dos corredores no Brasil, realizada durante o levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente, foi prejudicada pelas diferentes interpretações sobre o que é implementação do corredor. Segundo a autora “*em alguns casos, a implementação do corredor refere-se apenas à fase inicial de estabelecimento, onde se realiza a identificação dos limites e a mobilização dos principais atores; em outros casos, a implementação engloba todas as ações de estabelecimento, planejamento, implementação, monitoramento e instrumentos de gestão. Existem, ainda, outros casos onde se refere apenas à implementação de ações de acordo com um planejamento já estabelecido*”.

Os dados levantados pelo Ministério do Meio Ambiente (Cases, 2007) indicam que no Brasil ainda não existem experiências de corredores completamente implementados, o que

dificulta avaliar a eficiência do modelo para a conservação da biodiversidade, o desenvolvimento sustentável e a distribuição equitativa dos bens e serviços ambientais. Esse resultado não é diferente muito do que é encontrado por Bennett e Wit (2001) sobre as iniciativas de planejamento da conservação executadas em grandes áreas ao redor do mundo, sendo que as experiências brasileiras em curso estão em fases mais iniciais de implantação. No Brasil apenas 57% dos corredores possuem seus limites já definidos, sendo que 45% dos corredores ainda não têm instalada uma estrutura de gestão. Quanto ao planejamento e avaliação, apenas quatro corredores possuem um documento de planejamento a longo prazo. Além disso, 68% das experiências de corredores não identificaram seus indicadores para o monitoramento de impacto (Cases, 2007).

A limitação dos instrumentos de planejamento e de monitoramento dos corredores ecológicos que estão sendo implantados no país pode ser considerada um dos grandes gargalos do modelo. No universo da conservação, não sabemos exatamente como as atividades humanas, incluindo as de conservação, estão afetando a biodiversidade, o que torna o monitoramento uma das partes fundamentais do sistema de gestão do modelo. Sem o monitoramento é impossível gerar conhecimento a partir das ações de conservação, e saber se os objetivos estão sendo cumpridos e onde estão as falhas. Das experiências levantadas por Cases (2007), apenas sete corredores possuem indicadores de impacto, ou seja, indicadores das transformações pretendidas ocasionadas pelo projeto a longo prazo. Mas mesmo nesses corredores, o monitoramento é realizado para avaliar o desempenho dos projetos de financiamento para implantação do corredor segundo metas estabelecidas. Até o momento não foram desenvolvidos critérios biológicos para avaliar diretamente a efetividade do modelo corredor para a conservação da biodiversidade.

A dificuldade de se utilizar critérios biológicos para avaliar a efetividade dos corredores ecológicos como ferramenta de planejamento regional, apesar de demonstrar uma certa contradição, uma vez que esses corredores estão sendo implantados com o objetivo final de se conservar a biodiversidade, não é uma surpresa. Existem muito poucos dados sobre a distribuição das espécies e quase nenhuma informação sobre as densidades populacionais de diferentes grupos taxonômicos de uma determinada região, necessários para definir os critérios biológicos a serem monitorados. Além disso, mesmo nas regiões mais estudadas, os diferentes objetivos das pesquisas, e falta de padronização das metodologias, impedem a utilização dos resultados para detectar mudanças que possam ter ocorrido ao longo do

tempo. Conseqüentemente, os resultados das poucas pesquisas já realizadas em uma determinada região são poucos utilizados no planejamento e monitoramento das ações de conservação regional.

Na conservação em grande escala é impossível registrar toda a biodiversidade regional e incluí-la nas ações de planejamento e monitoramento da conservação, não só pela escassez de dados sobre a biodiversidade, mas também pelos altos custos e tempo necessário para a sua obtenção. Nesse caso, alguns autores propõem a utilização de substitutos (*surrogates*), que podem ser um grupo de espécies, um grupo taxonômico ou tipos diferentes de hábitat (Lambeck, 1997; Noss, 1999b; Gaston *et al.*, 2002; Margules & Pressey, 2000; Margules *et al.*, 2002). A partir desses substitutos são definidos as metas e objetivos de conservação. Essas metas podem ser, por exemplo, representar nas unidades de conservação uma porcentagem de todos os tipos dos ecossistemas de uma região, considerando todos os gradientes de variação natural; manter populações viáveis de um determinado grupo de espécies; manter processos ecológicos pré determinados; construir uma rede de unidades de conservação que seja adaptável às mudanças ambientais (Noss & Cooperrider, 1994). Embora os alvos de conservação determinados dessa maneira indireta possam carregar uma certa dose de subjetividade, são fundamentais porque explicitam aonde se chegar com as ações de conservação (Margules & Pressey, 2000).

Os dois corredores ecológicos do 'Projeto Corredores Ecológicos', que são grandes iniciativas governamentais e, conseqüentemente, receberam um considerável aporte financeiro, apesar de não utilizarem critérios biológicos, irão realizar o monitoramento da sua efetividade para conservação da biodiversidade através de alguns indicadores indiretos (*surrogates*). Segundo Cases (2007) o monitoramento do Corredor Central da Amazônia será realizado através da interpretação de imagens de satélite para análise da evolução do desmatamento; monitoramento da qualidade da água em pontos estratégicos e; monitoramento da biodiversidade, embora para esse último não tenha sido informado quais os indicadores serão utilizados. Apesar de ainda não ter iniciado o monitoramento, no Corredor Central da Mata Atlântica os indicadores de impacto que serão monitorados são: índice de cobertura florestal e; índice de abundância relativa de espécies selecionadas por áreas focais.

Outro aspecto a se considerar no monitoramento da efetividade dos corredores ecológicos por meio de indicadores biológicos é que muitas vezes as respostas dos organismos às transformações ambientais, de recuperação ou degradação, podem ocorrer a médio e longo prazos, numa escala temporal não compatível com o tempo de execução de um projeto para implantação de um corredor ecológico. Mesmo indicadores indiretos, tal como aumento na cobertura florestal, podem não ser adequados para quantificar alterações na paisagem a curto prazo. Em paisagens muito fragmentadas, como na maioria dos locais de distribuição da Mata Atlântica, muitas vezes as conexões recuperadas entre fragmentos não são detectáveis no monitoramento remoto através de imagens de satélite.

De qualquer maneira, a dificuldade inerente de se determinar indicadores biológicos não implica que os projetos de corredores ecológicos podem dispor de instrumentos para avaliar a sua efetividade na conservação da diversidade biológica. Outro ponto fundamental para que o modelo seja aplicado em todo o seu potencial é a utilização de critérios objetivos e de fácil aplicação para selecionar áreas e ações para atuação direta, uma vez que a maioria dos corredores abrange milhões de hectares, sendo impossível atuar diretamente em toda a sua extensão. Por se tratar de uma experiência nova, com um certo grau de incerteza, é necessário estabelecer desde o início de seu planejamento as metas de conservação e os meios de verificação. Entretanto, o estabelecimento de metas que não sejam totalmente relacionadas com os projetos de financiamento, p. ex. área florestal recuperada, número de unidades de conservação criadas e, porcentagem de reservas legais averbadas; mas que sejam mais diretamente relacionadas com a diversidade biológica ainda é um objetivo a ser perseguido.

CAPÍTULO 2 - SITUAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NA REGIÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA

2.1. INTRODUÇÃO

Um dos primeiros passos para a abordagem regional da conservação da Mata Atlântica é examinar o processo de fragmentação da floresta, na tentativa de identificar as ações mais adequadas para restabelecer ou manter a conectividade entre os fragmentos florestais. Além disso, é necessário saber em que medida a fragmentação ocorre, uma vez que o processo de ocupação não ocorreu de maneira uniforme ao longo do bioma. Durante o presente estudo foi realizado o mapeamento do uso e ocupação do solo na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira, visando avaliar o estado de fragmentação da Mata Atlântica e fornecer informações para subsidiar a elaboração de estratégias de manejo para conservação de sua biodiversidade.

A maioria dos estudos em escala regional sobre a fragmentação da Mata Atlântica, ou sobre a configuração espacial da paisagem, é baseada em mapas de uso e cobertura do solo, armazenados em um sistema de informação geográfica (SIG). A relativa facilidade em gerar, armazenar e manipular dados espaciais proporcionou um rápido incremento no volume de pesquisas sobre os padrões espaciais que influenciam os processos ecológicos e, mais recentemente, de trabalhos de planejamento voltado para a conservação da biodiversidade. Além disso, na escassez de dados biológicos e na urgência de se estabelecer ações de conservação, frente à crescente pressão sobre os recursos naturais, os gestores e tomadores de decisão cada vez mais fazem uso rotineiro das diferentes ferramentas de SIG para definir estratégias e políticas públicas para conservação.

Não obstante, essa utilização é relativamente recente no Brasil, sendo que o seu uso começou a ser mais freqüente somente a partir dos meados da década de 1990. Nessa ocasião, o país viveu uma verdadeira revolução no planejamento de ações para conservação da biodiversidade em grande escala, impulsionada em grande parte pelo advento dos SIGs. Pela primeira vez no país, especialistas de vários grupos taxonômicos se reuniram para definir as prioridades para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Nordeste (1993), Cerrado e Pantanal (1998), Mata Atlântica e Campos Sulinos (1999), Amazônia (1999) e, Zona Costeira (1999). De uma maneira geral, esses exercícios

basearam-se em critérios biológicos, tais como riqueza total de espécies; riqueza de espécies endêmicas, espécies ameaçadas e raras; presença de espécie de distribuição restrita; ocorrência de ambientes únicos e; fenômenos biológicos especiais (Costa *et al.* 1998). Como esses dados são raros para a maioria das áreas ou grupos biológicos, as informações sobre os fragmentos florestais, tais como tamanho e ameaça, tiveram um peso grande e ajudaram a nortear as indicações das áreas prioritárias. Paralelamente aos exercícios por biomas, alguns estados brasileiros também desenvolveram os seus projetos para identificar áreas prioritárias para conservação, tais como Minas Gerais, em 1998, Pernambuco, em 1999 e mais recentemente Goiás, em 2005 e São Paulo, em 2007. Na década de 1990, também teve início o trabalho de mapeamento sistemático dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados desenvolvido pela Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), hoje um referencial para as ações de conservação do bioma. Todos os exercícios para tomada de decisão e indicação de prioridades para conservação foram baseados em mapeamentos de cobertura florestal elaborados a partir de imagens de satélite Landsat.

Os produtos desses exercícios iniciais de planejamento da conservação da biodiversidade orientaram a criação de novas áreas protegidas e a elaboração de políticas públicas voltadas para a conservação e a recuperação ambiental. Em Minas Gerais, por exemplo, o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) aprovou uma deliberação normativa (DN 55, de 13 de junho de 2002), reconhecendo as áreas indicadas como prioritárias para conservação da biodiversidade no estado. Esse avanço metodológico no planejamento das ações práticas de conservação ilustra o potencial das novas ferramentas, mas também a importância de se trabalhar com dados sobre a composição e configuração dos remanescentes de habitats, usualmente utilizados na ausência de dados biológicos, adequados aos objetivos e à escala adotada no trabalho.

Por se tratar de um bioma de grande importância biológica e altamente ameaçado, existem várias iniciativas voltadas para o diagnóstico da Mata Atlântica, entre essas o mapeamento dos remanescentes florestais. Devido às limitações técnicas e financeiras para se usar mapeamentos de alta resolução, as imagens de satélite Landsat têm sido utilizadas como um grande recurso para a obtenção de informações atualizadas sobre paisagens extensas (Landau, 2001; PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF, 2006; Huang *et al.*, 2007). Entretanto, os

diferentes mapeamentos disponíveis apresentam resultados distintos e devem ser utilizados considerando as suas características e os objetivos das análises a serem realizadas.

Com o objetivo de identificar as informações disponíveis para a região da Mantiqueira no extremo sul de Minas Gerais e avaliar quais eram as mais adequadas para as diferentes avaliações a serem realizadas pelo estudo, foi desenvolvida uma análise comparativa das bases cartográficas comumente utilizadas para subsidiar o planejamento da conservação da Mata Atlântica em grande escala.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a situação da Mata Atlântica na Mantiqueira, foi elaborado primeiramente o mapa da cobertura vegetal e uso solo da região onde o Corredor Ecológico da Mantiqueira está inserido. Posteriormente foram compiladas outras bases cartográficas usualmente utilizadas nos programas de planejamento da conservação do bioma.

Após a sua elaboração, o mapa de uso e cobertura da região da área de estudo foi comparado estatisticamente com outras bases disponíveis. Essa comparação não teve como objetivo avaliar as diferentes metodologias adotadas e sim, selecionar as informações mais adequadas aos objetivos das análises a serem realizadas, além de ajudar a testar a acuidade do mapa produzido pelo presente estudo e demais mapas. Procurou, ainda, identificar quais os fatores ocasionam as diferenças entre os diferentes mapeamentos e se existiam similaridades entre os mesmos.

A partir da comparação das bases foi selecionada aquela que mais se adequava às análises para descrição dos padrões espaciais apresentadas no próximo capítulo. Dessa base cartográfica selecionada foram calculados índices para descrever o nível de fragmentação ou conectividade espacial da Mata Atlântica no Corredor Ecológico da Mantiqueira.

2.2.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO

Para o mapeamento do uso e ocupação do solo da área de estudo foi considerada toda área do Corredor Ecológico da Mantiqueira, que abrange apenas a porção mineira da

Mantiqueira, além do maciço florestal ao sul do corredor, distribuído ao longo da sua vertente sul, nos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro.

Os materiais utilizados foram:

- imagens do sensor ETM a bordo do satélite LandSat 7. As cenas utilizadas foram: 217-75 (10/09/2001), 217-76 (28/10/2001), 218-75 (26/06/2000), 218-76 (26/06/2000), 219-75 (20/08/2000), 219-76 (17/06/2000). Todas as imagens foram disponibilizadas pelo programa Global Land Cover Facility da University of Maryland;
- ortofotos produzidas pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) no ano de 1987, escala de 1:10.000. As ortofotos são fotografias aéreas ortoretificadas, cujas distorções causadas pelo relevo ou pela posição da câmara na aeronave, são corrigidas. As ortofotos foram disponibilizadas pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF), em formato TIFF, não georeferenciadas. O processo de tratamento das ortofotos envolveu o recorte das bordas e o georeferenciamento com o uso do programa ENVI 4.0. Após serem georeferenciadas, as imagens foram tratadas com o ajuste dos tons de cinza para uma visualização e apresentação mais homogênea;
- imagens do satélite Ikonos, que permitem trabalhar numa escala de até 1:2.500. Devido ao volume de informação a ser processada, consequência da alta resolução e da necessidade da interpretação visual, são ideais para o trabalho no nível local, sendo ainda pouco utilizadas no planejamento regional. Para área de estudo estavam disponíveis imagens para os parques estaduais de Ibitipoca e da Serra do Papagaio, além de algumas imagens retiradas do site do *Google Earth*. As imagens Ikonos foram fundamentais para auxiliar na comparação e validação das diferentes bases cartográficas de cobertura e uso do solo;
- mapeamento da flora nativa dos reflorestamentos de Minas Gerais, escala 1:50.000, desenvolvido para o Instituto Estadual de Florestas a partir de imagens do satélite Landsat coletadas pelos sensores TM e ETM+, ano base 2003 (Scolforo & Carvalho, 2006);
- mapeamento dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica / INPE para o período 1995 - 2000, escala 1:50.000, a partir de imagens do satélite Landsat (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2002);
- mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente realizado pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica (PROBIO), escala 1:250.000, a partir de imagens do satélite Landsat 7, sensor ETM+, ano base 2002 (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006).

2.2.1.1. INTERPRETAÇÃO DA IMAGEM DE SATÉLITE E MONTAGEM DA BASE CARTOGRÁFICA

Na fase de pré-processamento das imagens de satélite foi utilizado o software Envi 4.0, com o qual foram realizadas as correções geométricas e radiométricas das cenas, para produção do mosaico. As imagens adquiridas são disponibilizadas georeferenciadas para o sistema de projeção *Universal Transverse Mercator* (UTM), com o referencial no geóide *World Geodetic System* instituído em 1984 (WGS 84). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 1983), o sistema de projeção brasileiro é baseado no elipsóide *South American Datum 1969* (SAD 1969). Neste caso, as cenas foram reprojatadas para esse sistema, utilizando o método de interpolação do vizinho mais próximo, com o objetivo de se preservar ao máximo o valor do nível de cinza dos pixels, de modo a não modificá-los para a etapa posterior de classificação supervisionada.

A correção radiométrica aplicada consistiu na equalização das bandas das imagens, para que estas possuíssem os mesmos parâmetros radiométricos, facilitando a produção do mosaico. Foi utilizado os valores de 127 e desvio padrão de 40 em todas as bandas utilizadas, já que estes valores são os mais indicados se tratando das imagens Landsat (Barros *et al.*, 2007). Após esta correção, foi construído o mosaico contendo as 6 cenas correspondentes à área de estudo.

O sensor ETM do satélite Landsat 7 utiliza seis bandas, cada uma representativa de uma faixa do espectro eletromagnético. Como os diferentes alvos possuem comportamentos específicos em cada faixa, deve-se escolher quais destas melhor representam os objetivos da classificação. Entretanto, alvos distintos podem se apresentar de maneira parecida em determinada faixa do espectro, dificultando sua identificação. Para atenuar esta característica, foi utilizada uma decomposição das 6 bandas do sensor em suas principais componentes espectrais. Essa técnica consiste em analisar a variância entre as cenas, gerando 6 novas imagens, nas quais a maioria das informações está concentrada nas 3 primeiras componentes geradas. Esses 3 componentes foram fundidos no sistema de cores aditivas RGB (*Red, Green e Blue*), resultando na imagem a ser classificada.

Para as etapas seguintes, de treinamento e de classificação, foram utilizados os dados com a caracterização coletados em duas campanhas de campo que registraram, com o auxílio de um sistema de posicionamento global (GPS), um total de 223 pontos (Figura 6). Para o

treinamento, que consiste na delimitação da assinatura espectral encontrada para cada classe identificada na imagem, foram selecionadas na imagem de satélite áreas que continham o conjunto de pixels que melhor representam a classe. As áreas de treinamento representam o comportamento médio das classes que deverão ser mapeadas. Foram selecionadas as áreas de treinamento (*Training sites*) na imagem, considerando os elementos básicos de análise e interpretação de imagens obtidas por um sistema sensor que registra a energia emitida dos objetos da superfície terrestre. Esses elementos básicos são tonalidade/cor, textura, tamanho, forma, sombra, altura, padrão e localização. Posteriormente, com as áreas previamente selecionadas, foi realizada a classificação, optando-se pelo método da máxima verossimilhança (Maxver), por ser amplamente utilizado na classificação de uso e ocupação do solo (Maillard & Pinheiro Santos, 2008).

O algoritmo de máxima verossimilhança analisa estatisticamente as amostras, considerando a ponderação das distâncias entre médias dos níveis digitais das classes. Uma regra de decisão simples é classificar um objeto na imagem como pertencente a uma classe devido a sua maior probabilidade de fazer mais parte desse grupo do que dos outros. É ainda muito comum o aparecimento de ruídos em imagens classificadas pelo processo automático. Com o intuito de minimizar esses ruídos, melhorando a delimitação das feições das classes, foi utilizado um algoritmo que segmenta a imagem classificada de acordo com a área mínima que se pretende mapear. Este procedimento visa a “incorporação” de pixels isolados na classe predominante ao seu redor. Neste caso, a área mínima mapeada possuía cerca de um hectare.

As classes mapeadas pelo algoritmo Maxver foram: remanescentes florestais, reflorestamento, campo, pasto, agricultura, água, solo exposto e sombra. Entretanto, foi necessária uma etapa de pós-classificação, visando mapear outras feições importantes para o estudo. Na etapa de pós-classificação foi realizado, ainda, o ajuste do mapa gerado pela classificação supervisionada com os dados de campo, assegurando-lhe uma maior confiabilidade.

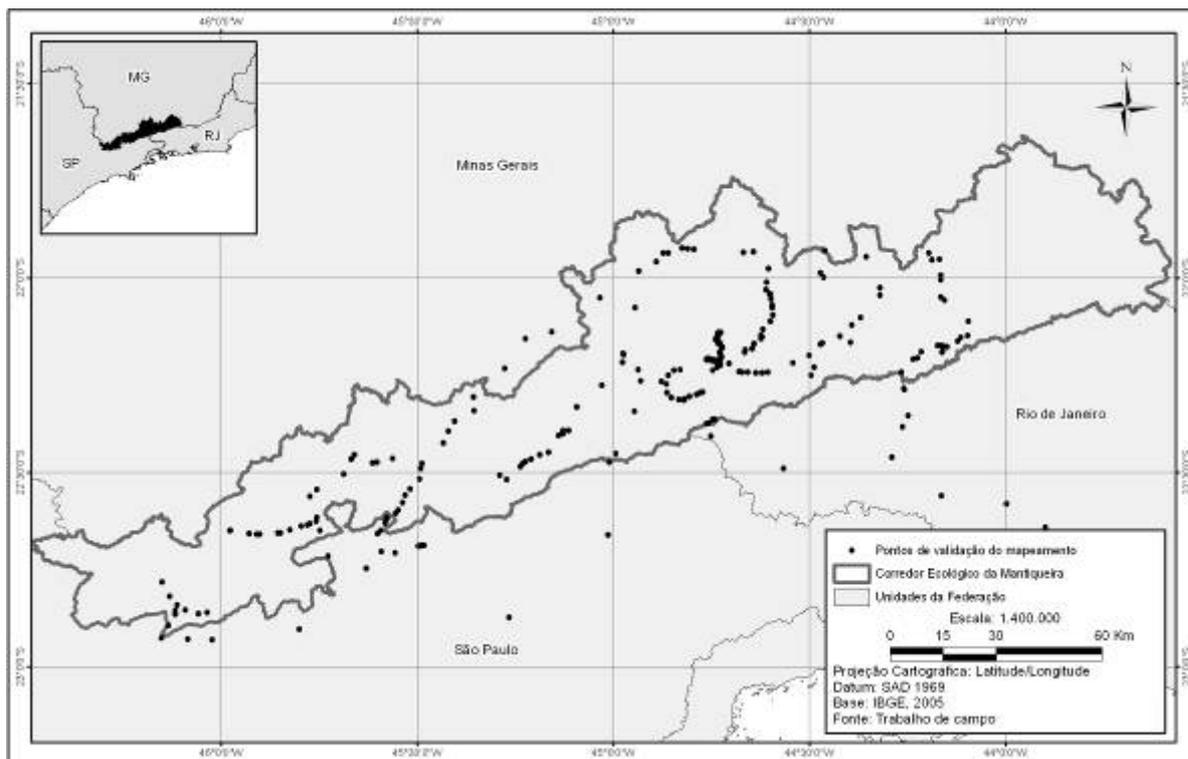


Figura 6 - Pontos de campo utilizados como referência para classificação.

As técnicas aplicadas para essa etapa consistiram na edição manual dos polígonos, redefinindo as classes ou o limite das feições mapeadas. Nessa fase, foram definidas as classes afloramento rochoso, área urbanizada e ambientes de várzeas. Outra redefinição ocorreu com a classe sombra. Geralmente essa classe é definida como área não mapeada em trabalhos de sensoriamento remoto. Entretanto, muitas áreas florestadas se encontram nos flancos das encostas, que são áreas frequentemente sombreadas, tendo em vista as especificidades do relevo da área de estudo. Caso estas áreas fossem excluídas do mapeamento, os fragmentos florestais, que são o foco do presente estudo, seriam subdimensionados. Considerando que poucas áreas não-florestadas se apresentavam sombreadas, optou-se por reclassificar as áreas sombreadas como áreas florestadas, acreditando-se que esse procedimento acarretaria num erro menor do de se excluir todas as áreas sombreadas do mapeamento.

Para validação do mapeamento foram utilizados 157 pontos coletados aleatoriamente em imagens IKONOs não utilizados no processo de classificação, com um resultado acima de 85% de acerto, que foi considerado bom.

2.2.1.2. COBERTURA E USO DO SOLO NA REGIÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA

A paisagem da região onde o Corredor Ecológico da Mantiqueira está inserido é composta por diferentes tipologias vegetacionais que são influenciadas pelo solo, altitude, relevo e clima. Por ser uma região ocupada desde as primeiras intervenções dos colonizadores portugueses, esta já sofreu vários ciclos de produção, provocando mudanças na paisagem original e influenciando a distribuição atual dos seus elementos. A diversidade de fisionomias vegetacionais, aliada ao histórico de ocupação da área, torna a caracterização das tipologias uma tarefa complexa. Muito embora algumas metodologias de mapeamento permitam identificar os estágios de sucessão da floresta, em vários locais da área de estudo existem grandes maciços florestais compostos por formações em diferentes estágios de sucessão, impossíveis de serem individualizados nas imagens de satélite landsat utilizadas ou, até mesmo, em imagens de alta resolução.

Em situações específicas de solo e estágio de sucessão também podem ocorrer diferenciações nas tipologias existentes, tais como as florestas em regeneração dominadas por árvores de candeia (*Eremanthus erythropappus*), muito comum na área de estudo nas zonas de transição entre as florestas e os campos nativos, onde solos rasos e ácidos limitam o desenvolvimento da floresta. Essas formações dominadas por candeias ocorrem com frequência em locais que no passado eram campos nativos utilizados como pastagens, manejados com a utilização do fogo. Com o abandono da atividade pecuária e diminuição da pressão pelo fogo, a floresta de candeia encontrou condições para se expandir. Apesar da floresta de candeia ser uma formação amplamente distribuída por toda a região da área de estudo e apresentar uma fisionomia típica, pelo dossel baixo e pela cor clara das folhas da candeia, não foi possível individualizá-la nas imagens de satélite Landsat.

Originalmente, a área de estudo era coberta pelas florestas ombrófila densa, ombrófila mista, estacional semidecidual e zonas de contato entre essas formações (IBGE, 1992; Ministério das Minas e Energia, 1983). Em campo, não foi possível identificar visualmente a zona de transição entre essas florestas. A área definida como de contato entre a floresta estacional e ombrófila mista pelo Projeto RADAM (Ministério das Minas e Energia, 1983), por exemplo, está localizada na intensa rede de drenagem formada pelos afluentes do rio Grande, onde ocorriam grandes concentrações de indivíduos de araucária nos ambientes fluviais (Ministério das Minas e Energia, 1983). Entretanto, em função das alterações

ocorridas na região, atualmente nenhum desses encaves apresenta tamanho suficiente para ser mapeado na escala trabalhada, apesar de nos interflúvios de encostas bem erodidas ainda existirem alguns testemunhos que caracterizam o encrave (Ministério das Minas e Energia, 1983). A área de distribuição da floresta ombrófila mista, ou floresta de araucária, também não é facilmente identificável visualmente no campo. A araucária é uma espécie que foi e ainda é muito utilizada em plantios na região, sendo difícil distinguir visualmente sua área de ocorrência natural em meio às diversas áreas onde foi plantada dentro de fragmentos de floresta nativa.

Além das formações florestais, na região da área de estudo ocorrem diferentes formações campestres nativas, principalmente nas altitudes superiores a 1.300 m. Em locais onde as limitações do solo impedem o desenvolvimento ou recuperação das florestas ocorrem os campos gramíneos, caracterizados pelo predomínio de vegetação herbácea, principalmente gramínea. Apesar deste predomínio, encontram-se também plantas arbustivas e arbóreas de pequeno porte.

Nas altitudes mais elevadas desses campos, ainda existem testemunhos de elementos florestais (Figura 7), sugerindo que no passado esses locais poderiam ter sido cobertos por florestas, que foram intensamente exploradas na região. Ao estudar os solos e vegetação nos complexos rupestres da Mantiqueira e Espinhaço, Benites *et al.* (2003) observaram que os solos sob vegetação de campo apresentam características pedológicas e de matéria orgânica que indicam feições degradadas, sugerindo que no passado deveria existir uma cobertura de maior porte sobre os campos. Com as limitações impostas pelos solos e altitude, a regeneração se limitou à formação campestre. Nas bordas dos campos gramíneos podem ocorrer, ainda, ambientes de cerrado. Esses cerrados, devido à escala e metodologia adotada no mapeamento não foram individualizados, tendo sido incorporados à classe campo.

Nos afloramentos rochosos, ocorrem os campos de altitude, sobre solo composto por granito-gnaiss e os campos rupestres, sobre os quartzitos (Joly, 1970; Rizzini, 1979; Benites *et al.* 2003). Esses últimos, mais comuns na Serra do Espinhaço, são menos comuns na área de estudo. Apesar das formações campestres apresentarem grandes diferenças fisionômicas e florísticas entre si (Salimena *et al.*, 2006), não é possível individualizá-las sem trabalhos de campo e na escala trabalhada.



Figura 7 – Testemunhos de elementos florestais encontrados em campos de altitude no Parque Estadual da Serra do Papagaio (2100m)



Nas menores altitudes, ou no fundo dos vales e meias encostas, a floresta encontra-se mais fragmentada, sendo que a maioria dos remanescentes encontra-se em estágio intermediário ou avançado de regeneração, demonstrando uma certa estabilidade na paisagem (Silva, 2005). Algumas áreas ocupadas por pastagens e lavouras apresentam uma dinâmica maior de alterações em função da espécie cultivada, incluindo a alternância entre lavoura e pastagem. De qualquer forma, essas modificações não devem ser de intensidade suficiente para acarretar em diferenças significativas no resultado final da interpretação das imagens e no mapeamento, na escala trabalhada. A área ocupada por cada classe de cobertura e uso foi calculada com a utilização do programa de análise espacial Fragstats 3.3, que permite quantificar a área e a configuração espacial dos fragmentos na paisagem (Mcgarigal *et al.*, 2002). Para o cálculo da frequência dos fragmentos de floresta por classe de tamanho foi utilizado o programa Statistica 7.

No mapeamento elaborado para o presente estudo foi possível identificar 10 classes de uso e cobertura do solo: mata, campo, pasto, agricultura, várzea, urbano, água, reflorestamento, afloramento rochoso e solo exposto. Com a metodologia adotada para a interpretação das

imagens não foi possível diferenciar as diferentes tipologias florestais e os diferentes estágios de sucessão da floresta, tendo sido agregadas numa única classe 'mata'.

As classes mapeadas pelo presente estudo são descritas a seguir:

2.2.1.2.1. Mata

A área de estudo está localizada na área de distribuição de três diferentes formações florestais e suas zonas de contato: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992). Devido ao longo histórico de ocupação da área, que se iniciou um século após a ocupação europeia, as formações florestais já sofreram algum tipo de alteração. Ao longo dos séculos, a derrubada da floresta, para formação de lavouras e pastagens, para retirada de madeira e para fornecimento de lenha e carvão para ferrovias, modificou as características fisionômicas e florísticas originais (França & Stehmann, 2004; Carvalho *et al.* 2005; Pereira, 2005; Silva, 2005; Oliveira Filho *et al.*, 2007). O desmatamento foi particularmente intenso nos anos de 1940, durante a construção da Usina Siderúrgica Nacional, em Volta Redonda (RJ), quando a demanda por carvão vegetal aumentou (Carvalho *et al.*, 2004).

Atualmente, os remanescentes de floresta da área de estudo são compostos na sua maioria por formações secundárias em diferentes estágios de regeneração. Mesmo em regiões menos acessíveis e sem registros recentes de desmatamento, tais como florestas localizadas a mais de 2000 metros de altitude, próximas ao pico do Garrafão dentro do Parque Estadual da Serra do Papagaio, é possível identificar indícios de que a floresta no passado foi submetida ao corte raso para extração de madeira (Figura 8).

Em função da escala trabalhada e da metodologia de mapeamento adotada pelo presente estudo, que utilizou apenas imagens de satélite de média resolução espacial em uma área extensa (1.575.780 hectares) e heterogênea, não foi possível individualizar as diferentes tipologias florestais e os diferentes estágios de sucessão da floresta. Todas as formações florestais, nos seus diferentes estágios de regeneração foram agrupadas numa única classe 'mata'.



Figura 8 – Rebrotas na área basal de elemento arbóreo indicando que a floresta sofreu o corte raso. Floresta no interior do Parque Estadual da Serra do Papagaio, numa altitude de 2100m

Os diferentes estágios de sucessão, denominados capoeirinha, capoeira e capoeirão (Veloso *et al.*, 1991; IBGE, 1992), incluindo as florestas alteradas por corte seletivo, também foram agrupadas na mesma classe “mata” (Figura 9). Embora tenham sido agrupados, os diferentes estágios sucessionais apresentam grandes diferenças fisionômicas e estruturais entre si. As capoeirinhas são constituídas por arbustos, cipós e pequenas árvores, atingindo altura entre 2 e 3 metros e eventualmente alguma árvore um pouco maior. Na área de estudo, grande parte das capoeirinhas ocorre em áreas onde os pastos foram abandonados. De uma maneira geral as plantas colonizadoras desses ambientes pertencem a poucas espécies com elevada densidade de plantas e cipós. Predominam as espécies pioneiras arbustivas e arbóreas, mas ocorrem também algumas plantas jovens das espécies secundárias, que irão formar a capoeira (Veloso *et al.*, 1991; IBGE, 1992; Silva, 2005).

A capoeira é o estágio posterior, onde os arbustos pioneiros estão ausentes e o dossel atinge cerca de 8 a 10m, formado por árvores pioneiras adultas, muitas delas senescentes, e secundárias iniciais em pleno vigor (Veloso *et al.*, 1991; Silva, 2005). Os estratos inferiores são ocupados por jovens de espécies secundárias tardias e algumas de clímax. Da mesma forma que na capoeirinha, em alguns casos é freqüente a presença de cipós.



Figura 9 - Fragmento de floresta estacional semidecidual em estágio intermediário de regeneração entre capoeira e capoeirão (Silva, 2005).

O estágio mais avançado de regeneração da floresta é representado pelo capoeirão, com dossel entre 10 e 15 m de altura, dominado por árvores secundárias adultas (IBGE, 1992). Áreas de florestas ombrófila densa, mista e estacional semidecidual neste estágio seral são observadas principalmente em encostas íngremes da área de estudo.

Os remanescentes florestais agrupados na classe 'mata' pertencem às tipologias florestais descritas a seguir:

Floresta Ombrófila Densa

A ocorrência dessa floresta está associada a fatores climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias de 25°C) e de alta precipitação bem distribuída ao longo do ano, praticamente sem período biologicamente seco (IBGE, 1992). Caracteriza-se pela perenifolia, presença de lianas lenhosas e elevada densidade de epífitas. Dentre as plantas epífitas, destacam-se as bromélias (*Aechmea nudicaulis*, *Bilbergia* cf. *pyramidalis*, *Tillandsia stricta*, *Vriesea* sp.), que por vezes formam populações densas, ocupando todos os galhos das árvores (Veloso *et al.*, 1991; Silva, 2005) (Figura 10).



Figura 10 – Borda de um fragmento de floresta ombrófila densa com alta densidade de epífitas. Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Dependendo da altitude, essa formação se divide em Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana (acima de 1.500m), Montana (entre 500 a 1.500m) e Submontana (abaixo de 500m). As florestas montanas e alto-montanas são pouco estudadas, sendo que existem poucos levantamentos florísticos de vegetação florestal acima de 1.000 m (França & Stehmann, 2004; Carvalho *et al.*, 2005). Os levantamentos florísticos existentes para a área de estudo se concentram na vertente carioca do Parque Nacional do Itatiaia e no Parque

Estadual do Ibitipoca. Segundo pesquisadores que realizaram recentemente uma campanha para o plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio, em 2008, a única referência anterior de estudos botânicos no parque disponível na literatura se restringe à breve descrição de Saint-Hilaire, que passou pelo município de Aiuruoca em 1822 (Silva *et al.*, 2008).

A floresta ombrófila densa alto-montana, conhecida como floresta nebulosa, ocorre sob solos litólicos, apresentando acumulações turfosas nas depressões onde a floresta ocorre (IBGE, 1992). Essas formações são comumente observadas, por exemplo, nas serras do Itatiaia, Papagaio, Ibitipoca e Negra. As tipologias alto-montana e montana são caracterizadas por uma floresta baixa, aproximadamente 20 m, com grande densidade de líquens e briófitas e alta riqueza de espécies de pteridófitas (IBGE, 1992; França & Stehmann, 2004), sendo as árvores da família das mirtáceas uma das mais bem representadas (Silva, 2005). Com relação às angiospermas, as florestas montanas e alto-montanas apresentam uma menor riqueza de espécies do que as florestas localizadas nas altitudes mais baixas (Webster, 1995 *apud* França & Stehmann, 2004; Carvalho *et al.*, 2005).

Floresta Ombrófila Mista

Também conhecida como floresta de araucária, essa floresta tem no pinheiro-do-Paraná ou araucária (*Araucaria angustifolia*) seu principal elemento. A área núcleo desta tipologia concentra-se no planalto paranaense, mas há disjunções em pontos isolados onde a temperatura média é baixa, como nas porções elevadas das serras do Mar e Mantiqueira. Dependendo da altitude, essa formação se divide em floresta ombrófila mista alto-montana (de 1.200 a 1.800m) e montana (de 800 a 1.200 m).

No passado a distribuição da floresta ombrófila mista era mais ampla, havendo indícios paleontológicos de que em períodos de clima mais frio do Pleistoceno a araucária estendia-se até o nordeste brasileiro (IBGE, 1992). A composição florística da floresta mista, caracterizada por gêneros primitivos como *Drymis*, *Araucaria* e *Pododarpus*, sugere uma ocupação recente a partir de refúgios alto-montanos (IBGE, 1992).

De uma maneira geral, a araucária está associada à elevada umidade e temperaturas baixas, as quais são encontradas em alguns locais da Serra do Papagaio, em Minas Gerais, e mais freqüentemente na região de Campos do Jordão, no Estado de São Paulo. Na região

do Corredor Ecológico da Mantiqueira é difícil distinguir visualmente a área de distribuição da floresta ombrófila mista uma vez que ao longo dos anos já correram muitos cortes seletivos de araucária, elemento visual que mais distingue essa tipologia. Por outro lado, em vários locais a espécie é plantada em plantios mais ou menos homogêneos. O maior fragmento de floresta ombrófila mista não alterado observado no Corredor Ecológico da Mantiqueira está localizado no entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio (Figura 11).



Figura 11 - Fragmento de floresta ombrófila mista no entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Floresta Estacional Semidecidual

A presença dessa floresta está condicionada à dupla estacionalidade climática, com chuvas fortes no verão, seguida de uma estiagem acentuada e depois outra estiagem sem seca, caracterizada pelo intenso frio com temperaturas médias inferiores a 15 °C (IBGE, 1992). A porcentagem de árvores que perdem as folhas é de 20 a 50% dos indivíduos durante o período de maior estiagem. A presença de lianas é alta, enquanto as epífitas são menos freqüentes que nas formações descritas anteriormente. Dependendo da altitude, a floresta estacional se divide em montana (entre 500 a 1.500m) e submontana (abaixo de 500m),

essa última ocorrendo com freqüência nas vertentes mineiras da Serra da Mantiqueira (IBGE, 1992). Por se localizar em altitudes mais baixas com relevo menos acidentado, condições que facilitam o uso e ocupação, essa é a tipologia florestal que mais sofreu com o desmatamento e encontra-se bastante fragmentada no Corredor Ecológico da Mantiqueira.

Dentre as espécies que caracterizam a floresta estacional semidecidual estão o angico (*Anadenanthera colubrina*) e o jacarandá-tã (*Machaerium villosum*), ambas pertencentes à família Leguminosae, que de forma geral, é mais bem representada nas formações estacionais que nas demais (Oliveira Filho & Fontes, 2000; Silva, 2005). No sub-bosque dessa formação florestal são freqüentes o capim capitinga (*Ichnanthus cf. ruprechtii*), a taquarinha (*Olyra micrantha*) e samambaias, a exemplo de *Blechnum regnellianum*, *Asplenium clausenii*, *Pteris splendens* e *Adiantum cf. raddianum* (Silva, 2005). Neste estrato também ocorrem os arbustos *Psychotria barbiflora* e *P. carthaginensis*, *Clistax cf. brasiliensis*, *Urera baccifera*, *Piper spp.* e *Ruellia spp.* (Silva, 2005).

Nas maiores altitudes da área de distribuição da floresta estacional, dependendo das características do solo, são comuns comunidades dominadas pela candeia (*Eremanthus erythropappus*), formando matas de candeia ou candeial, denominada por alguns autores como Cerrados de Altitude (Heluey & Salimena, 2001) e Campos Rupestres Arborizados (Pires *et al.*, 1996) (Figura 12). Nessas florestas ocorre uma dominância de árvores de candeia (*Eremanthus erythropappus*), que atingem cerca de 8 metros de altura e possuem uma elevada densidade.

Os demais componentes arbóreos do candeial dividem-se entre mirtáceas (*Marlieria clausenianum*, *Calypttranthes brasiliensis*, *Myrcia rufipes*, *Myrcia rostrata* e *Campomanesia guazumifolia*), lauráceas (*Ocotea spixiana* e *Ocotea percoriacea*) e algumas espécies de outras famílias, como *Myrsine ferruginea*, *Ternstroemia brasiliensis* e *Guatteria sellowiana* (Silva, 2005). A densidade de árvores na mata de candeia, em geral, é maior que nas porções mais baixas, apesar da biomassa total ser menor em função do maior porte das árvores presentes nas menores altitudes, nos fundos de vale.



Figura 12 – Candeial, fisionomia dominada pela candeia (*Eremanthus erythropappus*). Parque Estadual da Serra do Papagaio.

As matas de candeias exercem um papel fundamental na sucessão vegetacional e recuperação das florestas. A candeia, que é uma espécie pioneira cujas sementes só germinam em locais com alta incidência de luz, é responsável pela recuperação natural de áreas desmatadas pela pecuária, principalmente nas maiores altitudes onde as condições do solo dificultam a recolonização por espécies arbóreas com maiores requerimentos. No Parque Estadual do Ibitipoca, existem relatos de que áreas atualmente ocupadas por florestas de candeia, há cerca de 30 anos atrás eram campos utilizados por criadores de gado. Assim que se criou o parque, e se suspendeu a criação de gado e a prática de fogo para manejo da pastagem, criaram-se as condições que permitiram a expansão do componente arbóreo (Silva & Maciel, 2006). Apesar de ser uma formação com baixa riqueza de espécies florestais e sem registros de espécies raras ou ameaçadas da fauna exclusivas dessas florestas (Valor Natural, 2006), apresenta um importante papel na recuperação natural, principalmente onde as condições edáficas são limitantes.

Na Mantiqueira, as matas ocorrem sobre solos com cerca de 1 metro ou mais de profundidade e não muito arenosos, que parecem ser relíquias de um manto de intemperismo mais profundo que cobriu a Mantiqueira no passado (Benites *et al.*, 2003). Entretanto, em áreas arenosas da Mantiqueira, com solo pobre de nutrientes, pouco profundo e vulnerável à erosão, como observado na região do Parque Estadual do Ibitipoca e da Serra Negra, no município do Rio Preto, é comum formações florestais dominadas por candeias.

Atualmente, os candeais estão sendo considerados como uma das alternativas econômica para área de estudo, através da produção de óleo retirado das espécies *Eremanthus erythropappus* e *E. incanus* (Scolforo *et al.*, sem data). Segundo esses autores, o manejo das candeias possibilita uma constante revitalização dos candeais, gerando renda e impedindo que os povoamentos existentes sejam substituídos por pastagens de baixa qualidade. Considerando o papel da floresta de candeia na recuperação de áreas desmatadas, principalmente as localizadas nos locais de solos rasos e ácidos que limitam o desenvolvimento da floresta, ou na conservação de solos frágeis em áreas sujeitas à arenização, a exemplo do que ocorre na região da Serra Negra, no município de Rio Preto, e no Parque Estadual do Ibitipoca, o uso e manejo dos candeais nativos deverá ser planejado de acordo com a fragilidade dos solos, e posteriormente monitorado e avaliado em termos de eventuais impactos ambientais.

Apesar de amplamente distribuídos na área de estudo os candeais não são individualizados nas escala trabalhada, tendo sido agregados à classe 'mata'.

2.2.1.2.2. Campos

Acima de 1000 metros de altitude, em solos rasos e ácidos, ocorrem as formações campestres, que se diferenciam em campos gramíneos, campos rupestres e campos de altitude. No alto das serras sob quartzito, ocorrem os campos rupestres, formações mais típicas da Serra do Espinhaço que podem sofrer influência do Cerrado e da Mata Atlântica. Os campos de altitude, que sofrem influência da Mata Atlântica, são mais característicos da Mantiqueira, ocorrendo nas serras mais altas sob solo granito-gnaiss e, da mesma forma que os campos rupestres, apresentam uma vegetação altamente especializada com alto grau de endemismo (Joly, 1970; Salimena *et al.*, 2006).

Os campos rupestres e de altitude se restringem aos afloramentos rochosos existentes nas maiores altitudes da região, a exemplo das elevações do Itatiaia, da Serra Fina, da Serra do Papagaio e da Serra do Ibitipoca (Foto 13). Por causa das características específicas de solo, clima, e umidade, esses ambientes campestres são ricos em espécies e endemismos, destacando-se as famílias Orquidaceae, Velloziaceae (canelas de emas), Asteraceae (compositae) e Melastomataceae (Silva, 2005). Os altos graus de riqueza e diversidade de espécies encontrados nas montanhas tropicais são atribuídos ao efeito da história climática e geológica sobre a evolução biótica; aos vários impactos ambientais sobre os mecanismos de adaptação biótica e; à contínua dispersão da fauna e da flora no tempo (Martinelli, 2007). Os campos de altitude dos platôs do Itatiaia são considerados um exemplo da combinação desses fatores, onde os campos se tornaram uma ilha de vegetação temperada rodeada pela floresta tropical depois da última glaciação (Ribeiro *et al.* 2007 *apud* Martinelli, 2007). Segundo Martinelli (2007) esses campos possuem vários exemplos de adaptações históricas, tais como a ocorrência de cactos e bromélias com adaptações metabólicas locais.



Parque Estadual do Ibitipoca – 1700 m



Parque Estadual da Serra do Papagaio – 2100 m

Figura 13 – Diferentes formações campestres de altitude

Nas altitudes mais elevadas, acima de 1.600 metros, ocorrem áreas de charcos, não identificáveis no mapeamento devido a escala trabalhada. Essas áreas merecem destaque pela ocorrência de espécies endêmicas de anfíbios, a exemplo de *Physalaemus rupestris*, espécie endêmica do Parque Estadual do Ibitipoca, situada nos campos hidromorfos a 1.650m de altitude.

Nas altitudes menos elevadas, principalmente ao norte das cidades de Aiuruoca e Alagoa, ocorrem os campos gramíneos, onde predominam espécies de campo-cerrado. Nas formações rupestres e nos campos de altitude, a cobertura vegetal é esparsa e de baixo porte, à medida que o solo se torna mais espesso, gramíneas e outras plantas herbáceas passam a ocupar a paisagem (Benites *et al.*, 2003). Apesar desse predomínio, encontram-se plantas arbustivas e arbóreas de pequeno porte, sendo que estas últimas se desenvolvem principalmente nas bordas, em contato com o limite florestal (Silva, 2005). No estrato herbáceo/arbustivo as famílias Asteraceae (Compostas), Malpighiaceae e Melastomataceae são freqüentes e entre as árvores, estão presentes o pinheirinho (*Podocarpus lambertii*) e a casca d'anta (*Drimys brasiliensis*), além de alguns indivíduos de araucária (*Araucaria angustifolia*). Nas bordas desses campos é comum a presença de ambientes de cerrado, mas não são mapeáveis na escala trabalhada.

2.2.1.2.3. Pastagem

As pastagens estão distribuídas por toda área de estudo. Nas maiores altitudes, as pastagens são constituídas por gramíneas nativas, entretanto nos locais de relevo menos acidentado e nas menores altitudes são formadas principalmente por capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e braquiária (*Brachiaria decumbens* e *B. brizantha*).

É comum as pastagens apresentarem elevada taxa de invasão de plantas pioneiras, formando os pastos denominados regionalmente 'pastos sujos', com predominância de alecrim (*Baccharis dracunculifolia*), vassourinha tomba-carro (*Diodia teres*), sapé (*Imperata brasiliensis*) e rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*), além de assa-peixes (*Vernonia polyanthes*) e assa-peixe-branco (*Eupatorium maximilinaum*) (Silva, 2005). Em alguns pastos, observa-se a ocorrência de uma maior densidade de árvores nativas, que podem ser remanescentes da floresta que existia anterior ao corte para o plantio das gramíneas exóticas.

Devido à escala de trabalho e às limitações metodológicas, em determinados lugares a assinatura espectral da pastagem apresentou uma expressiva similaridade com a do campo, que pode ter englobado algumas áreas de pastagem.

2.2.1.2.4. Agricultura

Devido às condições topográficas e à pequena aptidão agrícola dos solos e relevo, a agricultura apresentou baixa expressão na área de estudo. A área de estudo apresenta uma produção agrícola bem menor se comparado com o restante do sul do Estado de Minas Gerais. A título de ilustração, cita-se a produção de café, um importante produto na economia do sul do Estado. No município de Três Corações, o maior produtor de café no Brasil (localizado ao norte da área de estudo), foram plantados 27.500 ha de café em 2003 (IBGE, 2003). Na área de estudo, as maiores áreas dedicadas ao café são bem menores. Segundo o IBGE (2003), os maiores municípios produtores dentro do Corredor Ecológico da Mantiqueira são Baependi, com 1.540 ha plantados, Brasópolis, com 1.100 ha e Piranguinho, com 950 ha. Como esses números representam a área total plantada no município e não o tamanho das plantações, pode-se afirmar que na área de estudo a maioria das plantações tem um tamanho muito reduzido, impedindo a sua individualização na escala trabalhada. Os outros cultivos tradicionais na região, tais como a batata e o milho, seguem a mesma tendência, sendo que as plantações de batata, muitas vezes são pequenas incursões nas bordas ou dentro dos fragmentos de floresta (Figura 14), tornando ainda mais difícil a sua individualização na escala trabalhada.

Além das culturas tradicionais, em alguns municípios do Corredor Ecológico da Mantiqueira existe uma produção economicamente significativa de frutas temperadas, com destaque para o marmelo, a pêra e o pêssego. De uma maneira geral, a área total dedicada por município produtor de frutas temperadas é pequena, ficando entre 1 a 5 ha (IBGE, 2003). Para produção de marmelo, as exceções são os municípios de Itajubá (com 84 ha de área total plantada), Virgínia (61 ha) e Marmelópolis (20 ha). Para o pêssego, os destaques são Itajubá (238 ha), Virgínia (200 ha), São Lourenço (42 ha) Passa Quatro (36 ha), Santa Rita do Sapucaí (22 ha) e Marmelópolis (20 ha). As maiores áreas plantadas para a pêra estão nos municípios de Itajubá (174 ha de área total plantada), Virgínia (91 ha), Delfim Moreira (50 ha) e Marmelópolis (30 ha). A individualização das áreas plantadas com essas frutas no mapeamento também foi dificultada pelo tamanho reduzido das plantações, além do fato de serem elementos arbóreos, o que pode acarretado na inclusão de alguns plantios de frutas temperadas na classe 'mata'.



Figura 14 – Pequenas plantações de batata inglesa dentro de fragmentos de floresta. Foto: Clarismundo Benfica.

2.2.1.2.5. Várzea

Compreendem as áreas planas e baixas que periodicamente são alagadas e que correspondem às zonas de transbordamento próximas a rios, lagos e lagoas. São ocupadas por comunidades vegetais presentes nas planícies aluviais, susceptíveis às cheias dos rios, ou em depressões alagáveis todos os anos (IBGE, 1992). Nesses terrenos aluvionares, conforme a quantidade de água empoçada e ainda o tempo de permanência desta, as comunidades vegetais variam desde a pantanosa até os terraços alagáveis temporariamente. Nas planícies alagáveis mais bem drenadas ocorrem às comunidades campestres.

Em algumas várzeas ao longo dos rios da área de estudo são encontradas áreas de plantio de arroz, milho e feijão. Entretanto, esses plantios nas várzeas não foram individualizadas no mapeamento devido às limitações de escala.

2.2.1.2.6. Urbano

Nessa classe foram englobadas todas as áreas ocupadas pelas sedes dos municípios, distritos e localidades. As rodovias e estradas, por se constituírem em áreas muito estreitas em relação à área mínima mapeada foram englobadas nas classes adjacentes.

2.2.1.2.7. Água

Os Corpos d'água, neste estudo, referem-se às lagoas, lagunas, reservatórios, barragens, rios de grande proporção linear, ou seja, toda a cobertura úmida de caráter permanente. Tendo em vista a limitação na resolução espacial da imagem de satélite e a área mínima mapeada utilizada, somente foram mapeados os corpos d'água bastante largos e de extensão expressiva.

2.2.1.2.8. Reflorestamento

Essa classe mapeou as monoculturas florestais de *Eucalyptus* spp. Devido à metodologia adotada e escala de trabalho é possível que pequenos reflorestamentos de eucaliptos tenham sido incorporados na classe mata. Devido às mesmas restrições metodológicas, não foi possível individualizar os reflorestamentos de *Pinus* spp, que apresentaram a mesma assinatura espectral de mata. Esse fato acarretou num aumento da superfície coberta pela classe mata no município de Camanducaia, onde existem grandes plantações de *Pinus* spp.

Na área de estudo, exceto no município de Camanducaia, não são comuns grandes reflorestamentos, em tamanho suficiente para serem identificados na escala trabalhada.

2.2.1.2.9. Afloramento rochoso

Os afloramentos rochosos compreendem as exposições de rochas em superfície, associadas às áreas de relevo mais movimentado. Estão distribuídos ao longo de toda a área, ocupando as partes mais elevadas, como nas serras dos municípios de Resende (no Rio de Janeiro, no limite da área de estudo), Itatiaia e Itamonte.

2.2.1.2.10. Solo exposto

Essa classe corresponde às áreas desprovidas de vegetação ou de cultura agrícola, excetuando-se os afloramentos de rocha. Ocorre em áreas que sofreram alterações devido

às ações antrópicas e que não se regeneraram em decorrência do tipo de solo, do tempo de exposição, do regime climático e do grau da intervenção.

Nessa classe estão as áreas erodidas por voçorocas, que é uma escavação mais ou menos profunda no solo ou em rocha decomposta, causada pela ação da erosão superficial ou mais freqüentemente, pela ação combinada da erosão subterrânea e da erosão superficial, sendo que essa última tem como ponto de partida estradas antigas, valetas, ou também pontos topográficos favoráveis (Mineropar, 2006). Podem ocorrer, ainda, nas áreas degradadas por manejo agrícola inadequado ou em áreas com forte erosão laminar. Em alguns locais da área de estudo, dependendo da declividade do terreno e o tipo de solo, ocorre erosões provocados pelo pisoteio intensivo do gado. Entretanto, esse solo exposto só foi individualizado quando a sua área foi maior que a área mínima mapeada, que foi de 30 x 30 m (tamanho do pixel).

A classe solo exposto está inserida em diversas outras classes, podendo aparecer no meio de uma pastagem degradada, nas cidades, num desmatamento ou em um campo alterado, dificultando a sua identificação no processo de classificação.

2.2.2 COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO

Com o objetivo de se avaliar as diferenças ou similaridades entre mapeamentos existentes para a área de estudo e selecionar aquelas mais adequadas às análises serem realizadas pelo presente estudo, foi realizada uma comparação das médias e da variância das áreas dos remanescentes florestais em diferentes classes de tamanhos. Além disso, procurou-se responder a seguinte questão: os subsídios atualmente disponíveis, representados pelo mapeamento da cobertura e uso do solo em larga escala, fornecem respostas às necessidades práticas do planejamento ambiental?

Apesar das diferenças entre os mapeamentos serem visíveis na sobreposição dos mapas, sem a ajuda das análises estatísticas não era possível determinar em que medida essas diferenças eram significativas considerando toda a extensão da área de estudo. A partir dos resultados encontrados nas análises, esperava-se obter informações para ajudar no teste da validade e acuidade da base elaborada para o presente estudo e, posteriormente, definir

quais bases eram mais adequadas para avaliar ao estado de fragmentação da floresta e as prioridades de conservação.

Para as comparações, foram utilizadas as bases mais amplamente utilizadas para subsidiar as ações de conservação no Estado de Minas Gerais: o mapa da cobertura vegetal remanescente do Estado de Minas Gerais elaborado pela Universidade Federal de Lavras para o Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Scolforo & Carvalho 2006) – denominado no presente estudo como ‘IEF’ e o mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica / INPE (2002), denominado ‘SOS’. Além dessas duas bases, foi utilizado o mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente desenvolvido pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica e instituições parceiras (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006), denominado ‘Probio’. Nas comparações entre as bases o mapa produzido pelo presente trabalho foi denominado ‘Estudo’.

Três bases utilizadas no método proposto para comparação dos mapeamentos foram produzidas na escala 1:50.000 (‘IEF’, ‘SOS’ e ‘Estudo’), sendo que o mapa ‘Probio’ foi elaborado na escala 1:250.000. Todos os mapeamentos foram elaborados a partir da interpretação de imagens do satélite Landsat. O mapa ‘IEF’ é focado nos remanescentes de vegetação nativa e reflorestamentos de todo o Estado de Minas Gerais, elaborado a partir de imagens acerca de 2003 e 2005 (Scolforo & Carvalho, 2006). A área mínima mapeada foi o tamanho do pixel, ou seja, 30 x 30 m ou 0,09 ha. Para a área de estudo, o mapa ‘IEF’ individualiza sete classes: campo, floresta semidecidual, floresta ombrófila, eucaliptos, pinus, e outros (agrupamento das classes de cobertura modificadas, tais como pastagem, solo exposto e áreas urbanas). Foram utilizados dados multitemporais que proporcionam uma maior capacidade de distinguir as diversas fisionomias que o correm no Estado, além de permitir discriminar a floresta estacional semidecidual (Carvalho *et al.* 2004; Scolforo & Carvalho 2006).

O mapeamento ‘SOS’, baseado em imagens de 1999 a 2000, utiliza apenas a classe mata. Esse mapa abrange toda a área de domínio da Mata Atlântica brasileira, tendo sido mapeadas todas as formações primárias, com pouca alteração ou essencialmente recuperadas, mais formações secundárias em estágio médio e avançado de regeneração. A área mínima mapeada nessa base foi 10 ha (Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002).

O mapeamento 'Probio', elaborado a partir de imagens ano base 2002, abrange toda área do domínio original da Mata Atlântica. Segundo os coordenadores do mapeamento, as tipologias vegetais foram classificadas a partir de limiares estabelecidos no projeto RADAM (Ministério das Minas e Energia, 1983) para a identificação das feições fitofisionômicas, como, por exemplo, floresta ombrófila densa montana em altitudes acima de 600 m e submontana entre 300 e 600 m, gerando mapas temáticos hipsométricos (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006). Para a área de estudo, a base 'Probio' identifica 24 classes: floresta estacional semidecidual (montana e sub-montana), floresta ombrófila densa (alto-montana, montana e sub-montana), floresta ombrófila mista (alto-montana e montana), savana (florestanda e gramíneo-lenhosa), refúgio vegetacional (Montana e alto-montana), contato ombrófila densa e mista, contato estacional semidecidual e ombrófila mista, contato savana e floresta ombrófila, vegetação secundária inicial, pecuária+savana gramíneo-lenhosa, pecuária, agricultura, agropecuária, urbano, água, área antrópica indiscriminada, formação pioneira com influência fluvial/lacustre e reflorestamento.

Para dar suporte à comparação visual das bases foi utilizado um mosaico formado por imagens Landsat do período entre 2000 e 2001, que cobriam toda a área mapeada pelo presente estudo, e as imagens Ikonos, que cobriam parcialmente a área mapeada.

Para padronizar os dados e permitir a comparação das bases cartográficas, foi feito o recorte dos mapas apenas para a área abrangida pelo Corredor Ecológico da Mantiqueira, restrita ao estado de Minas Gerais. Com o mesmo objetivo, foi avaliada apenas a classe mata. No caso das bases que separam a classe mata em diferentes tipologias florestais ('IEF' e 'Probio'), as mesmas foram agrupadas numa única classe 'mata'. As zonas de contato do mapeamento 'Probio', quando envolviam formações florestais, também foram incluídas na classe "mata". Para o cálculo das áreas dos fragmentos de Mata Atlântica para todo o Corredor Ecológico da Mantiqueira, e para cada um de seus municípios, foram utilizados os programas Fragstats 3.3 (McGarigal *et al*, 2002) e Statística 7.

Visualmente, os quatro mapas de remanescentes são bastante distintos. Entretanto, para os objetivos do presente estudo era necessário tentar identificar onde estavam as diferenças e avaliar se existiam similaridades entre as bases. A partir dessas informações foram definidas quais bases eram mais informativas para o planejamento de ações de

conservação da biodiversidade a serem propostas pelo estudo. Inicialmente todas as bases foram transformadas para o formato raster, compatível com a utilização do Fragstats 3.3, utilizado para identificar cada fragmento florestal de cada uma das quatro bases. Só foram utilizados os fragmentos acima de 10 ha, uma vez que essa é a área mínima mapeada em todos os quatro mapeamentos. A partir dos resultados obtidos, foi criada uma planilha no programa Excel com todos os fragmentos, tamanho do fragmento e base cartográfica de origem.

Com o propósito de verificar se a variância entre as bases era homogênea e seguia uma distribuição normal, pressupostos para comparar as médias de tamanho de fragmentos através de testes paramétricos, foram realizadas análises baseadas no teste de Levene. Com essa avaliação preliminar foi observado que as variâncias entre os tratamentos (mapeamentos) não eram homogêneas e que a distribuição não era normal, sendo concentrada em muitos fragmentos pequenos. Sem os pressupostos para comparar as médias e a variância das áreas dos remanescentes através de testes paramétricos, foi realizada a múltipla comparação utilizando o teste de Kruskal-Wallis. Foram consideradas significativas as diferenças com $p \leq 0,001$.

Para o melhor entendimento da origem da diferença da área total da cobertura florestal entre as quatro bases de dados (tratamentos), inicialmente procedeu-se à comparação das médias e da variância das áreas dos remanescentes florestais em quatro classes de tamanhos:

- 1) de 10 a 500 ha
- 2) 500 a 5.000 ha
- 3) 5.000 a 20.000 ha
- 4) acima de 20.000 ha

As médias e variâncias foram comparadas através da análise multivariada utilizando todas as bases. Após essas comparações foi possível identificar em que classes de tamanho estavam as maiores diferenças. Essas classes foram então subdivididas, buscando-se identificar mais precisamente onde estavam as diferenças. Foram identificadas as bases que apresentavam as maiores variações (estatística e visual) e as que apresentavam maiores similaridades.

Para testar a acuidade dos mapeamentos foram construídas tabelas para avaliar a porcentagem de acertos nas quatro bases. Nas avaliações foram considerados apenas as classes 'mata' e 'não mata'. Conforme anteriormente mencionado, foram testados 157 pontos retirados aleatoriamente de imagens Ikonos corrigidas para minimizar as distorções. A partir das comparações e posterior sobreposição das quatro bases com as imagens Landsat e imagens Ikonos, foi possível identificar as características gerais de cada uma das bases e selecionar as mais adequadas para cada uma das avaliações a serem realizadas.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO

O mapa da cobertura e uso do solo produzido pelo presente estudo encontra-se no anexo 3. A área total mapeada foi de 1.575.780 ha, abrangendo todo o território do Corredor Ecológico da Mantiqueira (1.176.620,61 ha) e a área imediatamente adjacente ao corredor nos limites com os estados de São Paulo e Rio de Janeiro.

A classe mata ocupou 46,84% da área total mapeada, seguido pela classe campo (37,16%) e pastagem (14,62%). As outras classes ocuparam uma proporção bem menor da área mapeada, sendo que as áreas de agricultura ocuparam 0,4% , seguidas de urbano (0,28%), afloramento rochoso (0,28%), água (0,15%) e reflorestamento (0,01%). A área ocupada por agricultura e pastagem provavelmente foi subestimada. Conforme já mencionado, na área de estudo grande parte das áreas de plantio são pequenas e isoladas, o que dificultou a sua individualização na escala trabalhada. Em alguns locais a assinatura espectral da pastagem apresentou uma expressiva similaridade com a classe campo. Como essas duas classes podem estar mescladas em alguns locais, as proporções cobertas por cada uma dessas duas classes não deve ser interpretada como um número absoluto, mas como uma tendência.

A área mínima mapeada dos fragmentos de mata foi 1 ha, tendo sido registrados fragmentos em vários estágios de sucessão, incluindo as capoeiras. Entretanto, devido ao corte do mapeamento proferido pelo limite do corredor, muitos destes também foram cortados, acarretando o surgimento de fragmentos de até 0,09 ha (tamanho do pixel). A

classificação manual de algumas classes também criou alguns fragmentos menores de mata. Além disso, o mapeamento de pequenos fragmentos em estágios iniciais de regeneração, acarretou no grande número de fragmentos registrados (21.883), grande parte (86,5%) com área menor de 10 ha.

A freqüência dos remanescentes de mata por classe de tamanho encontra-se na tabela 1.

Tabela 1: Freqüência de fragmentos florestais por classe de tamanho na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira

Categoria (ha)	No. de fragmentos		Área total categoria	
		%	(ha)	%
0,09 < x < 10	18929	86.50	49978.71	6.77
10 < x < 50	2280	10.42	46942.29	6.36
50 < x < 100	327	1.49	22580.28	3.06
100 < x < 500	259	1.18	54588.6	7.40
500 < x < 1.000	32	0.15	23114.25	3.13
1.000 < x < 2.000	16	0.07	22503.87	3.05
2.000 < x < 5.000	25	0.11	81451.44	11.03
5.000 < x < 10.000	8	0.04	61458.93	8.33
10.000 < x < 20.000	3	0.01	45525.33	6.17
20.000 < x < 40.000	1	0.005	35435.52	4.80
40.000 < x < 60.000	1	0.005	54925.56	7.44
60.000 < x < 130.000	2	0.009	239626.89	32.46
	21883	100.00	738131.67	100.00

A maioria dos fragmentos (96,92 %) são pequenos com até 50 ha, sendo que 98,41% dos fragmentos florestais mapeados tem uma área de até 100 ha. Esses fragmentos menores, com menos de 100 ha, representam 16,89 % da área coberta por florestas. Por outro lado, ocorrem poucos e grandes fragmentos que são responsáveis por grande parte da cobertura florestal da região. Os 15 fragmentos com área acima de 5.000 ha são responsáveis por 59,20 % de toda cobertura florestal na região onde o Corredor Ecológico da Mantiqueira está localizado, sendo que o maior fragmento de floresta que permeia os estados de Minas Gerais e São Paulo apresentou uma área de 127.051,47ha.

Esse fragmento, que é constituído por um maciço florestal de floresta ombrófila em estágio médio e avançado de regeneração com algumas áreas alteradas por desmatamento em seu

interior (Figura 15), está localizado no sul das cidades de Delfim Moreira, Marmelópolis, Piranguçu, São Bento do Sapucaí, Campos do Jordão e norte de Santo Antonio do Pinhal, Monteiro Lobato Pindamonhangaba, Guaratinguetá, Piquete e Cruzeiro. O segundo maior fragmento de floresta possui 112.575,42 ha, e está localizado nos municípios de Passa Quatro, Itanhandu e Alagoa, centro sul de Itamonte, oeste de Bocaína de Minas e ao norte dos municípios de Cruzeiro, Lavrinhas, Queluz, Resende e Itatiaia, abrangendo parte do Parque Estadual da Serra do Papagaio e do Parque Nacional de Itatiaia. O Terceiro maior fragmento, com 54.925, 56 ha se insere nos municípios de Joanópolis, Camanducaia, Sapucaí-Mirim e São José dos Campos. (Anexo 4).



Figura 15 - Maciço florestal de floresta ombrófila em estágio avançado de regeneração localizado no sul das cidades de Delfim Moreira, Marmelópolis e Piranguçu. Foto: Clarismundo Benfica.

A distribuição dos fragmentos por classe de tamanho seguiu o padrão esperado, ou seja, nas altitudes mais elevadas e mais declivosas os fragmentos são maiores e mais contínuos. Na altitude que varia entre 2.613m e 1.000 metros, estão localizados os quatro maiores

fragmentos do Corredor Ecológico da Mantiqueira. A declividade máxima nesses quatro fragmentos varia de 58° a 74°.

Os cinco municípios dentro do Corredor Ecológico da Mantiqueira com maior cobertura florestal em relação à sua área total foram Itamonte (62 % de cobertura florestal), Passa Vinte (72 %), Delfim Moreira (63 %), Bocaina de Minas (71 %) e Alagoa (54 %). Os cinco municípios com menor parte de sua área com cobertura florestal foram Soledade de Minas (20%), Itapeva (22 %), Caxambu (20%), Toledo (20 %) e Consolação (17%).

2.3.2. COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DOS MAPEAMENTOS

A área total coberta por florestas por município variou entre as quatro bases (Anexo 5) e não seguiu um padrão, embora alguns municípios configuram entre os cinco municípios com maior cobertura florestal em todas as bases analisadas (Bocaina de Minas, Lima Duarte, Itamonte e Delfim Moreira). Do mesmo modo, os municípios de São Lourenço, São José do Alegre e Consolação aparecem entre os cinco municípios com menor área de vegetação remanescente nas quatro bases (Anexo 6). A porcentagem da área total do Corredor Ecológico da Mantiqueira coberto por florestas apresentou uma grande variação entre as bases avaliadas: 42,23% (Estudo), 38,22% (Probio), 29,70% (IEF) e 18,40 % (SOS).

A comparação múltipla das médias e da variância das áreas dos remanescentes florestais nas quatro bases, baseada no teste Kruskal-Wallis, revelou que as bases 'Estudo' e 'IEF' não são significativamente diferentes entre si, enquanto que as bases 'SOS' e 'Probio' são significativamente diferentes de todas as bases (Figura 16, Tabela 2).

A comparação preliminar das médias e variâncias nas quatro classes de tamanho: pequeno (de 10 a 500 ha); médio (500 a 5.000 ha); grande (5.000 até 20.000) e muito grande (acima de 20.000) revelou que apenas na classe grande (5.000 a 20.000) as diferenças não são significativas entre as quatro bases (Anexo 7). Com relação à representação dos fragmentos maiores que 20.000 ha, a diferença ocorre apenas na comparação com a base 'SOS', cujo maior fragmento mapeado tem 13.621,14 ha. Para as demais bases, 'Estudo', 'IEF' e 'Probio' não há diferença significativa entre fragmentos maiores nessa classe de tamanho.

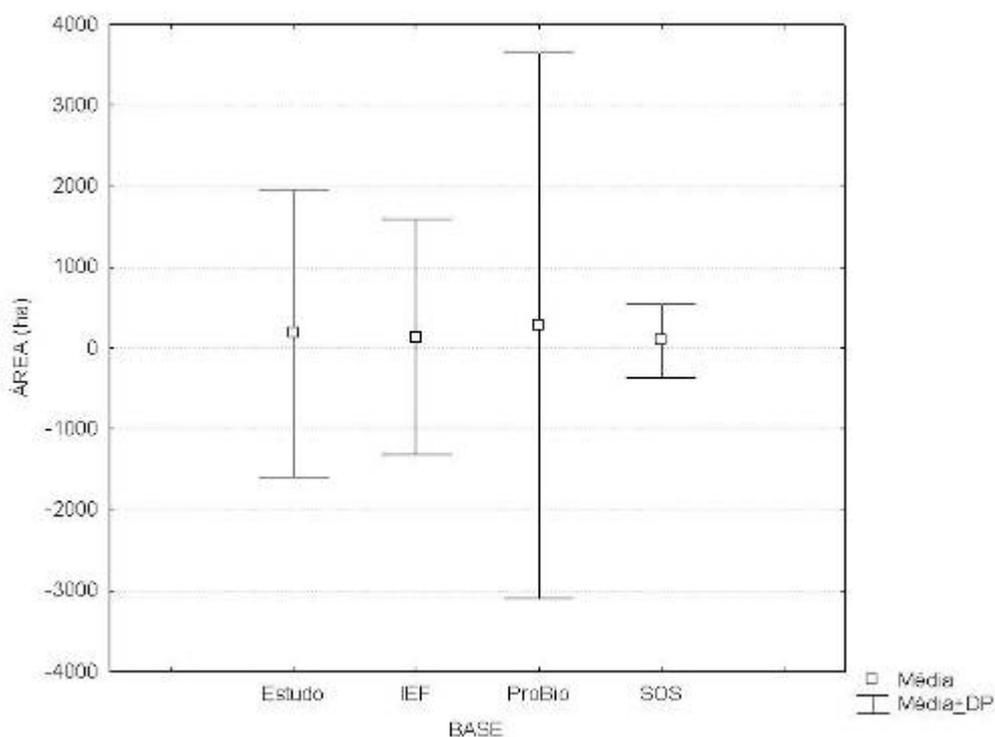


Figura 16- Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho acima de 10 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'ProBio' e 'SOS'. Teste de Kruskal-Wallis $P < 0,001$ $N = 8.685$

Tabela 2 – Resultado da comparação múltipla entre as bases

	Estudo	IEF	ProBio	SOS
Estudo		0.031937	0.000000	0.000000
IEF	0.031937		0.000000	0.000109
ProBio	0.000000	0.000000		0.002791
SOS	0.000000	0.000109	0.002791	

Teste Kruskal-Wallis test: $H(3, N=8685) = 114.6960$ $p = 0.000$

A partir desses resultados, constatou-se que as diferenças concentravam-se nas classes com fragmentos até 5.000 ha. Assim, essas classes foram sub-divididas em intervalos menores: i) 10 a 100; ii) 100 a 500; iii) 500 a 1.000; iv) 1.000 a 2.000; v) 2.000 a 5.000. A comparação das médias e das variâncias dos tamanhos dos fragmentos até 5.000 ha revelou que as diferenças entre as bases ocorrem na representação dos fragmentos menores (até 100 ha) (Anexo 8).

O teste de acuidade dos mapeamentos através das tabelas de acerto entre 'mata' e 'não-mata', revelaram uma taxa de acerto de 89% para base 'Estudo', 88% para base 'IEF', 85% para base 'SOS' e 87 % para base 'ProBio'.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. MAPEAMENTO DA COBERTURA E USO DO SOLO

Diferentemente do cenário observado para as paisagens de Mata Atlântica ao longo do país e até mesmo no Estado de Minas Gerais, na área de estudo ainda existe uma predominância de formações florestais. Entretanto a grande proporção ocupada pela classe não deve ser interpretada como a ocorrência de uma única matriz composta por florestas. Na realidade, a floresta é distribuída de forma não homogênea pela paisagem, concentrada nas maiores altitudes. Além disso, por considerar todos os estágios de regeneração da floresta, mesmo os mais iniciais, os resultados encontrados no mapeamento realizado pelo presente estudo certamente foram super estimados.

A segunda classe com maior área mapeada foi a classe campo (37,17%). Essa classe é constituída pela diferentes tipologias de campos nativos, entretanto algumas áreas de pastagens plantadas com espécies exóticas (pasto) também podem ter sido mapeadas erroneamente como campo. Em alguns locais a assinatura espectral apresentou uma similaridade muito alta, impossibilitando a individualização na delimitação das feições. Considerando a escala trabalhada, esse acréscimo não deve ser significativo. Além disso, na região da Serra da Mantiqueira 75% das pastagens são nativas (Rezende *et al.*, 2000). O uso dos campos nativos como pastagem condiciona toda uma dinâmica de uso e ocupação do solo na região.

As pastagens nativas da Mantiqueira, devido à baixa fertilidade e elevada acidez dos solos (Ministério das Minas e Energia, 1983), apresentam baixa disponibilidade de forragem para o gado e grande incidência de invasão de plantas pioneiras. Para retirar o material senescente e estimular a brotação das gramíneas, a cada dois anos as pastagens nativas são queimadas. Essa prática de manejo com uso do fogo, além de não resolver o problema da baixa produtividade, pois o aporte de nutrientes contidos nas cinzas é insignificante para melhoria do solo, em situações mais extremas favorece os processos erosivos (Rezende *et al.*, 2000).

A pecuária desenvolvida nessas condições é fadada ao insucesso devido à baixa produtividade por animal por unidade de área. Nenhum município do Corredor Ecológico da

Mantiqueira, por exemplo, possui um rebanho da mesma dimensão que o município de Passos, um dos maiores produtores de leite do sul de Minas Gerais, que possui um rebanho de 108.500 cabeças de gado, correspondendo a $\frac{1}{4}$ do rebanho total dos municípios do Corredor (399.965 cabeças) (Gomes, 2005).

Em termos de conservação da biodiversidade, a utilização dos campos nativos, que juntamente com as pastagens plantadas configuram como um dos elementos dominantes da paisagem regional, deve ser avaliada considerando-se duas perspectivas. Numa situação totalmente desfavorável à conservação dos solos e da biodiversidade, as pastagens naturais são sistematicamente submetidas às queimadas para retirada do material arbustivo, uma vez que o corte raso exige um gasto intensivo de mão-de-obra. Além dos danos causados aos solos, principalmente quando se trata de pastagens nativas em um sistema agrícola já degradado, onde as condições locais favorecem o processo erosivo após uma queimada (Rezende *et al.* 2000), ocorre uma pressão sobre a diversidade dos campos. Várias espécies campestres são adaptadas ao fogo, entretanto em situações de fogos intensos e freqüentes, a vegetação perde a sua capacidade de resiliência.

Numa perspectiva de oportunidades para conservação da biodiversidade, ocorrem as situações em que as pastagens sobre campos nativos são abandonadas e as plantas colonizadoras, consideradas invasoras sob a ótica do produtor rural, retornam ao local. Nessa situação, as gramíneas vão sendo eliminadas aos poucos e as pastagens nativas tornam-se cada vez mais improdutivas para a produção pecuária. Apesar de reduzir a capacidade suporte para bovinos, esta invasão por outras espécies eleva a diversidade do ambiente, ampliando a disponibilidade de recursos e as possibilidades de ocupação ou o deslocamento entre os fragmentos florestais de determinados organismos da fauna silvestre. Essa situação pode ser dinâmica, entretanto observando-se a freqüência de pastagens abandonadas e a estabilidade nos índices de desmatamento dos municípios do corredor (Scolforo & Carvalho, 2006) pode-se inferir sobre uma certa estabilidade na paisagem rural. A recuperação natural de áreas antes utilizadas como pastagens parece ser um processo que vem ocorrendo ao longo das últimas décadas. Funcionários e antigos moradores do entorno e do Parque Estadual do Ibitipoca relataram que áreas hoje florestadas eram pastagens nativas, que foram abandonadas há cerca de 30 anos atrás. Durante visitas de campo, os mesmos relatos foram feitos para região do Parque Estadual da Serra do Papagaio e da Serra Negra, no município do Rio Preto.

A baixa produtividade das pastagens naturais em áreas de relevo acidentado representa um sério problema social e econômico, acentuando o processo de migração da população rural para áreas urbanas. De maneira similar a outras regiões mais desenvolvidas do país, desde 1970, a população rural do corredor vem apresentando taxas de crescimento populacional negativas (Fundação João Pinheiro, 2003), decorrente da mudança da economia agrícola para uma economia industrial e, mais recentemente, de serviços. Nas áreas menos elevadas e declivosas da Mantiqueira, com solos mais férteis, a produção agropecuária encontrou condições de se mecanizar e se desenvolver, entretanto nas regiões de relevo acidentado, os pequenos proprietários rurais encontram dificuldades para sobreviver da atividade.

Essa mudança na dinâmica de uso e ocupação do solo é observada em todos os ecossistemas florestais de montanhas na América Latina (Aide & Grau, 2004) e pode ser compreendida como uma oportunidade de conservação e recuperação dos ecossistemas florestais, desde que conciliada com o apoio aos produtores familiares para tornar a produção agropecuária mais econômica e ambientalmente sustentável ou para introduzir outras alternativas econômicas. A evasão rural em si não representa a garantia de que as áreas abandonadas irão se recuperar, uma vez que em várias localidades da área de estudo, tais como em Extrema, Gonçalves e Bocaina de Minas as propriedades rurais estão sendo substituídas por chacreamentos (Governo do Estado de Minas Gerais *et al.*, 2008), Muitas vezes esses chacreamentos possuem unidades territoriais menores do que o previsto pela legislação para a zona rural da Mata Atlântica, ou seja 20ha. Essa nova dinâmica da ocupação do solo na Mantiqueira realizada sem o planejamento adequado do uso do solo, pode favorecer a fragmentação dos remanescentes de floresta que sobreviveram aos ciclos econômicos mais tradicionais.

2.4.2. COMPARAÇÃO DAS BASES E VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO

A análise da fragmentação do habitat e da conservação da biodiversidade requer o entendimento de padrões e processos que atuam em grande escala, já que as pressões sobre o meio ambiente e a biosfera atuam sobre grandes áreas (Turner *et al.*, 2001; Gergel & Turner, 2002). Segundo os preceitos da ecologia da paisagem, a análise do padrão pelo qual os diferentes elementos da paisagem se integram e se organizam espacialmente, pode

nos fornecer informações sobre os processos que estão ocorrendo, fundamentais para as ações de planejamento da conservação.

Devido à insuficiência de dados biológicos, a maioria dos modelos de planejamento da biodiversidade, principalmente em grandes extensões, são ancorados fortemente na avaliação da composição e estrutura dos remanescentes de ecossistemas nativos e na qualidade ambiental das áreas adjacentes. A partir da avaliação espacial dos fragmentos são traçadas inferências sobre a dinâmica da paisagem e sobre a conservação das espécies a longo prazo. Nesse caso, o planejamento das ações de conservação da biodiversidade em escala regional e o delineamento das políticas dependerão da capacidade da base de dados utilizada representar o mundo real.

As diferenças encontradas para a área total com cobertura florestal nativa nas quatro bases demonstram algumas limitações da ferramenta e a necessidade de cautela no uso indiscriminado de métricas da paisagem e nas generalizações. O mapeamento realizado pelo presente estudo foi importante para entender os processos de classificação a partir de imagens Landsat para regiões com relevo acidentado. Parte dos valores mais altos para a cobertura florestal remanescente encontrada para a base “Estudo” pode ser explicada pela inclusão indiscriminada das áreas sombreadas na classe mata.

O relevo acidentado acarreta numa grande densidade de sombras nas vertentes mais íngremes, onde está localizada grande parte dos maiores fragmentos florestais. Baseado nessa constatação, as sombras foram classificadas como áreas de florestas. Entretanto, em alguns casos essa relação entre alta declividade e presença de florestas pode não ocorrer nas áreas sombreadas, elevando os valores encontrados para florestas na base ‘Estudo’. Em outras situações, dois fragmentos distintos foram interligados por poucos pixels de áreas sombreadas (que podem não ser florestadas), originando fragmentos maiores do que a realidade.

A menor cobertura florestal registrada para o corredor e para os municípios pela base ‘SOS’ pode ser explicada em parte pelo tamanho mínimo do fragmento florestal mapeado (10 ha), que é bem maior que a área mínima mapeada pelas demais bases. A sobreposição visual da base ‘SOS’ com as imagens IKonos sugere que os fragmentos mapeados por essa base

são remanescentes em estágios mais avançados de regeneração, desconsiderando as florestas em estágios iniciais ou muito alteradas pela extração de madeira.

Outra característica que parece explicar a redução de florestas na base 'SOS', é que os menores fragmentos florestais com o componente arbóreo menos denso sobre solo rochoso, a exemplo dos candeais em altitudes mais altas, não são mapeados. O caráter mais restritivo da base 'SOS' sugere que a base não é adequada para a avaliação da fragmentação da floresta na escala do corredor. Por outro lado, pode relevar algumas informações sobre a qualidade ambiental dos fragmentos, uma vez que somente as florestas "mais densas" parecem ter sido mapeadas.

Apesar de não existir diferenças estatisticamente significativas entre o tamanho médio e variância das Bases 'IEF' e 'Estudo', o valor encontrado para o total de cobertura florestal no corredor e nos municípios, variou entre as duas bases. Grande parte dessa variação pode ser explicada pelo fato da base 'Estudo' representar muitos fragmentos menores que 10 hectares, independente da densidade do dossel arbóreo. A avaliação visual das bases através da sobreposição com imagens Ikonos de alta resolução revelou várias situações em que esses pequenos fragmentos na realidade eram pequenas capoeiras em estágio inicial de regeneração, provavelmente como resultado de pastagens abandonadas. Essa avaliação visual também sugere que a base 'IEF' não considera essas pequenas capoeiras.

No mundo real, a transição da floresta para os campos ou pastagem não é totalmente abrupta, existindo uma mudança gradual. A sobreposição das duas bases com imagens Landsat e Ikonos indicou que a base 'IEF' quando comparada com base 'Estudo', parece ser mais restritiva quanto ao mapeamento das bordas dos fragmentos. Na base 'Estudo' essa transição da floresta para campo parece ter sido, na maioria dos casos, classificada como parte do fragmento florestal, conseqüentemente aumentando o tamanho dos fragmentos e da área total com cobertura florestal.

Uma das conseqüências do mapeamento indiscriminado de pequenos fragmentos e do mapeamento da transição da floresta para ambientes abertos foi o agrupamento de alguns fragmentos próximos em um único fragmento, aumentando o tamanho dos maiores fragmentos na base 'Estudo'. Em algumas situações, a presença de apenas um pixel

classificado como mata uniu dois ou mais fragmentos, que passavam a serem mapeados como um único e grande fragmento.

A base 'Probio' também apresentou a característica de unir os fragmentos maiores. Enquanto a base 'IEF' e 'Estudo' apresentaram, para a região abrangida pelo corredor, apenas um fragmento maior do que 40.000 ha, a base 'Probio' apresentou três fragmentos com área maior do que 40.000 ha. Parte da diferença pode ser explicada pelo fato dessa última base abordar todo o bioma da Mata atlântica, tendo sido elaborada em meso escala, ou seja 1:250.000, o que pode impedir um maior detalhamento e favorecer o agrupamento de fragmentos muito próximos em área de relevo acidentado. Embora não seja um mapeamento adequado para o planejamento e detalhamento de ações na escala do corredor, que exige uma precisão maior, a base 'Probio' é útil para a análise de representatividade das unidades de conservação, pois é a única que individualiza as diferentes formações florestais existentes na área de estudo.

As análises e a comparação visual indicam que a base 'IEF' é mais indicada para avaliação da fragmentação, uma vez que a base 'Estudo' foi muito pouco restritiva, incluindo na classe mata muitos fragmentos em estágio inicial de regeneração. Por outro lado, a base 'Estudo' mesmo apresentando valores superestimados para as florestas, revela que a matriz da paisagem do corredor não é uma barreira impermeável para todas as espécies. Apesar de bastante alterados, os pequenos fragmentos podem ajudar a ampliar a conectividade entre os fragmentos maiores.

As considerações acima sugerem que a melhor estratégia para o futuro refinamento das bases cartográficas existentes para a região do Corredor Ecológico da Mantiqueira deverá focalizar os remanescentes menores que 100 ha e maiores que 40.000 ha. Grande parte das diferenças encontradas se deve ao mapeamento dos fragmentos pequenos (até 100 ha). Antes que esse refinamento seja feito, os remanescentes pequenos deverão ser considerados com cautela no planejamento da conservação.

As diferenças encontradas, apesar de demonstrar certas limitações na utilização de mapeamentos com imagens Landsat, não inviabilizam o planejamento regional, que trabalha numa grande escala. A comparação das bases permitiu identificar onde estão as maiores diferenças e as principais limitações. Entretanto, para o trabalho local, como o planejamento

de municípios, as diferenças tornam-se mais significativas, indicando que o mapeamento baseado em imagens Landsat tem pouca utilidade para o planejamento local.

2.5. CONCLUSÕES

O mapeamento de extensas áreas é um grande desafio. Mesmo com o avanço das ferramentas de sensoriamento remoto nos últimos anos, as várias metodologias desenvolvidas possuem resultados distintos, variando em relação às imagens utilizadas, algoritmos escolhidos e, sobretudo, às especificidades da área de estudo. No Corredor da Mantiqueira, destaca-se que as principais dificuldades se relacionaram à topografia acentuada e ao manejo do solo.

Em relação à topografia, o relevo escarpado representa uma grande dificuldade, sobretudo tratando-se de imagens de média resolução espacial. O mapeamento da área de estudo com uma seqüência sazonal poderia atenuar o problema, considerando que a posição de incidência dos raios solares seria diferente. Entretanto, outra limitação seria a aquisição de imagens do mesmo ano, em épocas diferentes, sem interferências atmosféricas, como por exemplo nuvens, considerando-se o custo de aquisição das cenas. Uma outra possível solução, que demandaria um estudo mais complexo, seria analisar a probabilidade de determinada escarpa (considerando seu comprimento e declividade) possuir ou não fragmentos florestais, através de uma análise exploratória dos fragmentos que não estejam situados na sombra.

Em relação ao manejo do solo, o fato dos campos nativos serem utilizados como pastagem dá margem para diversas interpretações, considerando-se que a resposta espectral do campo nativo é diferente do pasto, mas em vários locais as duas fisionomias estão associadas. Uma solução poderia ser uma classificação mais detalhada, com um grande número de amostras, apenas nestas áreas. Shimabukuro e Smith (1991) sugerem técnicas como o modelo de mistura espectral, que poderiam minimizar as limitações encontradas. Entretanto, as campanhas de campo seriam intensas, o que pode ser um impedimento em termos financeiros, principalmente se tratando de grandes áreas. Outra dificuldade encontrada foi a identificação do reflorestamento. A floresta ombrófila densa, assim como o reflorestamento de pinus, possui grande biomassa, acarretando uma certa confusão entre

essas classes. Uma solução a ser adotada poderá ser utilizar um classificador que analise a textura, uma vez que o dossel do reflorestamento é homogêneo.

O mapeamento com imagens de média resolução espacial ainda é o mais viável para o tipo de estudo proposto pelo presente trabalho, devido, sobretudo, ao custo de aquisição das imagens de alta resolução. Entretanto, a escala de mapeamento deve ser bem escolhida antes do início dos trabalhos. A utilização de classificadores pixel a pixel (p. ex. Maxver), utilizada pelo presente estudo, resultaram em classificações com muito ruído. A utilização da segmentação da imagem com tamanho mínimo mapeável de 1 hectare não se mostrou satisfatória por causa da qualidade dos fragmentos florestais encontrados, que na maioria das vezes eram capoeiras em estágio inicial de regeneração.

A opção de mapear todos os fragmentos acima de um hectare foi baseada no fato desses pequenos fragmentos, dependendo da espécie considerada, ter um papel importante na permeabilidade da matriz. Entretanto, devido à metodologia de mapeamento, e escala trabalhada, esses pequenos fragmentos afetaram negativamente a qualidade do mapeamento, uma vez que não foi possível separar as capoeiras dos estágios mais avançados de regeneração, além dos pequenos fragmentos terem provocado a união de alguns fragmentos maiores em um só fragmento.

Nos futuros estudos na região da Mantiqueira, recomenda-se utilizar tamanhos maiores, acima de 10 hectares. Para os objetivos de planejamento regional essa escala poderá se mostrar adequada para traçar diretrizes gerais, que posteriormente poderão ser refinadas em locais de maior relevância ecológica, com a utilização de imagens de alta resolução espacial (Ikonos e Quickbird, entre outras).

O esforço despendido para realizar o mapeamento da cobertura e uso do solo durante o presente estudo foi muito grande, com campanhas de campo e várias correções manuais. Embora a maioria dos projetos de planejamento ambiental envolva o mapeamento do uso do solo, deve ser analisado previamente se uma empreitada desse tipo é compensatória, considerando-se o gasto de tempo e recursos financeiros frente às limitações orçamentárias da maioria dos projetos. Para estudos em grandes áreas, principalmente em Minas Gerais, a base 'IEF' (Scolforo *et al*, 2006) se mostrou satisfatória. A realização de novos mapeamentos se justificada para áreas menores, nas quais diretrizes mais específicas de

manejo necessitam ser detalhadas. Para áreas menores, o mapeamento com imagens de satélite Landsat poderá ser satisfatório, pois será mais viável reconhecer as especificidades, além dos ajustes manuais demandarem menos esforço.

Tendo em vista o alto custo para realização dos mapeamentos de grandes áreas e as limitações inerentes a cada método, a metodologia de comparação das bases proposta por esse estudo, demonstrou ser útil para avaliar o material já existente e selecionar os mais adequados aos objetivos do trabalho a ser realizado. A comparação das bases também revelou que os subsídios atualmente disponíveis, representados pelo mapeamento da cobertura e uso do solo em larga escala, apesar de fornecer algumas respostas às necessidades práticas do planejamento ambiental, apresentam algumas limitações, principalmente para o detalhamento local.

As diferenças entre a cobertura florestal municipal encontradas nas diferentes bases, por exemplo, podem ocasionar conflitos, principalmente quando os dados são utilizados para divulgação para o grande público ou utilizados nas políticas públicas de conservação. Uma solução poderá ser uma maior integração entre as instituições responsáveis pelos mapeamentos, numa tentativa de se unificar e padronizar as diferentes metodologias adotadas. Esse esforço é fundamental, uma vez que o objetivo final desses mapeamentos é fornecer ferramentas para subsidiar as ações de conservação. As diferenças encontradas são um limitante da ferramenta e dificilmente o gestor ambiental está aparelhado para tomar decisão sobre qual o melhor mapeamento a ser utilizado no dia-a-dia da conservação.

Apesar das limitações, os resultados de qualquer uma das bases analisadas confirmam que a paisagem do Corredor Ecológico é bastante distinta, com grandes extensões onde a floresta encontra-se bem conservada e locais mais degradados. A metodologia de comparação das bases se mostrou eficiente para selecionar qual base de dados cartográficos forneceria as informações mais consistentes para a seleção das estratégias de manejo mais adequadas às especificidades da paisagem do corredor.

CAPÍTULO 3 - CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DO CORREDOR ECOLÓGICO DA MANTIQUEIRA

3.1. INTRODUÇÃO

Devido às dificuldades de se estabelecer uma relação entre os padrões espaciais observados e os processos ecológicos ocorrentes em uma determinada área, a maioria dos estudos da paisagem concentram-se na descrição dos padrões espaciais e a partir desses busca traçar inferências sobre processos ecológicos que podem estar atuando (Turner *et al.*, 2001; Gergel & Turner, 2002; MacGarigal *et al.*, 2002; Corry & Nassauer, 2005; Leitão Botequilha Leitão *et al.* 2006). Apesar do caráter ainda bastante empírico das avaliações sobre a fragmentação dos habitats, inerente às dificuldades de se estabelecer experimentos controlados em campo e em grandes escalas, as novas ferramentas da ecologia da paisagem têm se mostrado promissoras para o delineamento de estratégias de pesquisa de longo prazo sobre os efeitos da fragmentação do habitat na permanência das espécies e, principalmente, para o planejamento da conservação da diversidade biológica.

Com a evolução das ferramentas de manejo de informações geográficas e dos programas computacionais para execução de estatísticas espaciais foi possível desenvolver diversas métricas, ou índices, que ajudam a analisar os padrões da paisagem. Esses índices permitem descrever o nível de fragmentação ou conectividade estrutural de uma paisagem, informações fundamentais para o planejamento da conservação da biodiversidade em grandes escalas. Entretanto, grande parte desses índices é de difícil interpretação, por agregarem um grande número de informações, ou ser fortemente correlacionados, resultando em informação redundante (Ritters *et al.*, 1995; Turner *et al.*, 2001; MacGarigal *et al.*, 2002; Corry & Nassauer, 2005; Botequilha Leitão *et al.* 2006; Metzger, 2006). Ritters *et al.* (1995) analisaram 55 métricas de paisagem calculadas para 85 mapas de uso e cobertura da terra. Foram eliminadas as métricas mais correlacionadas e realizada uma análise multivariada das 26 métricas restantes. Os resultados demonstraram que apenas seis parâmetros principais explicavam cerca de 87% da variância.

De uma maneira geral, a ecologia da paisagem é focada em três características principais: estrutura, função e mudança. Os índices da ecologia da paisagem quantificam a estrutura (padrão) da paisagem, que é determinada pela composição e distribuição dos seus

elementos. Além de constituírem numa ferramenta para descrição da paisagem, os índices podem fornecer informações relevantes para a seleção de áreas para proteção e recuperação dos ambientes naturais. Esses índices são relacionados com duas dimensões:

i) Índices de composição da paisagem: quantificam os elementos da paisagem sem, entretanto, informar sobre a distribuição espacial. Exemplos: número de manchas (fragmentos) e classes de uso e cobertura; riqueza e diversidade de manchas.

ii) Índices de configuração da paisagem: informação sobre a distribuição física de cada elemento, considerando, por exemplo, o tamanho, forma e isolamento dos fragmentos.

Apesar dos índices de composição não levarem em conta a disposição espacial das unidades da paisagem, são úteis para se ter uma idéia se ocorre uma dominância de unidades ou classes mapeadas. Podem também ajudar a identificar a ocorrência de ambientes raros ou verificar em que proporção os remanescentes de vegetação original ocorrem numa paisagem. O presente estudo teve como objetivo estudar a configuração espacial dos fragmentos de Mata Atlântica do Corredor Ecológico da Mantiqueira visando traçar inferências sobre o seu estado de conservação e o seu potencial para manutenção da conectividade entre espécies, ecossistemas e processos ecológicos.

Os índices ou métricas da paisagem podem ser calculados para quantificar os fragmentos (manchas), as classes de um determinado tipo de uso e cobertura do solo ou para toda a paisagem. Como o tamanho dos fragmentos é a base de várias métricas nos diferentes níveis, grandes variações na área dos fragmentos irão acarretar ocasionar grandes desvios nos resultados, conduzindo a interpretações inadequadas sobre a dinâmica da paisagem alvo do estudo. Dessa forma, para as análises da configuração espacial realizada pelo presente estudo foi utilizado o mapeamento 'IEF' (Scolforo & Carvalho 2006) considerado mais adequado para os objetivos das análises. Na comparação entre as diferentes bases existentes para a área de estudo, e na sobreposição com imagens de satélite, essa base cartográfica apresentou uma melhor representação dos fragmentos de floresta.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

Conforme mencionado no capítulo anterior, o mapa 'IEF' (Scolforo & Carvalho 2006) tem uma resolução de 30 x 30 m e enfocou os remanescentes florestais e as áreas de

reflorestamento em Minas Gerais. Foram individualizadas 10 classes de cobertura e uso do solo: campo, floresta semidecidual, floresta ombrófila, eucaliptos, pinus, e outros (agrupamento das classes de cobertura modificadas, tais como pastagem, solo exposto e áreas urbanas (Tabela 3).

Tabela 3 - Classes de uso e cobertura do solo para o Corredor Ecológico da Mantiqueira segundo base cartográfica 'IEF'

Tipo	Área total da categoria (ha)	%
Outros	770.393,61	65,35
Floresta ombrófila densa	220.997,52	18,75
Floresta estacional semidecidual	129.142,71	10,95
Campo	40.779,72	3,46
Pinus	9.342,45	0,79
Urbanização	5.503,23	0,47
Eucalipto	2.047,86	0,17
Água	322,47	0,03
Campo rupestre	274,50	0,02
Cerrado	159,84	0,01
Total	1.178.963,91	100

Fonte: Scolforo & Carvalho, 2006.

Para o estudo da configuração espacial da paisagem do Corredor Ecológico da Mantiqueira foram selecionados índices de composição e de configuração espacial que possibilitassem analisar o grau de fragmentação da Mata Atlântica na região, a distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho, o grau de isolamento dos fragmentos florestais e a área potencialmente sujeita aos efeitos de borda. Foram selecionados índices que pudessem fornecer informações úteis ao planejamento de ações para conservação da biodiversidade e recuperação florestal. A seleção das métricas também levou em consideração a escala de trabalho, a resolução e o grau de detalhamento do mapa com os remanescentes de Mata Atlântica selecionado para o estudo, evitando a produção de índices sem significado biológico ou sem aplicabilidade.

A interpretação visual do mapa de uso e cobertura do solo sugere padrões distintos na distribuição e tamanho dos fragmentos da floresta ombrófila densa e da floresta estacional semidecidual (Anexo 9). Conforme já discutido, na porção sul do corredor, onde o relevo é mais acidentado, encontra-se o domínio das florestas ombrófila densa e mista, além de suas zonas de contato. A base 'IEF' agrega essas duas tipologias florestais e suas zonas de contato numa única classe, 'floresta ombrófila densa'.

Na porção mais ao norte do corredor ocorre o domínio da floresta estacional semidecidual, distribuída sobre um relevo menos acidentado, favorecendo a sua ocupação mais intensa. Com o objetivo de avaliar o grau de fragmentação e identificar as principais diferenças e pressões, as duas tipologias florestais foram consideradas como duas paisagens distintas, ou seja, o 'domínio da floresta estacional' e o 'domínio da floresta ombrófila densa', e analisadas separadamente.

Devido a sua grande extensão, que abrange cerca de 1.180.000 ha, o Corredor Ecológico da Mantiqueira é subdividido em 4 grandes núcleos de planejamento, agrupados de acordo com a proximidade e características dos municípios que os compõem (Costa *et al.*, 2006) e seguindo a distribuição das duas APAs presentes na área de estudo. Esses núcleos são denominados Núcleo Fernão Dias (NFD); Núcleo Mantiqueira 1 (NM1), Núcleo Mantiqueira 2 (NM2); Núcleo Ibitipoca (NI) (Anexo 10). A análise da paisagem do corredor também foi realizada através da comparação desses quatro núcleos. Esse procedimento teve como objetivo tentar identificar padrões distintos na distribuição e conectividade da Mata Atlântica em cada unidade de planejamento, buscando subsídios para propostas de estratégias de conservação aplicáveis à realidade local.

Para o cálculo das métricas foi utilizado o programa Fragstats 3.3. As fórmulas dos índices utilizados no presente estudo encontram-se em MacGarigal *et al* (2002), onde também estão disponíveis informações sobre o comportamento de cada métrica. As siglas, quando utilizadas nesse capítulo, seguem a denominação utilizada pelos criadores do Fragstats. A seguir uma breve descrição dos índices utilizados:

Para Manchas:

Área: área ocupada pela mancha em ha. O tamanho mínimo do fragmento (ou mancha) irá depender da área mínima mapeada. Apesar de não informar sobre distribuição espacial, a área de cada mancha que compõe o mosaico é uma das informações mais úteis sobre a paisagem, não somente porque é a base de várias métricas nos níveis das manchas, classes ou paisagem, mas porque a área é um grande indicio da qualidade ecológica do fragmento (Saunders *et al.*, 1991; Debinski & Holt, 2000; Mcgarigal *et al.*, 2002; Fahrig, 2003). De uma maneira geral, quanto maior o número de manchas, maior a fragmentação.

SHAPE: é uma medida da complexidade geométrica do fragmento e é expresso como a razão do perímetro do fragmento sobre o perímetro do fragmento de forma mais simples dentro de uma mesma área (Botequilha *et al.*, 2006), calculado seguindo a seguinte fórmula extraída de Mcgarigal *et al.* (2002):

$$\text{SHAPE} = \frac{P_{ij}}{\min P_{ij}}$$

Onde,

P_{ij} = perímetro do fragmento ij em termos de número de superfície de células

$\min P_{ij}$ = é o perímetro mínimo do fragmento ij em termos de número de superfície de células

Ao contrário da razão bruta 'perímetro / área', que varia com o tamanho do fragmento, o índice shape é independente do tamanho, sendo que manchas de diferentes tamanhos podem ser comparadas (Botequilha *et al.*, 2006). Quanto mais alongado e fino for o fragmento, menor será a sua área interior em comparação com fragmentos mais arredondados, ou seja, uma forma mais circular ou quadrada possui uma área interior máxima com um mínimo de perímetro (máximo de compactação). Formas mais compactas proporcionalmente possuem menos área sob a influência da borda. O índice varia de 1 a sem limite. Quanto mais próximo de 1, mais compacto (isto é quadrado ou quase um quadrado) é o fragmento. Valores mais altos indicam formas mais complexas (Mcgarigal *et al.*, 2002).

CORE: é a área interior, ou núcleo, da mancha. É estabelecida a partir de uma largura de borda previamente definida. Core é uma função tanto de tamanho quanto de forma do fragmento, sendo que formas mais simples e compactas tendem a ter uma área interior maior. Devido à influência da forma, tamanho e área interior não apresentam uma relação linear.

A área interior ou nuclear (*core*) é um bom indicativo da qualidade dos fragmentos, uma vez que fragmentos muito pequenos e de formas irregulares serão constituídos em grande parte da área de borda. A largura da borda do fragmento considerada para definir a área interior, é relacionada com a espécie alvo da análise ou com o processo de interesse. Alguns estudos sugerem de 100 a 300 m para plantas e animais (Gascon *et al.*, 2000), 100 m para

plantas na Amazônia (Laurance *et al.* 1998); 60 a 100 m para bordas de fragmentos de florestas numa matriz composta por pastagem (Mesquita *et al.*, 1999). Para as análises realizadas pelo presente estudo foi considerada uma borda de 100m.

CAI: é a porcentagem de área interior da mancha num determinado fragmento. Esse índice foi utilizado para comparação entre fragmentos de diferentes tamanhos.

NCORE: é o número de áreas interiores dentro de um mesmo fragmento. Dependendo do tamanho do fragmento, da complexidade da sua forma e da largura da sua borda, um fragmento pode ter várias áreas interiores disjuntas. Na área de estudo esse índice é particularmente útil para descrever os grandes fragmentos florestais. Apesar de serem mapeados como uma unidade contínua, esses fragmentos apresentam penetrações da matriz em seu interior, reduzindo a sua área nuclear.

ENN: distância euclidiana do vizinho mais próximo em metros, computada a partir de centro das células da borda do fragmento. É um índice de configuração da paisagem que explicita a localização relativa e os arranjos espaciais dos fragmentos (Botequilha *et al.*, 2006). A distância do vizinho mais próximo é talvez a medida mais simples no nível das manchas e tem sido usada extensivamente para quantificar o isolamento dos fragmentos (Mcgarigal *et al.*, 2002). O isolamento dos fragmentos é um dos importantes fatores que atuam sobre a permanência de espécies em paisagens fragmentadas (Stratford & Stouffer, 1999; Bierregaard & Stouffer, 1997; Chiarello, 1999).

A distância entre fragmentos mais próximos de uma mesma classe é uma variável fundamental para se tentar explicar processos ecológicos ou diferenças entre a diversidade e composição de espécies. Em metapopulações ou paisagens muito fragmentadas, a distância que os indivíduos precisam percorrer para atingir outro remanescente de hábitat é um fator que irá influenciar a persistência ou viabilidade das populações, embora a distância entre fragmentos possa não significar distância funcional para determinado organismo. Quanto maior o valor de ENN, mais isolado estará o fragmento. O índice é uma medida no nível dos fragmentos, que pode ser sumarizada para as classes ou para toda paisagem.

Apesar de ser considerado um importante fator ecológico nas análises da paisagem, o índice ENN apresenta algumas limitações (Botequilha *et al.*, 2006) que devem ser

consideradas nas análises. A menor distância entre fragmentos não representa a distância funcional que vai depender da espécie em questão e das características da matriz. Outros aspectos do vizinho mais próximo, além de distância, não são considerados, p. ex. um fragmento muito pequeno, sem muito significado biológico, pode ser considerado no cálculo, enquanto que um segundo vizinho muito maior não é categorizado (Botequilha *et al.*, 2006). Visando avaliar o efeito da presença de fragmentos muito pequenos no mapeamento e calcular a distância entre fragmentos maiores sem a presença de fragmentos muito pequenos, foram realizados cálculos de vizinhos mais próximos em diferentes cenários, retirando fragmentos menores que 01 ha, 10 ha, 50 e 500 ha.

Todas as medidas no nível dos fragmentos descritas acima podem ser sumarizadas para as classes ou para toda paisagem

Classe e paisagem:

TA: tamanho da paisagem em ha. Apesar de não ter muito valor interpretativo, é usado na maioria dos índices de classe e mancha.

CA: área total ocupada pela classe em hectares. É uma medida de composição da paisagem, ou seja, informa sobre o quanto da paisagem é ocupado por uma determinada classe. Além de seu valor interpretativo, é usada como base de vários outros índices de classe e de paisagem (Mcgarigal *et al.*, 2002).

PLAND: porcentagem da área ocupada pela classe. Embora não revele nenhum aspecto do caráter espacial ou configuração do mosaico de manchas, a proporção ocupada por cada classe representa um aspecto fundamental da paisagem e talvez seja o descritor simples mais importante (Botequilha *et al.*, 2006). A proporção ocupada por cada classe indica se paisagem é dominada por algum tipo de cobertura, que nesse caso é considerada a matriz. Usualmente a matriz existe quando uma classe compreende mais que 50% da paisagem e é na sua maioria contínua (Botequilha *et al.*, 2006).

NP: número de manchas é uma medida simples de composição da paisagem que pode revelar alguns aspectos importantes da paisagem, tal como a fragmentação. É a base de vários índices, embora individualmente tenha valor interpretativo limitado pois não diz nada

sobre a área, distribuição ou densidade dos fragmentos (Mcgarigal *et al.*, 2002). Para comparar paisagens de tamanhos diferentes é utilizada a densidade de manchas (PD), que representa o número de manchas por 100 ha (Botequilha *et al.*, 2006; Mcgarigal *et al.*, 2002).

LPI: Índice da maior mancha. Representa a porcentagem da paisagem ocupada pela maior mancha. O índice varia de 0 a 100. Valores próximos de 100 indicam que o fragmento maior domina quase 100% da paisagem.

TCA: Área core total. É a soma das áreas interiores ou núcleo de cada um dos fragmentos da classe ou da paisagem.

CPLAND: porcentagem de área interior da paisagem. É igual à soma das áreas interiores de cada fragmento de um determinado tipo, dividido pela área total da paisagem. Varia de $0 \leq \text{CPLAND} < 100$. Os valores próximos de 100 indicam que a área interior de determinada classe domina a paisagem (Mcgarigal *et al.*, 2002). CPLAND indica o mesmo que o índice de área interior, entretanto é útil para comparar paisagens de tamanhos diferentes uma vez que a soma de todas as áreas interiores de uma determinada classe é computada como uma porcentagem da área total da paisagem.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Descrição da estrutura da paisagem no Corredor Ecológico da Mantiqueira

Baseado no mapeamento da vegetação nativa do Estado de Minas Gerais elaborado pela Universidade Federal de Lavras para o Instituto Estadual de Florestas (Scolforo & Carvalho, 2006), a Mata Atlântica ocupa cerca de 30% do território do Corredor Ecológico da Mantiqueira (Tabela 3), totalizando 350.195 hectares, distribuídos em 7.526 fragmentos. Grande parte desses fragmentos (92%) é menor que 50 ha, e quase um quarto da área coberta por remanescentes de Mata Atlântica se encontra subdividida em remanescentes de até 100 hectares, que representam 96% do total de fragmentos existentes (Tabela 4). Apenas 0,66%, ou 50 fragmentos, possuem área superior a 500 hectares, entretanto esses fragmentos são responsáveis por 63,85% da área total com cobertura florestal no Corredor Ecológico da Mantiqueira. Esses dados confirmam uma das principais características da

paisagem do corredor que é a presença de muitos fragmentos pequenos e poucos fragmentos muito grandes (Anexo 11).

Em todo corredor existem 10 fragmentos com tamanho acima de 5.000 ha, todos localizados nas maiores altitudes, nas vertentes e cumieira da Serra da Mantiqueira, existindo uma forte correlação entre tamanho do fragmento e declividade ($r = 0,99$ $p < 0,05$). Exceto na porção leste do corredor, os maiores fragmentos florestais coincidem com as unidades de conservação de uso sustentável existentes. O maior fragmento no Corredor, com 57.635 hectares, está parcialmente localizado dentro dos parques Estadual da Serra do Papagaio e Nacional do Itatiaia, com o restante de sua área no território da APA Serra da Mantiqueira. Outros dois grandes fragmentos, de 22.010 e 26.774 hectares, estão totalmente ou parcialmente inseridos na APA Serra da Mantiqueira. Existem ainda 3 fragmentos de grande extensão, 12.539, 10.453 e 10.064 hectares, o primeiro localizado na APA Fernão Dias e os dois últimos inseridos no Núcleo Ibitipoca, sem nenhum instrumento de proteção, devendo ser considerados nas estratégias de conservação para a região. Todos os fragmentos acima de 2.000 hectares estão localizados na área de distribuição da floresta ombrófila densa.

Tabela 4 - Distribuição dos fragmentos florestais por classe de tamanho

Classe de tamanho (ha)	N	%	Área	%
0,09 < x ≤ 10	5.097	67,73	18.959,67	5,41
10 < x ≤ 50	1.827	24,27	39.406,23	11,25
50 < x ≤ 100	322	4,28	21.985,02	6,28
100 < x ≤ 250	169	2,24	25.075,71	7,16
250 < x ≤ 500	62	0,82	21.198,96	6,05
500 < x ≤ 1.000	14	0,19	9.779,85	2,79
1.000 < x ≤ 2.000	19	0,25	27.072,54	7,73
2.000 < x ≤ 5.000	7	0,09	22.128,93	6,32
5.000 < x ≤ 15.000	7	0,09	58.168,53	16,61
Acima de 15.000	3	0,04	106.419,3304	30,40
Total	7.526	100	350.194,77	100

Quando considerados todos os fragmentos mapeados (com área mínima de 0,09 ha) a distância média \pm desvio padrão do vizinho mais próximo (ENN) é de 172 m \pm 161 m. A maioria dos fragmentos florestais (96%) está localizada próximo a um outro fragmento, a uma distância de no máximo 500 metros (Figura 17). Os fragmentos mais isolados são também os menores. Os 333 fragmentos localizados a mais de 500 metros de outro

fragmento possuem até 100 hectares. Os 36 fragmentos mais isolados, com distância do vizinho mais próximo acima de 1 Km, são fragmentos pequenos com até 15 ha.

A média da distância do vizinho mais próximo aumenta à medida que se considera apenas os fragmentos maiores, potencialmente mais conservados. Analisando apenas a distâncias entre fragmentos maiores de 100 ha, que é a área mínima para um fragmento possuir 50 hectares de área interior, numa borda de 100 metros, a média \pm desvio padrão do vizinho mais próximo passa a ser de 350 m \pm 173 m. Ou seja, os fragmentos com melhor qualidade ambiental (área interior > 50 ha) estão localizados mais distantes uns dos outros.

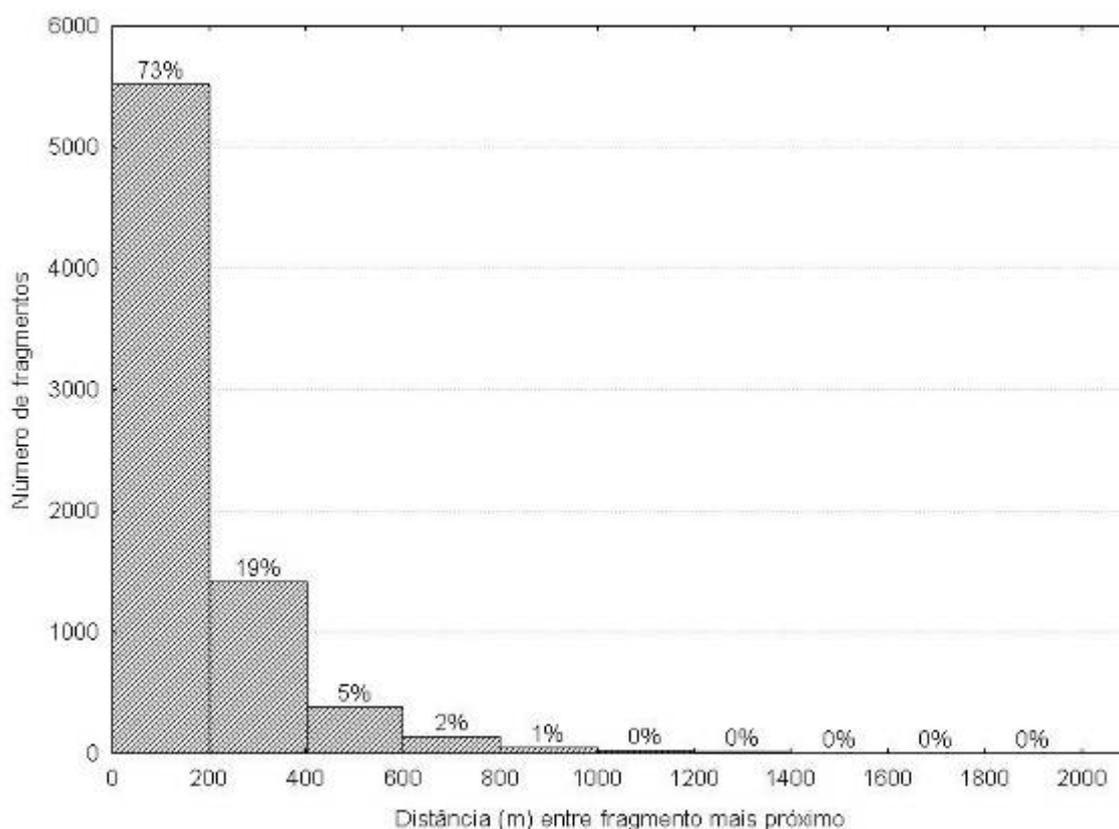


Figura 17 – Distribuição de freqüência dos fragmentos por classe de distância do vizinho mais próximo em metros.

A paisagem do corredor é caracterizada pela presença de um grande número de fragmentos que não possuem área interior ou área núcleo. Quando adotada uma borda de 100m, que pode ser considerada conservadora segundo dados provenientes de estudos desenvolvidos em ambientes tropicais (Gascon *et al.*, 2000), 68% (5.132 fragmentos) são constituídos totalmente por área de borda (o tamanho do maior fragmento nesse grupo é de 39

hectares). Do total de fragmentos de Mata Atlântica mapeados, 92% possuem área interior menor que 10 hectares.

Analisando apenas o grupo dos fragmentos pequenos (menores que 100 ha), a maior área interior registrada foi de 47 hectares para um fragmento com forma mais simples (SHAPE = 2,7). Alguns fragmentos de 90 hectares têm a forma muito complexa, com muitos recortes, reduzindo significativamente a quantidade de área interior, que em alguns casos chega a representar menos de 5% da área total. Considerando o total de fragmentos mapeados (7.526 fragmentos), apenas 29 fragmentos (0,38 %) possuem área interior maior que 500 hectares (borda de 100m), sendo que a área mínima do fragmento para ter 500 ha de área interior é de 1.280 hectares.

A soma de todas as áreas interiores de florestas no corredor, considerando uma borda de 100m, representa 11 % de seu território. A quantidade de área interior está fortemente relacionada com o tamanho do fragmento e menos relacionada com a sua forma (Figuras 18 e 19).

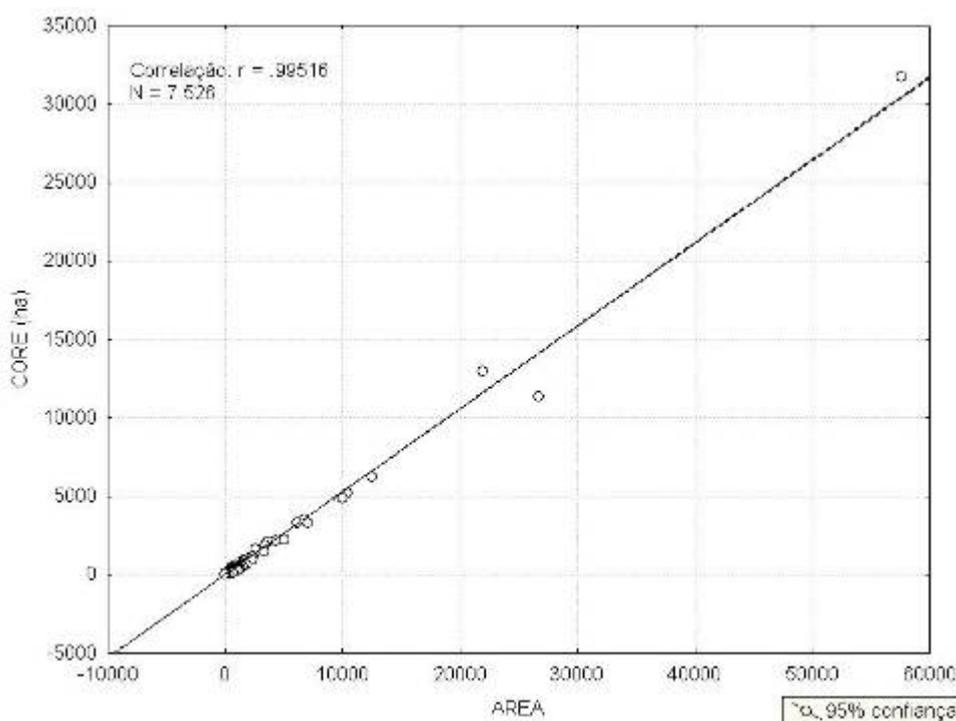


Figura 18 – Relação entre os índices de área interior (CORE) e o tamanho dos fragmentos em hectares.

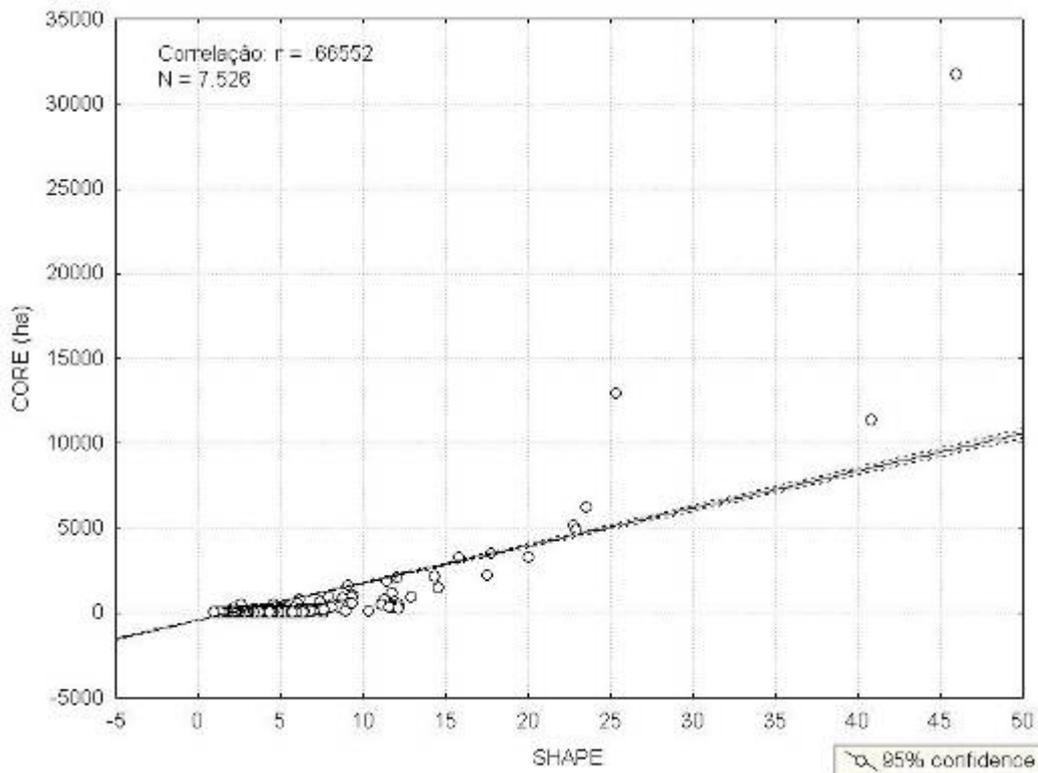


Figura 19 – Relação entre os índices de área interior (CORE) e o índice de forma dos fragmentos (SHAPE).

A relação entre forma e área interior foi relativamente alta ($r = 0,66$) e positiva, contrariando as expectativas iniciais, uma vez que fragmentos com formas mais complexas tendem a ter uma quantidade menor de área interior. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de ocorrerem muitos fragmentos pequenos com áreas similares, mas com formas muito distintas (Figura 20).

A figura 21 mostra a forte relação entre o número de áreas interiores disjuntas dentro de um mesmo fragmento com a complexidade de sua forma. Essa relação ajuda a avaliar a situação do maior fragmento na área de estudo, que perfaz 57.634,74 hectares. Esse fragmento não é um maciço compacto e se caracteriza por uma grande quantidade de recortes e penetrações da matriz (Figura 22). A complexidade de sua forma é refletida pelo valor do índice SHAPE encontrado e pelo grande número de áreas interiores disjuntas que o compõem (554). O resultado é que apenas 55% desse grande fragmento (31.751 ha) é composto por área interior considerando uma borda de 100 metros.

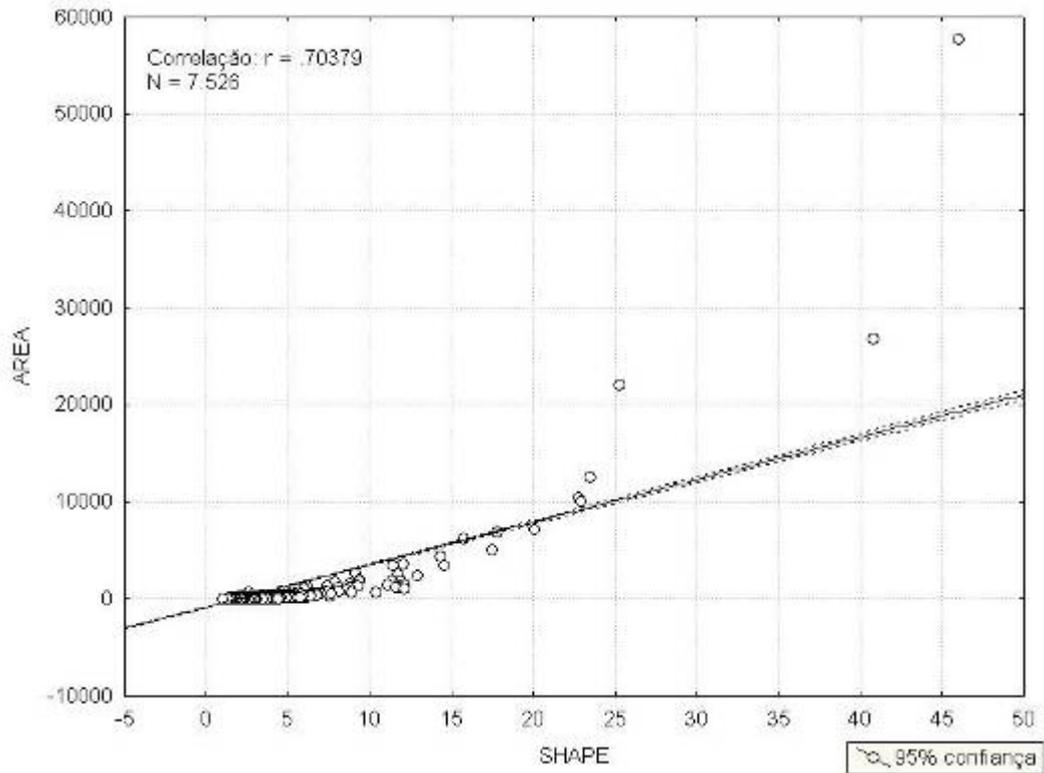


Figura 20 – Relação entre área (ha) e índice de forma dos fragmentos (SHAPE).

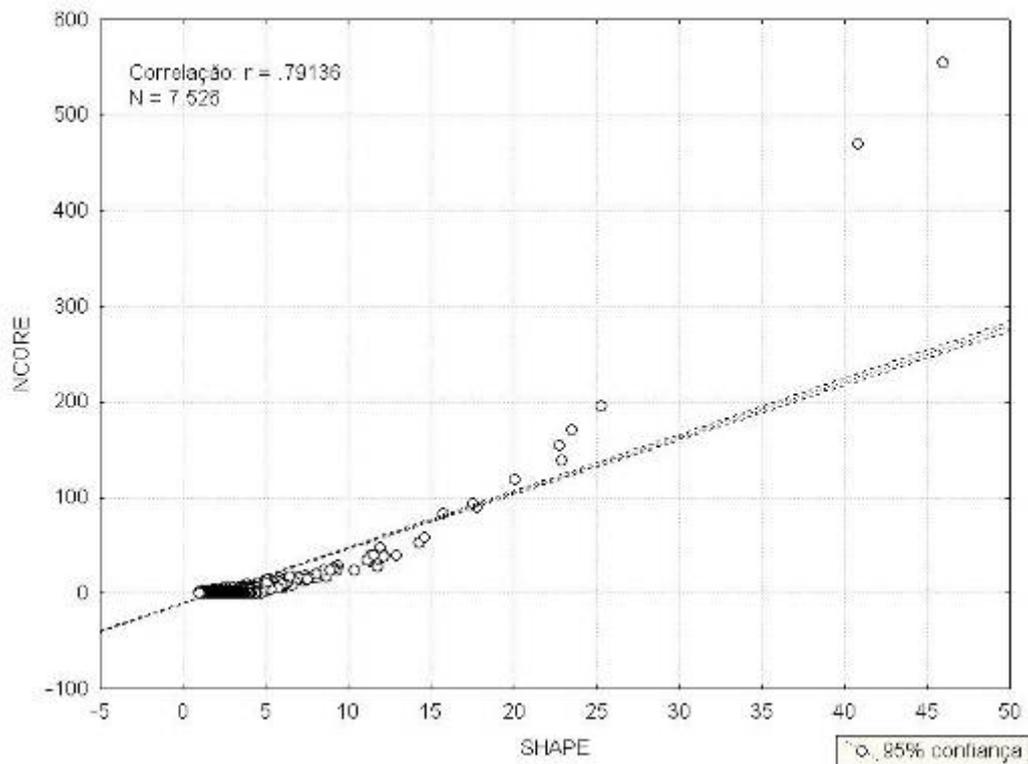


Figura 21 – Relação entre os índices de número de áreas interiores disjuntas (NCORE) e o índice de forma (SHAPE) dos fragmentos.

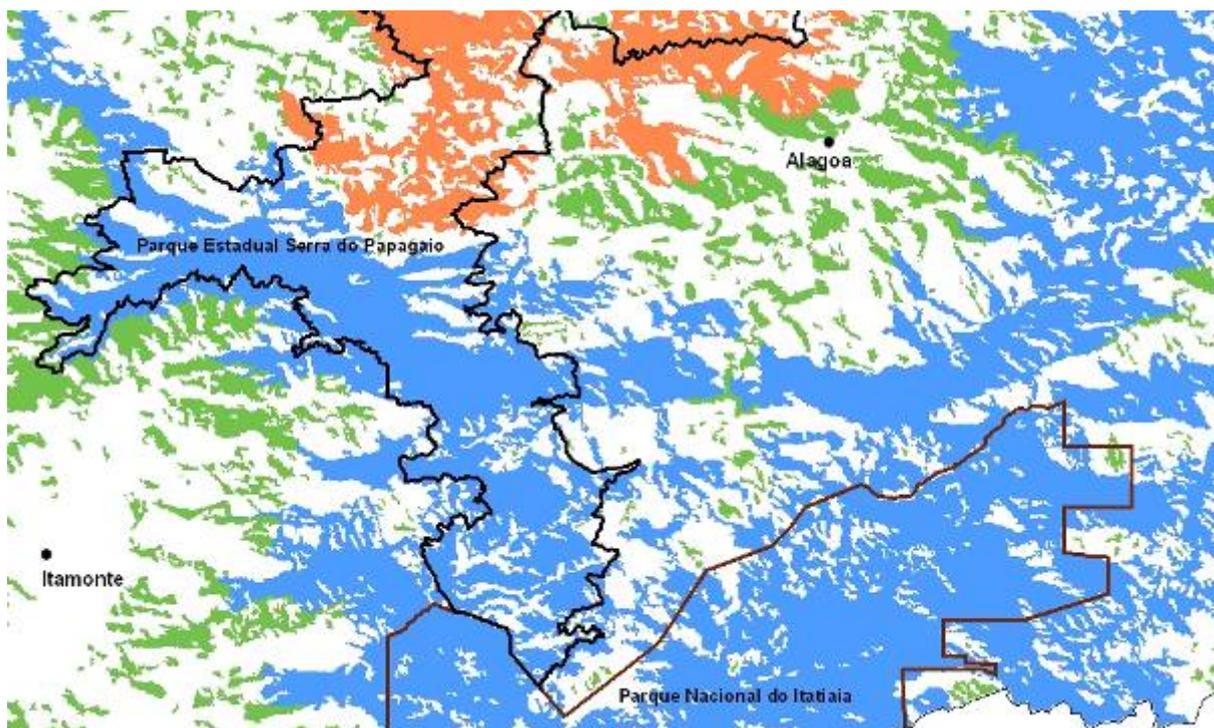


Figura 22 – Detalhe, em azul, de parte do que foi mapeado como um único fragmento florestal de 57.634,74 hectares, demonstrando a complexidade da forma, com penetrações da matriz no seu interior. Em verde claro: fragmentos de floresta ombrófila densa e/ou estacional com tamanho variando de 0,09 a 658 ha. Em alaranjado: parte de um fragmento de floresta ombrófila densa de 5.355 ha. Linha preta: limite do Parque Estadual do Papagaio. Linha marrom: limite do Parque Nacional de Itatiaia. Fonte: base 'IEF' (Scolforo & carvalho, 2006).

De maneira similar, todos os maiores fragmentos da área de estudo possuem formas complexas que refletem numa porcentagem menor de área interior (Tabela 5).

Tabela 5 – Índices de forma e área interior dos cinco maiores fragmentos para uma borda pré-determinada de 100 m

Área do fragmento	Índice de forma SHAPE	Área interior (ha) CORE	Número de áreas interiores disjuntas NCORE	% de área interior CAI
57.634,74	46,01	31.751,01	554	55
26.774,28	40,81	11.341,35	470	42
22.010,31	25,33	12.916,26	195	59
12.538,80	23,52	6.219,90	170	50
10.452,78	22,75	5.183,91	154	50

3.3.2. A paisagem nos dois domínios florestais: floresta ombrófila e estacional

As duas principais tipologias florestais do corredor, registradas pela base 'IEF' (Scolforo & carvalho, 2006), a floresta estacional semidecidual e a floresta ombrófila densa, apresentam padrões bastante distintos (Tabelas 6 e 7). Os fragmentos de floresta estacional são bem menores e localizados mais distantes uns dos outros. A maioria dos fragmentos (92%) tem até 50 ha e metade da área constituída por remanescentes da floresta estacional semidecidual no corredor se encontra subdividida em remanescentes de até 100 hectares. Apenas 26 fragmentos de floresta estacional possuem mais do que 500ha. O número elevado de fragmentos e o tamanho médio reduzido dos fragmentos da floresta estacional, associados à maior densidade de fragmentos por hectare revelam que essa tipologia encontra-se bastante fragmentada na área de estudo.

A floresta ombrófila densa domina a paisagem não somente pela maior extensão ocupada por essa tipologia (Tabela 7), mas também pelo seu estado de conservação. O menor número de fragmentos e o tamanho médio dos fragmentos mais elevado, associados à menor densidade de fragmentos por hectare, revelam que a essa tipologia apresenta uma maior compactação e conectividade entre os fragmentos florestais. Proporcionalmente, essa tipologia também apresenta uma maior porcentagem de área interior, conseqüência do maior tamanho dos fragmentos (Tabela 7). Todos grandes fragmentos, maiores que 2.000 hectares, estão localizados no domínio da floresta ombrófila densa.

Tabela 6 - Tamanho médio e desvio padrão dos fragmentos das tipologias florestais no Corredor Ecológico da Mantiqueira segundo base cartográfica 'IEF'

Tipologia Florestal	Número de manchas	Tamanho (ha)			Desvio padrão
		Médio	Mínimo	Máximo	
Ombrófila densa	2.410	91,70	0,09	47.104,02	1.244,12
Estacional semidecidual	5.925	21,80	0,09	1.974,60	80,51

Tabela 7 - Valores dos índices de paisagem para as duas tipologias florestais o Corredor Ecológico da Mantiqueira

Métrica*	Descrição	Tipologia florestal	
		Ombrófila densa	Estacional semidecidual
CA	Área total ocupada pela tipologia	220.997,52	129.142,71
PLAND	Porcentagem da paisagem do corredor	18,75	10,95

ocupada pela tipologia			
PD	Número de fragmentos em 100 ha	0,20	0,50
LPI	Porcentagem da paisagem ocupada pela maior mancha da tipologia	4,00	0,17
TCA	Soma das áreas núcleo dos fragmentos da tipologia: borda 100m	102.596,22	29.888,46
CPLAND	Porcentagem de área interior da tipologia: borda de 100 m	46	23
ENN	Distância (m) do vizinho mais próximo considerando todos fragmentos $\geq 0,09$ ha	137 ha \pm 117	197 m \pm 196
ENN	Distância (m) do vizinho mais próximo considerando todos fragmentos ≥ 50 ha	213 m \pm 331	504 m \pm 875

* = Siglas seguem a denominação utilizada pelo programa Fragstats 3.3 (MacGarigal *et al.*, 2002). Base cartográfica utilizada 'IEF' (Scolforo & Carvalho 2006).

3.3.3. Descrição da paisagem nos núcleos de planejamento

Os núcleos de planejamento seguem o mesmo padrão da composição da paisagem do corredor, ou seja, a porção sul mais florestada, representada pelo domínio da floresta ombrófila, e a porção norte, no domínio da floresta estacional semidecidual, mais fragmentada (Tabela 8). O núcleo Fernão Dias (NFD) diferentemente dos demais possui maior área coberta pela floresta estacional.

Tabela 8 - Cobertura e uso do solo por núcleo de gerenciamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira

Tipologia florestal	NFD		NM1		NM2		NI	
	Área (ha)	%						
Floresta estacional semidecidual	31.896	11,18	31.362	11,98	44.086	11,98	25.423	9,72
Floresta ombrófila densa	28.049	9,83	48.250	18,44	84.195	22,88	56.411	21,56

Com relação composição e configuração dos fragmentos de Mata Atlântica, os quatro núcleos de planejamento são distintos. Os núcleos Mantiqueira 1 (M1), Mantiqueira 2 (M2) e Ibitipoca (NI) apresentam um maior índice de cobertura florestal, enquanto que o núcleo Fernão Dias (NFD) possui significativamente menos cobertura florestal (Tabela 9).

O número mais elevado de fragmentos e o menor tamanho médio (Tabela 10), associado à maior densidade de fragmentos por 100 hectares (Tabela 9) indicam que além de possuir menor área com cobertura florestal, no NFD a floresta encontra-se mais fragmentada. Com exceção da região dos limites de Camanducaia, Sapucaí Miriam e Gonçalves que abrigam quatro grandes fragmentos (10.530 ha, 4.373 ha, 3.446 ha e 2.173 ha) próximos uns dos

outros. À medida que se aproxima na rodovia Fernão Dias, no domínio da floresta estacional, a floresta torna-se bem mais fragmentada, sendo que os demais municípios do núcleo são dominados por fragmento com menos de 1.000 hectares. A maior fragmentação também é refletida no menor índice de área interior, somente 6,87% da área desse núcleo possui cobertura de maior qualidade, representada por florestas de interior dos fragmentos.

Dentre os três núcleos onde a floresta encontra-se mais conservada, o núcleo Mantiqueira 2 (NM2) se destaca. Esse núcleo apresentou o maior tamanho médio os fragmentos de Mata Atlântica (Tabela 10). A porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento florestal (LPI) é significativamente maior no NM2 e foi causado pela presença do maior fragmento de Mata Atlântica do corredor (com 57.634 ha). Esse núcleo ainda detém grande parte do segundo maior fragmento (de 26.774 ha). O NM2 apresentou, ainda, os melhores valores para porcentagem de área interior de floresta, considerando-se uma borda de 100 m, ou seja, 54.645,48 (14,82% da área total do núcleo) (Tabela 9).

Tabela 9 - Valores dos índices de paisagem para os núcleos de gerenciamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira segundo base cartográfica 'IEF'

Métrica*	Descrição	Núcleo			
		NFD	NM1	NM2	NI
Área	Área do núcleo (ha)	285.121	262.299	368.753	262.592
CA	Área total ocupada por florestas (ha)	59.633	79.793	129.037	82.088
PLAND	Porcentagem da paisagem ocupada por floresta	21	30	35	31
PD	Número de fragmentos de floresta em 100 ha	0,87	0,73	0,51	0,51
LPI	Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento florestal	3,69	8,41	14,65	4,72
TCA	Soma das áreas núcleo dos fragmentos de floresta: borda 100m	19.580	33.132	54.645	28.188
CPLAND	Porcentagem da área total coberta por interior de floresta: borda de 100 m	6,87	12,63	14,82	10,73

* = As siglas das métricas seguem a denominação utilizada pelo programa Fragstats 3.3 (MacGarigal *et al.*, 2002). NFD: Núcleo Fernão Dias. NM1: Núcleo Mantiqueira 1. NM2: Núcleo Mantiqueira 2. NI. Núcleo Ibitipoca.

Tabela 10 - Tamanho médio e desvio padrão dos fragmentos florestais por núcleo de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira segundo base cartográfica 'IEF'

Núcleo	Número de manchas	Tamanho (ha)			Desvio padrão
		Médio	Mínimo	Máximo	
NFD	2.492	23,93	0,09	10.530,18	252,48
NM1	1.922	41,52	0,09	22.054,50	544,45
NM2	1.885	68,45	0,09	54.038,70	1.347,95
NI	1.337	61,40	0,09	12.407,22	496,00

3.4. DISCUSSÃO

3.4.1. Descrição da estrutura da paisagem do Corredor Ecológico da Mantiqueira

A fragmentação do habitat pode ser definida como um processo durante o qual “uma grande porção de habitat é transformada em um número manchas de menor tamanho, isoladas umas das outras por uma matriz de habitats diferentes do original” (Wilcove *et al.*, 1986 *apud in* Fahrig, 2003). Considerada uma das principais causas da extinção de espécies (Saunders *et al.*, 1991; Eherlich, 1997; Fahrig, 2003), a fragmentação de habitat age de diferentes maneiras sobre as diferentes espécies e suas interações com o meio físico e biológico. A investigação dos efeitos da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade tropical é uma questão complexa que envolve um conjunto de variáveis, gerando muitas controvérsias no meio científico. Parte das dificuldades é inerente ao fato da disciplina ser relativamente recente, com diferentes abordagens (Laurance *et al.*, 1997).

Além disso, as respostas à fragmentação dependem de uma série de outros fatores, muitas vezes não controlados nas pesquisas, tais como histórico do fragmento; riqueza e abundância de espécies antes da fragmentação e; distribuição original das espécies raras e endêmicas. Esses fatores podem atuar de maneira simultânea ou em sinergia, ampliando os efeitos da fragmentação ou dificultando a interpretação dos resultados dos estudos sobre as mudanças nos padrões das paisagens e como essas podem afetar as espécies (Lindenmayer & Fischer, 2006).

Os estudos precursores sobre os efeitos da fragmentação eram focados quase que exclusivamente na relação entre tamanho dos fragmentos e a riqueza de espécies remanescentes (Bierregaard Jr. & Stouffler, 1997). Mais recentemente, outros aspectos da fragmentação, tais como aumento de habitat de borda e interação entre a biota dos

fragmentos remanescentes com a matriz alterada, incluindo a relação com outros fragmentos vizinhos, começaram a ser incorporados no desenho experimental das pesquisas (Aves: Bierregaard Jr. & Stouffler, 1997; Christiansen & Pitter, 1997; Anciães & Marini, 2000 ; Ribon *et al.*, 2003 ; Russell *et al.*, 2003 ; Ferraz *et al.*, 2003 ; Maldonado-Coelho Marini, 2004; Plantas: Tabarelli *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 1998 ; Laurance *et al.*, 2006 ; Melo *et al.*, 2006 ; Mamíferos : Stevens & Husband, 1998 ; Castro & Ferandez, 2004. Artrópodes : Brown & Hutchings, 1997; Bragagnolo *et al.*, 2007).

Além das características estruturais das paisagens, os atributos biológicos das espécies, tais como capacidade de dispersão, fecundidade, tamanho do corpo, grau de especialização de dieta e uso do substrato, também vão condicionar a capacidade das espécies sobreviverem em ambientes fragmentados. Ao analisar a comunidade de aves em 43 fragmentos de Mata Atlântica na Zona da Mara mineira, Ribon *et al.* (2003), por exemplo, registraram a extinção local de 28 espécies, sendo que 43 espécies foram consideradas em perigo e 25 vulneráveis (60% de toda comunidade de aves regional). As espécies com maiores requerimentos alimentares, tais como as frugívoras e insetívoras, bem como as espécies de sub bosque que utilizam apenas um estrato da floresta, foram consideradas as mais sensíveis à fragmentação do habitat. O estudo também demonstrou que nos fragmentos florestais da região, o número total de aves foi maior nos fragmentos maiores do que nos pequenos, confirmando os resultados encontrados em outros estudos realizados em diferentes locais do país (Laps *et al.*, 2003).

Entretanto, muitas vezes os estudos não conseguem detectar diferenças significativas na riqueza de espécies em fragmentos de diferentes tamanhos de uma paisagem ou identificar os condicionantes das diferenças encontradas. Parte da dessa dificuldade advém do fato de que estudos controlados, principalmente os que possuem dados detalhados sobre as populações e comunidades antes da fragmentação, serem extremamente raros, principalmente nos ambientes tropicais, notadamente mais complexos.

Num dos poucos projetos experimentais de longa duração sobre os efeitos da fragmentação em ambiente tropical, denominado 'Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais' (PDBFF), Laurance *et al.* (2006) demonstraram como o efeito de borda provoca uma rápida alteração na dinâmica e composição da comunidade de árvores numa região perto de Manaus, na Amazônia. Os autores avaliaram os dados oriundos de 22 anos de observações em

fragmentos de diferentes tamanhos e na floresta intacta, antes e depois da fragmentação, e detectaram um rápido declínio na composição da comunidade de árvores. Segundo os autores, o declínio é provocado pela acelerada mortalidade e recrutamento de árvores numa faixa de 100 metros, a partir da margem dos fragmentos. Essas alterações provocaram um rápido declínio populacional ou extinção local de várias espécies que produzem sementes grandes (usualmente dependentes de dispersores biológicos), possuem crescimento lento e que pertencem a táxon típico da floresta madura. Também foi observado um notável aumento no número de espécies adaptadas a ambientes modificados, cujos agentes dispersores são abióticos, e uma significativa mudança na distribuição do tamanho das árvores, provocada pela grande proliferação de árvores pequenas. Um aspecto relevante do estudo é que os autores demonstraram que essas alterações não seriam detectadas se as análises fossem baseadas apenas na riqueza de espécies dos fragmentos.

Por outro lado, a relação entre tamanho do fragmento e número de espécies nem sempre é linear para todos os grupos faunísticos, mesmo em estudos de longa duração. A redução de área não levou à redução do número de espécies de pequenos mamíferos não voadores nos fragmentos estudados pelo projeto 'Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais' (Malcolm, 1997). Comparando os dados da floresta primária antes da fragmentação, com os dados das reservas formadas após a fragmentação (com tamanhos de 1, 10 e 100 hectares) ao longo de oito anos, Malcolm (1997) registrou uma maior abundância e diversidade de pequenos mamíferos nos menores fragmentos. Segundo o autor, a maior abundância nos menores fragmentos parece estar relacionada com o efeito de borda, que provocou mudanças no habitat favoráveis às espécies. Além disso, o fluxo de indivíduos oriundos do entorno dos fragmentos, composto florestas secundárias, parece contribuir com a maior abundância nos fragmentos rodeados por florestas secundárias, já que os pequenos fragmentos imersos em uma matriz constituída de pastagens apresentaram uma menor abundância de pequenos mamíferos.

Essa tendência de aumento na abundância e na riqueza de espécies da comunidade de pequenos mamíferos de fragmentos menores (< 100 ha), quando comparada com fragmentos maiores (> 1.000 ha), também foi observada em Una, no sul da Bahia (Vieira *et al.*, 2003). Resultado semelhante também ao encontrado em pequenos fragmentos (1 a 15 ha) na região de Poço das Antas, RJ, que apresentaram uma abundância de pequenos mamíferos não voadores cerca de dez vezes maior do que na área controle de floresta

contínua (3.500 ha) (Vieira *et al.*, 2003). Embora nenhum dos estudos citados tenha focado as conseqüências ecológicas desse aumento na abundância de pequenos mamíferos, Malcolm (1997) sugere que um efeito secundário pode ser o aumento na predação de sementes, brotos, artrópodes e ninhos de aves, usualmente explorados por esse grupo faunístico. O declínio ou super abundância de espécies da fauna em paisagens fragmentadas podem afetar processos ecológicos chaves, tais como a polinização, dispersão de sementes e herbivoria (Laurance *et al.*, 2006).

A despeito da complexidade do tema e da escassez de dados para uma melhor compreensão dos processos ecológicos envolvidos com a fragmentação, a literatura fornece forte evidência de que a redução de habitat torna as espécies mais vulneráveis (Laurance *et al.*, 1997; Whitmore, 1997; Fahrig, 2003). A maioria dos estudos sobre os efeitos da fragmentação sobre diferentes grupos taxonômicos considera que a riqueza de espécies é sensível ao tamanho do remanescente de vegetação nativa, à área sob efeito de borda, à proximidade com outros fragmentos e à qualidade da matriz adjacente aos fragmentos (Murcia, 1995; Whitmore, 1997; Laurance *et al.*, 1997).

A ferramenta mais importante para manejar paisagens fragmentadas é o conhecimento biológico (Bierregaard & Stouffer, 1997), entretanto na maioria das vezes esse conhecimento não existe, principalmente quando considerado as limitações para se extrapolar o conhecimento adquirido em estudos pontuais, realizados em áreas pequenas, para paisagens de milhares de quilômetros quadrados (Turner *et al.*, 2001). Nesse caso a análise da estrutura da paisagem pode fornecer um primeiro olhar sobre a dinâmica da paisagem, funcionando como um primeiro indicador da qualidade ambiental. Do mesmo modo, no planejamento de grandes paisagens que comportam sistemas complexos, como é o caso de um corredor ecológico, é praticamente impossível acessar todos os aspectos da biodiversidade.

Conforme já mencionado, a proporção de área remanescente de Mata Atlântica no Corredor Ecológico da Mantiqueira é muito superior ao encontrado para outras regiões do Estado de Minas Gerais ou até mesmo para o país. Esse dado não chega a ser surpreendente devido às características de relevo que dificultaram a ocupação da região, padrão usualmente observado em outras regiões montanhosas do mundo. Entretanto a ocupação, condicionada pelo relevo, determinou praticamente duas subpaisagens distintas no Corredor Ecológico da

Mantiqueira. Nas áreas menos declivosas a floresta encontram-se bastante fragmentada, sendo que nas maiores altitudes e nas maiores declividades predominam grandes maciços florestais.

Considerando o uso atual na região que compõe a sub paisagem fragmentada, dominada por pastagens naturais ou exóticas, manejada com a prática de queimadas, pode-se inferir que a qualidade ambiental dos fragmentos com menos de 100 hectares, a grande maioria dos fragmentos aí localizados, é afetada negativamente pelo manejo do solo no seu entorno. Além da redução do tamanho do habitat, as condições da matriz no entorno dos fragmentos influencia a qualidade do habitat remanescente. Quando a transformação é abrupta, ou seja, de ambiente florestal para áreas abertas, ocorrem grandes alterações na borda dos fragmentos. Transformações no microclima, na estrutura e na composição das espécies vegetais podem tornar as bordas inóspitas para algumas espécies e favorecer a ocorrência de outras espécies. O manejo de pastagens com a utilização de queimadas acentua o efeito de borda, uma vez que na região é muito comum a queima acidental, ou não, das bordas dos fragmentos.

Outras práticas muito comuns na área de estudo são a coleta seletiva de madeira e a realização de pequenos plantios agrícolas próximos às bordas dos fragmentos. Essas práticas, associadas à realização das queimadas, certamente contribuem com o aumento dos efeitos negativos de borda. A complexidade da forma dos pequenos fragmentos também amplia as possibilidades de interação do fragmento com seu entorno, tornando-os mais vulneráveis às ameaças externas.

Embora não tenha sido registrada nenhuma publicação enfocando o efeito de borda sobre a riqueza e composição de espécies na área do Corredor Ecológico da Mantiqueira, estudos realizados na Amazônia demonstram como o tipo de vegetação do entorno do fragmento influencia o efeito de borda, condicionando a mortalidade de árvores (Mesquita *et al.*, 1999). Segundo os autores, os efeitos de borda parecem penetrar mais nos fragmentos rodeados por pastagens (60 a 100 metros) do que nos fragmentos rodeados por vegetação secundária (40 a 60 m). Gascon *et al.* (2000) também argumentaram que o efeito de borda não é um fenômeno estático, relacionado apenas com a distância da margem do fragmento, mas fortemente influenciado pelas condições adversas do entorno, incluindo as queimadas.

Na área de estudo, a complexidade da forma também influencia a qualidade ambiental dos grandes fragmentos (acima de 1000 hectares), que longe de se constituírem em maciços florestais compactos são, na realidade, bastante recortados com penetrações do ambiente campestre do entorno para o seu interior. Essa característica, muito além do aspecto teórico de reduzir drasticamente a proporção de área interior dos grandes fragmentos, pois formas recortadas têm maior proporção de borda, de fato expõe os fragmentos às ameaças oriundas do entorno.

Uma das características da paisagem do corredor é a presença de pequenas propriedades rurais localizadas dentro ou nos recortes dos grandes fragmentos. Essas propriedades têm como atividade principal a pecuária extensiva, o que torna os fragmentos mais expostos às ameaças externas. Em várias visitas de campo foi observada a presença de bovinos dentro dos fragmentos em todos os quatro núcleos do corredor.

A presença de gado dentro de florestas foi também relatada por outros estudos realizados na região (França & Stehmann, 2004; Carvalho *et al.*, 2005; Vasconcelos & D'Angelo Neto, 2008). Apesar de não existir nenhum estudo sobre o impacto do pisoteamento do gado no sub bosque das florestas existentes no corredor, é possível inferir que dependendo da densidade e freqüência de bovinos pisoteando o sub bosque do fragmento, poderá ocorrer uma significativa mortalidade de plântulas, pequenos animais do sub bosque e da contaminação por espécies invasoras disseminadas pelas fezes desses animais.

Outra ameaça antrópica, já mencionada, são os incêndios florestais registrados em toda região, inclusive em florestas localizadas dentro de unidades de conservação de proteção integral. No período de 2000 a 2008 foram registrados 31 focos no Parque Estadual da Serra do Papagaio e 27 no Parque Nacional de Itatiaia (dados obtidos no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE), ambos com problemas fundiários e população rural morando em seu interior. Essas ameaças, associadas à coleta de madeira e caça, prática ainda comum na região, são fortemente ampliadas quando a forma do fragmento é muito recortada, favorecendo a interação com os elementos do seu entorno.

Não existem dados sobre a freqüência da caça na área de estudo, entretanto por meio de entrevistas informais com moradores da região foram obtidos vários relatos sobre a ocorrência usual da atividade. Alguns relatos indicam a ocorrência de caça clandestina

dentro do Parque Estadual da Serra do Papagaio, onde nos campos de altitude, numa altitude de 2203 metros, foi registrada a ocorrência de porco-do-mato ou queixada (*Tayassu pecari*) (Valor Natural, 2008), ainda muito procurado por caçadores locais. No sul de Minas Gerais é comum o treinamento de cachorros para as caçadas, principalmente da raça *Foxhound*, ou Americano, animal que tem por hábito caçar mesmo sem a presença do dono (Rafael Aarão, *comunicação pessoal*). Durante um inventário biológico realizado no Parque Estadual do Ibitipoca foi registrado por meio de armadilha fotográfica um cachorro doméstico, na área mais remota e de difícil acesso do parque, onde no dia anterior havia sido registrada uma onça parda (*Puma concolor*) (Costa & Herrmann, 2006). Esses exemplos ilustram que as ações de conservação da biodiversidade no corredor, mesmo nos locais mais florestados, como nas áreas cobertas pelos grandes fragmentos do domínio da floresta ombrófila densa, terão que considerar a presença da população que vive nessas pequenas fazendas “incrustadas” no seu interior.

Considerando o longo histórico de ocupação da região, e às características adversas da matriz constituída principalmente por pastagens, pode-se inferir que os pequenos fragmentos (menores que 10 ha) são bastante alterados. Vale destacar que para uma borda de 100 metros, considerada conservadora, todos os fragmentos com menos de 39 hectares são constituídos exclusivamente por ambiente de borda, não possuindo área interior. Além disso, os pequenos fragmentos presentes na área de estudo são em sua grande maioria compostos de vegetação secundária, alguns em estágios iniciais de regeneração. É bastante comum na área de estudo um único pequeno fragmento conter um mosaico de diferentes estágios de regeneração, decorrente de alterações irregulares nas florestas em épocas distintas, resultando na presença de clareiras, árvores de grande porte isoladas, misturadas a capoeiras e capoeirões. Nesses fragmentos podem ocorrer árvores clímax em meio a locais dominados por espécies pioneiras (Silva, 2005). Não existem dados sobre a sobrevivência das espécies adaptadas à floresta madura nesses fragmentos, mas pode-se inferir que indivíduos de espécies mais adaptadas ao interior da floresta podem não estar mais se reproduzindo, contribuindo para o empobrecimento da diversidade regional, principalmente na região de ‘domínio’ da floresta estacional.

Essa rede de fragmentos pequenos muito provavelmente apresenta uma composição florística diferente da floresta original e pode não suportar espécies mais sensíveis à alteração antrópica. Num estudo de cinco anos de duração sobre a dinâmica da comunidade

e populações arbóreas da borda e interior de um fragmento de 30 hectares de floresta estacional na Serra da Mantiqueira, Oliveira Filho *et al.* (2007) registraram que a comunidade arbórea não estava estável mesmo depois de 150 anos após a última perturbação. Os autores registraram que tanto na borda como no interior do fragmento, as taxas de mortalidade superaram as de recrutamento, as taxas de ganho superaram as de perda de área basal e as distribuições de tamanho mudaram devido ao declínio na densidade de árvores menores, sugerindo a ocorrência de efeitos de longa duração da fragmentação.

A despeito da instabilidade dos pequenos fragmentos, ou do nível de degradação que muito provavelmente apresentam, esses pequenos fragmentos estão distribuídos por toda área de estudo, contribuindo para o aumento da conectividade da paisagem e impedindo isolamento total dos fragmentos nas regiões mais desmatadas do corredor. A distância média entre os fragmentos florestais, considerando todos os fragmentos mapeados (área mínima de 0,09 hectares), é relativamente pequena, indicando que os pequenos fragmentos apresentam potencial para funcionarem como trampolins ecológicos (*sepping-stones*) ou corredores não lineares. Nesse caso, a ocorrência dos fragmentos pequenos pode favorecer o fluxo de organismos nas regiões mais desmatadas ou entre os grandes maciços florestais existentes no corredor. Como a conectividade não é apenas um atributo da paisagem, a utilização dessas pequenas porções de habitat para o deslocamento entre os fragmentos maiores dependerá das características biológicas das espécies residentes (Bier & Noss, 1998; Tischendorf & Fahrig, 2000; Haddad *et al.*, 2003; Bélisle, 2005).

Embora os aspectos funcionais de micro-corredores de fauna, aqui compreendido como ligações lineares entre fragmentos, e trampolins ecológicos seja um tema controverso entre os pesquisadores, devido às dificuldades de se comprovar o uso dessas conexões pelas espécies (vide capítulo 1), na abordagem de planejamento regional 'corredor ecológico', as possibilidades de se ampliar a conectividade através de pequenos fragmentos são consideradas promissoras, principalmente em locais onde existem fragmentos maiores que podem suportar uma parcela maior da biodiversidade regional.

Apesar das controvérsias, atualmente uma das abordagens mais populares para manter populações viáveis e conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas é manter ou criar corredores entre os fragmentos (Haddad *et al.*, 2003). Essa abordagem é baseada

em estudos que confirmam a efetividade dos corredores para a conservação da biodiversidade (Simberloff *et al.*, 1992; Beier & Noss, 1998; Haddad *et al.*, 2003; Castellón & Sieving, 2006). Pardini *et al.* (2005), em um dos raros estudos sobre o efeito de corredores na composição e riqueza de espécies, também detectaram para a comunidade de pequenos mamíferos não voadores de uma região de Mata Atlântica em São Paulo, uma relação positiva entre a presença de corredores e a diversidade de espécies. Segundo os autores, nos fragmentos conectados o número de espécies foi significativamente maior do que nos fragmentos isolados.

A capacidade de organismos de determinada espécie usarem uma matriz de ambiente modificado afeta a sua vulnerabilidade à fragmentação. Gascon *et al.* (1999) detectaram uma correlação positiva e significativa entre a abundância de espécies de aves, anfíbios e pequenos mamíferos na matriz e sua vulnerabilidade à fragmentação, sugerindo que espécies que evitam a matriz tendem a declinar ou desaparecer dos fragmentos, enquanto que aquelas que toleram ou exploram a matriz se mantêm estável ou aumentam.

Essa capacidade de utilizar ou se deslocar pela matriz também irá definir como a distância entre os fragmentos, e conseqüentemente o grau de isolamento, irá afetar as diferentes espécies. As populações de plantas e animais isoladas em fragmentos têm menores taxas de migração e dispersão e potencialmente podem sofrer com a redução do fluxo gênico e declínio populacional. Uma distância de 172 metros (média encontrada para a área de estudo) entre fragmentos de floresta, dependendo das condições da matriz, pode não ser um impedimento para o deslocamento de médios e grandes carnívoros, por exemplo. Entretanto, essa mesma distância pode impedir o fluxo de espécies com menor capacidade de deslocamento e que evitam áreas modificadas no entorno dos fragmentos, tais como aves insetívoras de sub bosque (Ribon, 2003). Em um levantamento da avifauna das florestas de araucária e ambientes adjacentes no município de Camanducaia, Vasconcelos & D'Angelo Neto (2008) não registraram insetívoros de solo de médio porte (*Grallaria varia* e *Chamaeza ruficauda*) nos fragmentos pequenos e isolados. Embora o objetivo do trabalho não tenha sido estudar os efeitos da fragmentação sobre a composição da comunidade de aves, os autores inferem que essas espécies, que ocorrem nos fragmentos maiores onde o estudo foi realizado, podem não ter sido registradas nos menores porque utilizam apenas o piso da floresta e necessitariam de áreas mais amplas para manter populações viáveis.

No Paraná, foi registrada uma alta riqueza de aves em um fragmento pequeno (34 hectares) localizado numa região de floresta de araucária, com alta porcentagem de cobertura florestal (40% do território) (Laps *et al*, 2003). A existência de vários fragmentos próximos entre si, em condições de pouco isolamento, onde a matriz permite a colonização dos fragmentos menores a partir dos maiores, foi considerada uma das justificativas para a alta riqueza em um fragmento de pequeno tamanho (Laps *et al.*, 2003).

3.4.2. A paisagem nos dois domínios florestais: floresta ombrófila e estacional

O menor número e o tamanho médio mais elevado dos fragmentos da floresta ombrófila, associados à menor densidade de fragmentos por hectare, revela que a essa tipologia apresenta uma maior compactação e conectividade entre os fragmentos florestais. Ou seja, além dos fragmentos serem maiores, estão mais agregados, revelando o bom estado de conservação dessa tipologia dentro do Corredor Ecológico da Mantiqueira. No corredor, a maioria dos fragmentos florestais pequenos (com menos de 50 hectares), está localizada no domínio da floresta estacional semidecidual, que encontra-se mais fragmentada a exemplo de outras regiões do país onde ocorre. A floresta estacional semidecidual, fisionomia com maior área de distribuição original do bioma da Mata Atlântica, é hoje considerada a mais devastada, restando pouco mais de 4% da sua distribuição original (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006).

Conforme mencionado, esses fragmentos pequenos, além de potencialmente suportar populações menores que podem receber muito pouca ou nenhuma imigração de espécies, aumentando a probabilidade de extinções locais das espécies mais sensíveis à alterações antrópicas, podem apresentar uma menor capacidade de resposta a eventos estocásticos, tais como os incêndios florestais comuns na área de estudo. Frequentemente os menores fragmentos, principalmente aqueles dominados por vegetação secundária, com grande biomassa, são totalmente afetados pelo fogo.

A floresta estacional no território do corredor, além de mais fragmentada, não se encontra protegida, sendo que apenas 0,07% da área coberta por essa tipologia encontra-se dentro de unidade de conservação de proteção integral. A flora arbórea da floresta semidecidual é considerada por alguns autores como um sub-conjunto da flora da floresta ombrófila, com exceção das espécies adaptadas a uma estação seca mais prolongada (Oliveira Filho &

Fontes, 2000). Segundo Oliveira & Filho (2000) a abordagem mais correta para as florestas ombrófilas e semidecidual do sudeste brasileiro é um contínuo de distribuição de espécies, do ambiente mais úmido (onde ocorre a floresta ombrófila) para o mais seco (domínio da estacional). Não é possível avaliar o impacto da maior degradação da floresta estacional sobre a diversidade genética regional de espécies típicas dessa tipologia, tais como o angico (*Anadenanthera colubrina*) e o jacarandá-tã (*Machaerium villosum*) (Silva, 2005), sem estudos intensivos de campo.

Os resultados obtidos com as análises da fragmentação por tipologia devem ser vistos com cautela, uma vez a transição da floresta ombrófila para a estacional semidecidual, além de ser difícil identificar na escala trabalhada, no mundo real pode ser gradual e não necessariamente associada aos gradientes climáticos observados da costa para o interior (Oliveira Filho & Fontes, 2000). Outra limitação é que na escala trabalhada é impossível se obter um detalhamento mais refinado de toda complexidade dos outros tipos vegetacionais da área de estudo. A título de exemplo, cita-se o mosaico vegetacional do Parque Estadual do Ibitipoca, que juntamente com o Parque Nacional do Itatiaia, é uma das áreas do Corredor ecológico da Mantiqueira onde a vegetação foi mais estudada. Numa área de apenas 1.516 hectares ocorre um mosaico bastante diverso, composto por manchas de floresta ombrófila densa altimontana e montana; floresta estacional semidecidual montana; candeial; campos arenosos; campos rupestres arbustivos; campos rupestres *sensu stricto*; campos encharcáveis; cerrado de altitude; formações peculiares dos paredões abruptos, das entradas das cavernas e das margens dos cursos d' água; samambaial, além dos campos gerais do entorno do parque (Valor Natural, 2006). Apesar de ser possível individualizar algumas dessas fisionomias em campo, nem sempre se verifica uma nítida divisão entre elas, sendo que a maioria não é individualizada em imagens de satélite, mesmo de alta resolução, conforme discutido no capítulo anterior.

Devido às suas limitações, os resultados das análises por tipologia devem ser vistos apenas como um indicativo para as ações de conservação. Outra dificuldade encontrada é que não existem dados para inferir sobre os efeitos da maior fragmentação e alteração da floresta estacional semidecidual sobre a diversidade regional. Alguns autores consideram que as árvores da floresta semidecidual podem de alguma maneira constituir uma fração da floresta ombrófila, muito mais rica (Oliveira Filho & Fontes, 2000), mas é impossível inferir, baseados

apenas nas métricas da paisagem, que se a situação fosse inversa, os efeitos seriam mais negativos para a diversidade regional.

A despeito do tipo de formação florestal, o fator que parece exercer a maior influência na riqueza de espécies arbóreas é a declividade do terreno, que condiciona o regime de água dos solos (Oliveira Filho *et al.*, 2005). Em um estudo realizado na floresta ombrófila alto montana às margens do rio Grande, em Bocaina de Minas, Oliveira Filho *et al.* (2005) detectaram um gradiente de distribuição das espécies arbóreas significativamente relacionado com variações no substrato ao longo da encosta do morro onde o fragmento estava localizado, sendo as áreas mais declivosas mais pobres em termos de riqueza de espécies. No Parque Estadual do Ibitipoca a diversidade de plantas parece estar relacionada com a altitude, à medida que diminui a altitude, a riqueza de espécies arbóreas aumenta. Assim, tem-se que as florestas nebulares (ombrófila alto montana) apresentam menos espécies que a floresta ombrófila montana, que apresenta também um número maior de espécies à medida que a altitude diminui (Valor Natural, 2006).

Apesar dessa constatação, todos os grandes fragmentos mais conservados de Mata Atlântica da área de estudo estão em áreas de relevo bastante acidentado, nas maiores altitudes. Devido o seu tamanho e proximidade, esses fragmentos constituem uma oportunidade rara para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, principalmente em se tratando de um bioma altamente fragmentado.

Praticamente não existem dados sobre efeitos da fragmentação da Mata Atlântica na região da serra da Mantiqueira, sendo que mesmo as informações mais usualmente disponíveis, tais como descrição taxonômica de gênero ou espécie e levantamentos biológicos, são concentradas no maciço do Itatiaia, principalmente na vertente carioca do Parque Nacional, e no Parque Estadual do Ibitipoca. A frequência com que ainda se descobrem espécies não descritas pela ciência ou novos locais de ocorrência para determinadas espécies, como está ocorrendo nos estudos atualmente desenvolvidos na Serra Negra, na região de Camanducaia e no Parque Estadual da Serra do Papagaio (Melo & Salino, 2007; Valor Natural, 2008; Vasconcelos & D'Angelo Neto, 2008; Feio *et al.*, 2008), demonstra como o conhecimento disponível sobre as espécies para subsidiar ações práticas de conservação ainda é insuficiente.

A despeito das limitações causadas pela não disponibilidade de dados, é possível supor que as áreas núcleo dos grandes maciços e também os campos de altitude da área de estudo abrigam uma parcela significativa da biodiversidade regional ainda bem preservada. A presença no maciço do Itatiaia de um fragmento com 57.634 hectares (somente do lado mineiro da serra da Mantiqueira) certamente garante a sobrevivência de uma grande parcela da biodiversidade regional, mesmo ocorrendo vários recortes e penetrações de pastagens nas suas bordas e interior. É de se esperar, por exemplo, que esses grandes fragmentos consigam suportar a presença de grandes mamíferos ameaçados, tal como a onça pintada (*Panthera onca*). A maioria dos primatas e grandes mamíferos são as primeiras espécies a desaparecerem de ambientes fragmentados, mas a despeito de não existirem registros científicos recentes da presença de onça pintada na região, existem relatos de moradores do entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio sobre de sua presença há cerca de 30 anos atrás. Pode-se supor que os grandes maciços florestais podem suportar uma baixa densidade desse felino nas áreas mais remotas e de difícil acesso aos humanos.

3.4.3. Descrição da paisagem nos núcleos de planejamento

A divisão do corredor em 4 grandes núcleos, agrupados de acordo com a proximidade e características dos municípios que os compõem, visou facilitar os processos de articulação entre organizações e pessoas durante o processo de planejamento participativo do corredor (Costa *et al.*, 2006). Entretanto, em termos de conservação da biodiversidade, as estratégias adotadas devem ser direcionadas para as características da paisagem nesses núcleos.

As análises da fragmentação realizadas nos quatro núcleos, embora indiquem algumas diferenças nos padrões não são suficientes para um maior detalhamento das ações prioritárias em cada local. Entretanto, apesar de não ter sido possível detectar diferenças muito marcantes entre a paisagem dos quatro núcleos, para subsidiar o planejamento da conservação, os dados demonstraram que as ações de proteção da biodiversidade deverão ser bem mais intensas nos núcleos que detém os fragmentos mais conservados, os núcleos Mantiqueira 1 e 2 e no núcleo Ibitipoca. As florestas do núcleo Fernão Dias encontram-se significativamente mais fragmentadas e isoladas, demandando ações de recuperação. Nos demais núcleos deverão ser adotadas medidas diretas de proteção e propostas de uso para minimizar os efeitos de borda causados pelas atividades desenvolvidas no se entorno.

3.5. CONCLUSÕES

A paisagem do Corredor Ecológico da Mantiqueira apresenta índices notáveis relacionados à conservação da floresta. A ocorrência de grandes maciços florestais é um aspecto extremamente positivo para conservação da biodiversidade regional. Não deixa de ser surpreendente a presença desses grandes maciços localizados tão próximos às cidades mais populosas do país.

Embora sob pressão causada pela ocupação antrópica nas bordas, e em alguns casos no seu interior, os grandes maciços florestais, em termos estruturais, encontram-se bem conservados. Esses fragmentos, com tamanhos que variam de 10.000 a 57.000 hectares, somente na porção mineira da Mantiqueira, potencialmente apresentam condições estruturais de proteger espécies atualmente ameaçadas de extinção por causa da fragmentação do habitat. Estudos visando avaliar a densidade populacional de algumas espécies com altos requerimentos ambientais ou grandes áreas de uso, como grandes felinos, poderão responder se a área está funcionando como refúgio para sobrevivência a longo prazo das espécies ameaçadas desse grupo.

O significado biológico dos grandes maciços florestais para a manutenção da biodiversidade dos pequenos remanescentes florestais localizados nas porções mais fragmentadas do corredor ainda precisa ser compreendido. O papel desses maciços como fonte de colonização para outras regiões do corredor vai depender da espécie considerada e da sua capacidade de deslocamento em ambientes constituídos por pastagens.

A alta frequência de pequenos fragmentos por toda paisagem indica que, mesmo nas áreas mais desmatadas, existem possibilidades de formar conexões entre os fragmentos, ampliando a área disponível para as espécies. Entretanto, nesses locais, o pequeno tamanho, aliado a forma irregular e à pressão da matriz, formada por pastagens queimadas periodicamente, evidencia ser necessário estimular plantios de espécies arbóreas no entorno dos fragmentos, visando diminuir os efeitos de borda.

A dicotomia observada na paisagem do corredor deve ser levada em conta nas estratégias de recuperação e conservação propostas. As unidades de conservação de proteção integral da região estão localizadas somente nas maiores altitudes, protegendo as tipologias que

ocorrem no mesmo gradiente altitudinal. Por outro lado, as ações de recuperação, principalmente aquelas que requerem maiores empenhos financeiros, tal como plantio de espécies arbóreas, devem ser centradas nos locais onde a floresta perdeu a capacidade de resiliência e não distribuídas aleatoriamente pela região.

A complexidade da paisagem, marcada pelos dois extremos, diminuiu o valor interpretativo dos índices utilizados. Na análise geral da paisagem, as métricas foram desviadas pelos grandes fragmentos. Isso fica muito claro, por exemplo, na interpretação da relação entre complexidade da forma e proporção de área interior, que apresentou uma correlação bem abaixo do esperado para uma situação onde ocorrem pequenos fragmentos muito recortados.

A divisão nos dois 'domínios' florestais serviu para demonstrar que a degradação da floresta não ocorre de maneira homogênea por todo corredor, sendo concentrada na porção dominada pela floresta estacional. Como essa divisão por tipologias é arbitrária e sujeita às limitações do mapeamento, o resultado encontrado deve ser apenas um indicativo. De qualquer forma, a descrição da paisagem baseada nas métricas encontradas para cada tipologia não foi suficiente para identificar as diferenças locais, ou seja, em unidades menores, mais manejáveis. A análise da configuração espacial da floresta nos núcleos de planejamento, apesar de fornecer uma visão geral, também foi limitada. Como a divisão desses núcleos segue uma orientação longitudinal, em uma certa medida, reproduzem o observado na paisagem como um todo.

As informações obtidas nas três escalas trabalhadas: em todo corredor, nos dois 'domínios' florestais ou nos quatro núcleos de planejamento, permitiram uma caracterização geral da configuração da floresta, mas se mostraram insuficientes para apoiar, de maneira sistemática, a tomada de decisão sobre onde e como alocar os esforços de conservação. Certamente, a abordagem numa paisagem dominada por fragmentos pequenos constituídos inteiramente por borda será muito diferente dos locais onde os fragmentos são maiores e, mesmo que isolados, com uma maior possibilidade de restaurar conexões ou com fontes próximas de colonização. Detectar essas diferenças numa escala menor é fundamental para a implementação de ações de conservação.

CAPÍTULO 4 - PLANEJAMENTO PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: INDICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO, FORMAÇÃO DE MICRO-CORREDORES E CRIAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

4.1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios da conservação da biodiversidade é o estabelecimento de critérios para definição de prioridades para conservação. Tradicionalmente a seleção de áreas para conservação era feita de maneira intuitiva baseada na beleza cênica, na presença de espécies carismáticas ou na facilidade de aquisição de terras, critérios subjetivos e não diretamente relacionados com conservação da diversidade biológica (Sarkar *et al.*, 2002). Somente mais recentemente a seleção de reservas passou a incorporar critérios biológicos, relacionados com a conservação dos diferentes aspectos da biodiversidade.

Desde a década de 1990, estão sendo propostas metodologias para o planejamento sistemático da conservação, que envolvem a definição de metas de conservação e critérios mais objetivos para a seleção de áreas prioritárias (Margules & Pressey, 2000; Pressey & Taffs, 2001; Justus & Sarkar, 2002; Margules *et al.*, 2002; Sarkar *et al.*, 2002). Na impossibilidade de se conservar todos os ambientes presentes em um território, é necessário definir os locais que uma vez protegidos garantam, a longo prazo, a manutenção da biodiversidade regional. Para atingir esse objetivo as áreas selecionadas, além de ser representativas do conjunto de toda diversidade biológica da região, devem ser afastadas dos processos que as ameaçam (Pressey & Taffs, 2001; Williams *et al.*, 2002). Além disso, muitas propostas para conservação, além de onerosas em termos financeiros, são difíceis de se colocar em prática, pois envolvem mão de obra não disponível, instrumentos legais não operativos e negociação direta com centenas de proprietários rurais, que detém a maior parcela dos remanescentes.

O planejamento sistemático da conservação deve adotar métodos simples, uma vez que tem como objetivo disponibilizar uma ferramenta acessível para auxiliar na tomada de decisão sobre a utilização dos limitados recursos para a conservação e no monitoramento das ações (Margules & Pressey, 2000). Dentro dessa perspectiva, o planejamento sistemático e a seleção de áreas para conservação devem levar em conta alguns princípios como: i) representatividade, que é a identificação e seleção de amostras representativas da

biodiversidade; ii) persistência, relacionada à viabilidade de se manter o alvo de conservação a longo prazo; iii) vulnerabilidade, que trata de identificar os objetos da conservação em risco; iv) complementaridade, que assegura que as novas áreas escolhidas irão complementar a rede de áreas para conservação já existente; v) insubstituibilidade, relacionada com a identificação de áreas fundamentais para atingir os objetivos de conservação e avaliação dos efeitos de sua indisponibilidade sobre as demais áreas (Gaston *et al.*, 2002; Justus & Sarkar, 2002; Margules & Pressey, 2000; Margules *et al.*, 2002).

Embora fundamental para o planejamento das ações, a identificação de critérios para definir os locais onde uma parcela da biodiversidade é mais bem representada é uma tarefa complexa, considerando-se a quase inexistência de dados padronizados e sistemáticos sobre a distribuição das espécies ou mesmo o baixo conhecimento sobre as espécies existentes, principalmente nos ambientes tropicais. No Brasil existem cerca de 200.000 espécies descritas, sendo que especialistas acreditam que esse número pode ser de 6 a 10 vezes maior, ou seja, um universo de dois milhões de espécies (Lewinson & Prado, 2002). Além disso, os dados em geral estão esparsos, e em fontes de difícil acesso. Ao realizar um inventário do conhecimento sobre a biodiversidade brasileira, Lewinson e Prado (2002) estimaram que cerca de 40% da bibliografia básica sobre os invertebrados, biota aquática e micro-organismos brasileiros estão em fontes de circulação restrita, como teses, relatórios, e anais de congressos. Esse padrão parece se repetir na área de estudo, sendo que das 325 publicações levantadas sobre a biodiversidade, cerca de 40% (129) referem-se a teses, dissertações, monografias, resumos e comunicações em congressos e relatórios de impacto ambiental.

Diante da escassez de dados biológicos padronizados, que possibilitem a análise comparativa e posteriormente a priorização das diferentes áreas, vários autores propõem a utilização de substitutos da biodiversidade (*surrogates*), que são indicativos indiretos da diversidade biológica, utilizados para a sistematização da seleção de áreas (Margules *et al.*, 2002; Sarkar *et al.*, 2005). Esses substitutos podem ser: i) um grupo taxonômico bem estudado; ii) um conjunto de elementos biológicos, tais como comunidades de aves ou de plantas superiores ou, ainda, tipos de vegetação ou habitat; iii) domínios ambientais, que podem ou não incorporar variáveis bióticas; iv) parâmetros da estrutura da paisagem; v)

uma combinação de vários tipos de substitutos (Margules *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2002; Cowling *et al.*, 2004).

O uso de indicadores para substituir dados sobre as espécies nas ações de conservação tem sido objeto de várias publicações. Muitos autores sugerem que a melhor opção para a ausência de uma base de dados consistente sobre as espécies é a utilização de substitutos ambientais, partindo-se da premissa de que ao conservarmos uma maior diversidade de condições ambientais, estaremos conservando uma maior diversidade de nichos para as espécies e, conseqüentemente, uma maior diversidade biológica (Franklin, 1993; Sarkar & Margules, 2002; Williams *et al.*, 2002; Faith, 2003; Cowling *et al.*, 2004; Sarkar *et al.*, 2005). Por outro lado, alguns autores acreditam que as evidências que suportam a idéia de que uma amostra de variáveis ambientais pode ser representativa da diversidade de espécies são muito fracas (Araújo *et al.* 2001). Araújo e colaboradores (2001) utilizaram uma extensiva base de dados sobre espécies européias de plantas superiores e vertebrados terrestres para demonstrar que as áreas selecionadas como prioritárias baseadas em substitutos ambientais não coincidiam com as áreas selecionadas baseadas nos dados sobre as espécies. Os autores concluem que a 'diversidade ambiental' somente pode ser utilizada como indicativo ou substituto da biodiversidade quando empiricamente testada. Os autores reconhecem, entretanto, que esse teste requer uma base de dados usualmente não disponível.

Diante da urgência de se construir as bases técnicas para implementação das ações de conservação; da dificuldade de se obter dados sobre a distribuição local das espécies; das limitações de tempo e recursos financeiros para realização de inventários biológicos exaustivos e; das dificuldades de se extrapolar os dados sobre a distribuição de espécies em grande escala para a escala local; o uso de indicadores ambientais, ou uma combinação de indicadores ambientais com dados sobre as espécies, constitui-se num método eficaz de indicação de áreas para conservação. O presente estudo teve como objetivo selecionar ações de manejo prioritárias para conservação da biodiversidade de uma área considerada relevante para conservação nos níveis global, como um *hotspot* (Myers, 1988), nacional (Ministério do Meio Ambiente, 2002) e estadual (Costa *et al.*, 1988; Drummond *et al.*, 2005). Devido à escala de análise, os resultados desses exercícios são pouco elucidativos para o trabalho no nível regional ou local, onde as ações de conservação são implementadas. A partir dos parâmetros da estrutura da paisagem e da avaliação das informações disponíveis

sobre a biodiversidade da área de estudo, foram propostos critérios para seleção de áreas prioritárias para criação de áreas protegidas e outras ações de manejo a serem implementadas regionalmente.

Com os avanços das ferramentas de computação, os padrões espaciais da paisagem começaram a ser utilizados como indicadores, ou substitutos, ambientais da biodiversidade. A partir desses indicadores são traçadas inferências sobre os processos ecológicos que podem estar atuando nas diferentes áreas e sobre o seu potencial para conservação da biodiversidade em diferentes escalas. Dentre os parâmetros mais usualmente utilizados para selecionar áreas prioritárias para conservação estão o tamanho, forma, proximidade e qualidade da matriz, assumindo-se que fragmentos maiores, de forma mais arredondada, conectados a outros fragmentos e imersos em uma paisagem favorável ao deslocamento das espécies possuem atributos naturais mais favoráveis à manutenção de uma parcela significativa da biodiversidade. A combinação com dados sobre a distribuição das espécies, especialmente aquelas endêmicas da região, raras ou ameaçadas de extinção, quando existentes, pode fornecer um suporte consistente para a tomada de decisão no planejamento da conservação da biodiversidade.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia para seleção e priorização de áreas envolveu duas etapas. Num primeiro momento, os parâmetros da paisagem foram utilizados para seleção das áreas que irão receber prioritariamente três tipos distintos de manejo: i) proteção; ii) formação de micro-corredores e; iii) restauração. Na etapa seguinte, as áreas selecionadas para cada grupo de manejo foram hierarquizadas. Essa hierarquização foi baseada na importância biológica, representatividade e vulnerabilidade.

A análise da configuração espacial da paisagem realizada no capítulo anterior revelou que uma das principais características da paisagem do Corredor Ecológico da Mantiqueira é a ocorrência de duas sub paisagens bastante distintas, cobrindo grandes extensões. Nos locais onde o relevo é menos acidentado a floresta encontra-se bastante fragmentada, principalmente a floresta estacional semidecidual, numa matriz composta por pastagens nativas e/ou plantada. Onde o relevo dificultou a ocupação, ocorrem os grandes maciços florestais, compostos principalmente por floresta ombrófila densa ainda bem conservada.

Esse padrão se repete nos quatro núcleos de planejamento do corredor. Para a seleção das estratégias de manejo e priorização das ações foi necessário identificar outras subdivisões na paisagem, ou unidades de amostragem, mais adequadas ao processo de identificação de áreas e ações de manejo prioritárias para a conservação.

A seleção de áreas para conservação é feita de várias maneiras. Em alguns casos, é realizada apenas a indicação de feições consideradas importantes para a conservação, como, por exemplo, um ambiente único, um grande remanescente de vegetação natural relativamente não perturbado ou uma área fundamental para conservação de determinada espécie ou grupo de espécies. Posteriormente os seus limites podem ser ajustados de acordo com a viabilidade de implementação das ações de conservação.

O presente trabalho baseou-se na metodologia posposta por Pressey e Logan (1998), que propõe a subdivisão da paisagem em unidades menores de amostragem, cujos dados sobre a ocorrência, frequência e extensão de espécies ou ecossistemas são listados para as análises, através de procedimentos sistemáticos. Esse procedimento visa identificar partes manejáveis da paisagem e locais para o futuro detalhamento dos limites das áreas a serem preservadas, sendo que as unidades tendem a ser maiores nas grandes paisagens e menores no planejamento local (Pressey & Logan, 1998).

A unidade de planejamento adotada pelo presente estudo foi a microbacia de 6ª ordem, compilada do mapa disponibilizado pela Agência Nacional das Águas, considerada adequada para a escala do presente trabalho. Foram identificadas 232 microbacias, ou unidades de planejamento, com tamanho médio e desvio padrão de 5.095 ha \pm 4.551 ha. Para evitar desvios no cálculo dessa média, não foram consideradas 28 unidades, que na realidade tratam de porções muito pequenas de microbacias que foram artificialmente recortadas pelos limites do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Assim sendo, a menor microbacia considerada para o cálculo tem 503 ha, sendo que a maior possui 22.267ha.

Considerando que os resultados do planejamento da biodiversidade realizado pelo presente trabalho poderão subsidiar a implementação de ações no mundo real, o uso da bacia hidrográfica é recomendável, uma vez que várias políticas públicas utilizam a microbacia como unidade de planejamento. Como exemplos, citam-se a Política Agrícola Brasileira, (Lei Nº. 8.171, de 17 de janeiro de 1991), que disciplina e fiscaliza o uso racional do solo, da

água, da fauna e da flora na zona rural e a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei No. 9.433, de 08 de janeiro de 1997), que cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e estabelece os instrumentos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e a compensação a municípios.

Visando avaliar a disponibilidade de dados biológicos padronizados para subsidiar a indicação de áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade no Corredor Ecológico da Mantiqueira, foi realizado um levantamento bibliográfico das pesquisas sobre a biodiversidade da região e organizado um banco de dados em planilha do programa Excel. As referências bibliográficas foram organizadas em três pastas: Biológica, Física, e Outras. A pasta "Outras" incluiu as publicações com temas interesse para a conservação da biodiversidade do Corredor Ecológico da Mantiqueira, tais como plano de manejo, uso e ocupação do solo, sensoriamento remoto, ecoturismo, entre outros tópicos, que poderiam auxiliar na indicação das ações de manejo. Durante o levantamento dos dados biológicos foram enfocadas a presença e a distribuição de espécies de 'interesse', ou seja, as ameaçadas, endêmicas ou raras na região, os principais focos de pressão que incide sobre as mesmas e as recomendações para manejo e conservação da biodiversidade da região.

Para o banco de dados foram determinados os seguintes campos: i) Grupo(s) biológico(s) abordado(s) pela pesquisa; ii) Referência Bibliográfica; iii) Autor(es); iv) Título; v) Publicação; vi) Ano; vii) Resumo; viii) Palavras-chave; ix) Tema específico do estudo ; x) Tipo de publicação; xi) Localidade; xii) Coordenadas; xiii) Altitude; xiv) Ambiente; xv) Unidade de conservação; xvi) Tipos de pressões; xvii) Recomendações de Manejo; xviii) Ocorrência de espécie de Interesse (endêmicas, raras ou ameaçadas); xix) Espécies Ocorrentes nos Locais de Interesse; xx) Nomes Populares; xxi) Comentários.

Foram realizadas consultas manuais ou através do Portal da Capes no *Biological Abstracts*, nos períodos de 1978 a 2005; no *Zoological Record* (nos volumes de mamíferos, aves, répteis, anfíbios, peixes, *Comprehensive Zoology*) no período de 1968 a 2005. Para levantamento de teses e dissertações foi consultado o Portal da Capes (<http://www.periodicos.capes.gov.br/portugues/index.jsp>). De maneira não sistemática, foram consultados os sites de diversas universidades e instituições, além de consulta a professores e alunos de pós-graduação do curso de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.

Foram levantados, ainda, 38 projetos de pesquisa realizados ou em andamento no Parque Nacional de Itatiaia.

A partir de 2005, os dados foram levantados de maneira não sistemática, diretamente com pesquisadores que estavam ou estão desenvolvendo pesquisas biológicas na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira, principalmente por pesquisadores da Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Federal de Lavras e Universidade Federal de Juiz de Fora.

Foram levantadas e organizadas no banco de dados 570 referências, sendo 325 relativas a pesquisas biológicas. As pesquisas realizadas foram analisadas para identificar as principais lacunas e as recomendações para conservação e manejo da biodiversidade regional. Por se tratar de uma região de grande importância biológica, próxima a diversos centros de pesquisas e universidades, na Serra da Mantiqueira foram realizados vários estudos biológicos. A maioria das referências bibliográficas levantadas são estudos da flora (103 referências); seguido de invertebrados, principalmente de interesse médico (67); aves (31); peixes (31); mamíferos (24); anfíbios (22); líquens (11); répteis (7); zooplâncton (8) e; algas (6). Entretanto, esses estudos são concentrados na vertente carioca da Serra da Mantiqueira, principalmente no maciço montanhoso onde está localizado o Parque Nacional do Itatiaia (119 referências). Além disso, muito poucos estudos visam subsidiar estratégias de conservação, sendo que apenas 25 publicações explicitam recomendações de manejo para o objeto estudado, todas publicadas após o ano de 1997.

Poucos estudos têm como objetivo investigar os efeitos da fragmentação sobre as populações de vertebrados e espécies arbóreas na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Um dos poucos estudos de longo prazo sobre a dinâmica de comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira foi desenvolvido por pesquisadores da Universidade Federal de Lavras (Oliveira Filho *et al.*, 2007). Outro esforço recente para obtenção de informações sobre os diferentes níveis da biodiversidade, visando subsidiar ações de preservação, manejo e recuperação da vegetação nativa, foi realizado por pesquisadores do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), através do projeto “Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais na APA Fernão Dias” (Franceschinelli *et al.*, 2007; Melo & Salino, 2007).

Para subsidiar as análises foi estruturado um Banco de Dados Espacial (BDE). O BDE implementado possibilitou realizar as análises da fragmentação da paisagem, além de subsidiar as análises para tomada de decisão sobre onde implementar as ações de proteção, criação de micro-corredores ou restauração.

Em um primeiro momento, o BDE foi estruturado com as informações básicas disponíveis, que posteriormente foram retrabalhadas, conforme os objetivos das análises. A tabela 11 mostra o tipo de dado, origem e formato implementado no BDE.

Tabela 11 – Dados utilizados para compor o Banco de Dados Espacial

Informação	Formato	Fonte
Solo	Polígono	Brasil, 1983a
Cobertura Vegetal de Minas Gerais	Polígono	Scolforo & Carvalho, 2006
Cobertura Vegetal do Bioma Mata Atlântica	Polígono	PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF, 2006
Limite municipal	Polígono	IGA / CETEC, 1994
Bacia Hidrográfica	Polígono	DNOS, 1989
Unidades de Conservação Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade	Polígono	Banco de dados da Valor Natural
Bacia do Jaguaribe	Polígono	Drummond <i>et al.</i> , 2005
		Whately & Cunha, 2007
		Brasil, 1970a; 1970b; 1970c; 1970e; 1970f; 1970g; 1970h; 1970i; 1971a; 1971b; 1971c; 1971d; 1971e; 1972a; 1972b; 1973a; 1973b; 1973c; 1973d; 1973e; 1974a; 1974b; 1974c; 1974d;
Drenagem	Polilinha	1975a; 1975b; 1975c; 1981; 1983b
		Brasil, 1970a; 1970b; 1970c; 1970e; 1970f; 1970g; 1970h; 1970i; 1971a; 1971b; 1971c; 1971d; 1971e; 1972a; 1972b; 1973a; 1973b; 1973c; 1973d; 1973e; 1974a; 1974b; 1974c; 1974d;
Estrada	Polilinha	1975a; 1975b; 1975c; 1981; 1983b
Sede municipal	Ponto	IGA / CETEC, 1994
Focos de incêndio	Ponto	INPE, 2008
MDT	Raster	USGS, 2000; MIRANDA, 2005

A partir destas informações, utilizando as ferramentas disponíveis no sistema informativo geográfico ArcInfo Desktop, foi possível criar novos temas que foram implementadas no BDE.

4.2.1. Definição de estratégias de manejo a partir dos índices da paisagem

A terminologia adotada pelo presente estudo para definir as estratégias de conservação baseia-se no Sistema Nacional de Unidade de Conservação - SNUC (Lei No. 9.985, de 18 de julho de 2000), segundo o qual a conservação da natureza refere-se ao seu manejo, envolvendo, entre outras, a preservação, a utilização sustentável, a restauração e a recuperação do ambiente natural. O manejo é compreendido como todo e qualquer procedimento que vise assegurar a conservação da diversidade biológica e dos ecossistemas.

A definição das estratégias de manejo para cada unidade de planejamento foi baseada na fragmentação da floresta em cada uma das microbacias, sendo que a primeira informação trabalhada foi o mapa de cobertura vegetal nativa do Instituto Estadual de Florestas (Scolforo & Carvalho, 2006). O mapa apresenta 10 classes na região da Mantiqueira: floresta ombrófila densa, floresta estacional semidecidual, campo rupestre, campo, cerrado, eucalipto, pinus, área urbana, água e outras atividades. Para realizar as análises de fragmentação das formações florestais foi necessária a transformação do formato vetorial (original) para o formato matricial (ou raster). Para que não ocorressem grandes distorções, o tamanho de célula escolhido foi 30 metros, respeitando o tamanho original do mapeamento. A nova base de cobertura vegetal também foi incorporada ao BDE.

Para as análises foram considerados somente os fragmentos de mata acima de 40ha. Conforme discutido no capítulo anterior, abaixo desse limiar os fragmentos da área de estudo são constituídos unicamente por ambiente de borda, considerando-se uma borda de 100 metros de largura, conforme discutido no capítulo anterior. Os fragmentos foram selecionados utilizando ferramentas específicas de SIG.

A fim de se criar parâmetros para as comparações e definição das ações de manejo, cada microbacia foi considerada uma paisagem distinta, ou seja, uma unidade de planejamento. Apesar do limite de uma unidade de planejamento ser uma entidade artificial, a subdivisão em parcelas pequenas permitiu detectar diferenças entre as amostras da paisagem, o que não foi muito evidente na comparação entre os núcleos de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira ou na comparação entre os 'domínios' da floresta ombrófila densa e da floresta estacional, apresentados no capítulo anterior. Por outro lado, a sub divisão em

unidades de planejamento menores atenuou as distorções do mapeamento dos fragmentos florestais, que apresentou situações onde fragmentos muito próximos foram artificialmente unidos, dando origem a fragmentos maiores, provavelmente super estimados.

Para cada microbacia foram calculados os índices da paisagem que apresentaram maior resposta na análise da paisagem realizada no capítulo anterior. Além desses, foi utilizado o índice de proximidade entre os fragmentos. Esse índice, que é inversamente relacionado ao isolamento do fragmento, é calculado pela soma da área (m^2) dos fragmentos dividida pela distância entre os fragmentos em um raio definido. Diferentemente da distância do vizinho mais próximo, o índice de proximidade é influenciado pelo tamanho do fragmento. Assim, quanto maior forem os fragmentos vizinhos e mais próximos estiverem do fragmento alvo, maior o valor do índice. Como o índice é adimensional, isto é, não tem unidade, o valor absoluto do índice tem pouco valor interpretativo, sendo utilizado como um índice comparativo (MacGarigal *et al*, 2002), ideal para as comparações entre microbacias realizadas no presente capítulo. O raio de busca adotado para o cálculo foi de 5 km.

Assumindo que a diversidade de espécies e a qualidade do habitat são positivamente sensíveis ao tamanho do fragmento de vegetação nativa, distância dos outros fragmentos e área nuclear não sujeita aos efeitos de borda, foram calculados os seguintes índices para cada uma das microbacias: número de fragmentos de floresta; tamanho médio dos fragmentos; índice médio de forma; índice médio de distância do vizinho mais próximo; índice médio de proximidade e; área total coberta por área núcleo na microbacia (vide descrição dos índices no capítulo anterior). As métricas foram calculadas com a utilização do Programa Arc View GIS 3.3, extensão Patch Analyst (disponível em <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/>).

Com o propósito de verificar qual o conjunto de variáveis melhor explicavam a variância entre as microbacias, foi realizada a análise de componentes principais. A partir dos valores das combinações de variáveis (componentes principais) foi possível determinar grupos microbacias que apresentavam características similares em termos de fragmentação da floresta, para os quais foram indicadas ações específicas de manejo. Para a análise dos componentes principais foi utilizado o programa Statistica 7. Essas informações foram espacialmente incorporadas às bacias disponibilizadas pela ANA, resultando em um nível de informação (*layer*) contendo as unidades de planejamento e seus respectivos manejos.

Para cada unidade de planejamento foi indicada uma modalidade manejo. Conforme mencionado, foram consideradas três estratégias de manejo distintas:

i) **Proteção** – nas microbacias desse grupo deverão ser executadas ações visando a proteção a longo prazo das espécies, habitats, ecossistemas e processos ecológicos. O objetivo de manejo nessas microbacias é a criação de novas unidades de conservação de proteção integral ou a adoção de outras estratégias para preservação da biodiversidade de caráter restritivo, em termos de uso da biodiversidade e ocupação do solo.

A paisagem das micro-bacias selecionadas para esse grupo é caracterizada pela presença dominante de fragmentos grandes e conectados. Uma vez que os únicos critérios considerados foram os parâmetros da paisagem, nesse grupo de manejo podem ocorrer as microbacias que já estão totalmente, ou parcialmente, localizadas dentro das unidades de conservação integral existentes na área de estudo;

ii) **Formação de micro-corredores** – nesse grupo de manejo estão as microbacias onde ainda ocorrem grandes fragmentos, mas já ocorreu um processo maior de fragmentação, isolando os remanescentes. O objetivo do manejo nessas áreas é incentivar ações para criação de conexões, ou pequenos corredores, entre os fragmentos. O estabelecimento de conexões entre os fragmentos pode ser compreendido como uma forma de restauração orientada. A restauração, conforme definido pelo SNUC, é a restituição de um ecossistemas ou população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original;

iii) **Recuperação** – microbacias com alto grau de degradação ambiental e fragmentação da floresta, onde os remanescentes florestais são pequenos e isolados. Nesses locais devem ser incentivadas ações para recompor parte da cobertura florestal, com vistas a ampliar a conectividade da paisagem e criar condições mais adequadas para conservação dos recursos hídricos. A recuperação, conforme definido pelo SNUC, é a restituição de um ecossistema ou uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

A figura 23 ilustra esquematicamente os procedimentos adotados na identificação e seleção das bacias hidrográficas segundo as diferentes categorias de manejo.

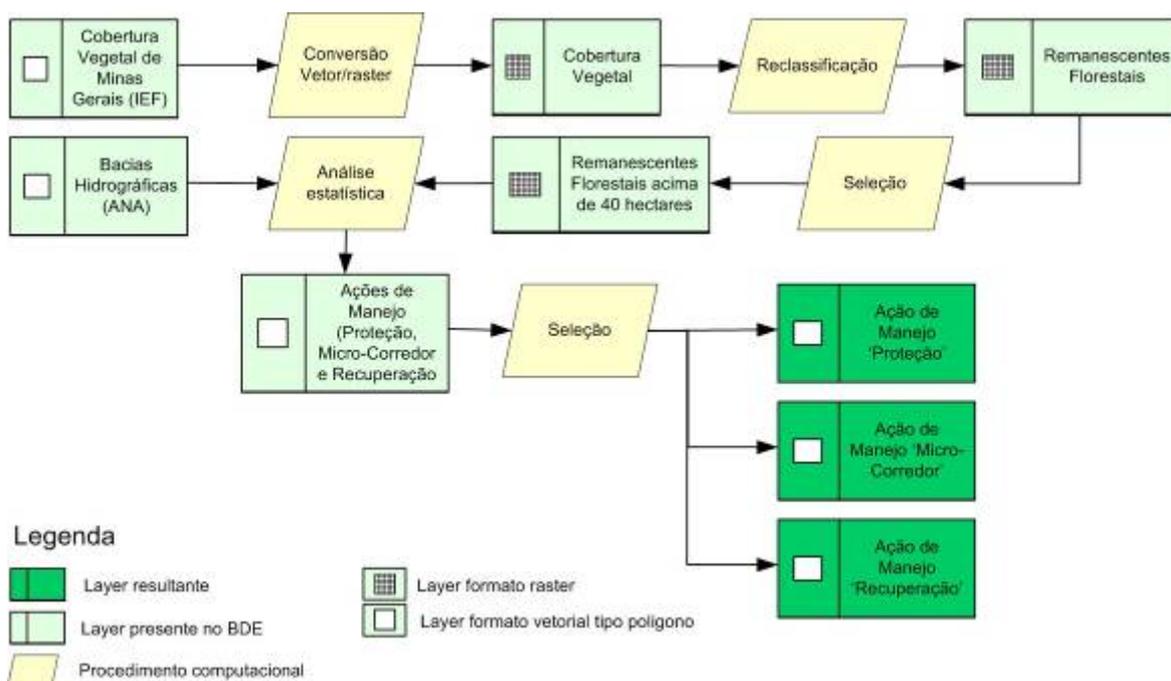


Figura 23 – Procedimentos adotados para Definição de estratégias de manejo a partir dos índices da paisagem.

4.2.2. Definição de prioridades por categoria de manejo a partir de indicadores de biodiversidade, complementaridade e vulnerabilidade

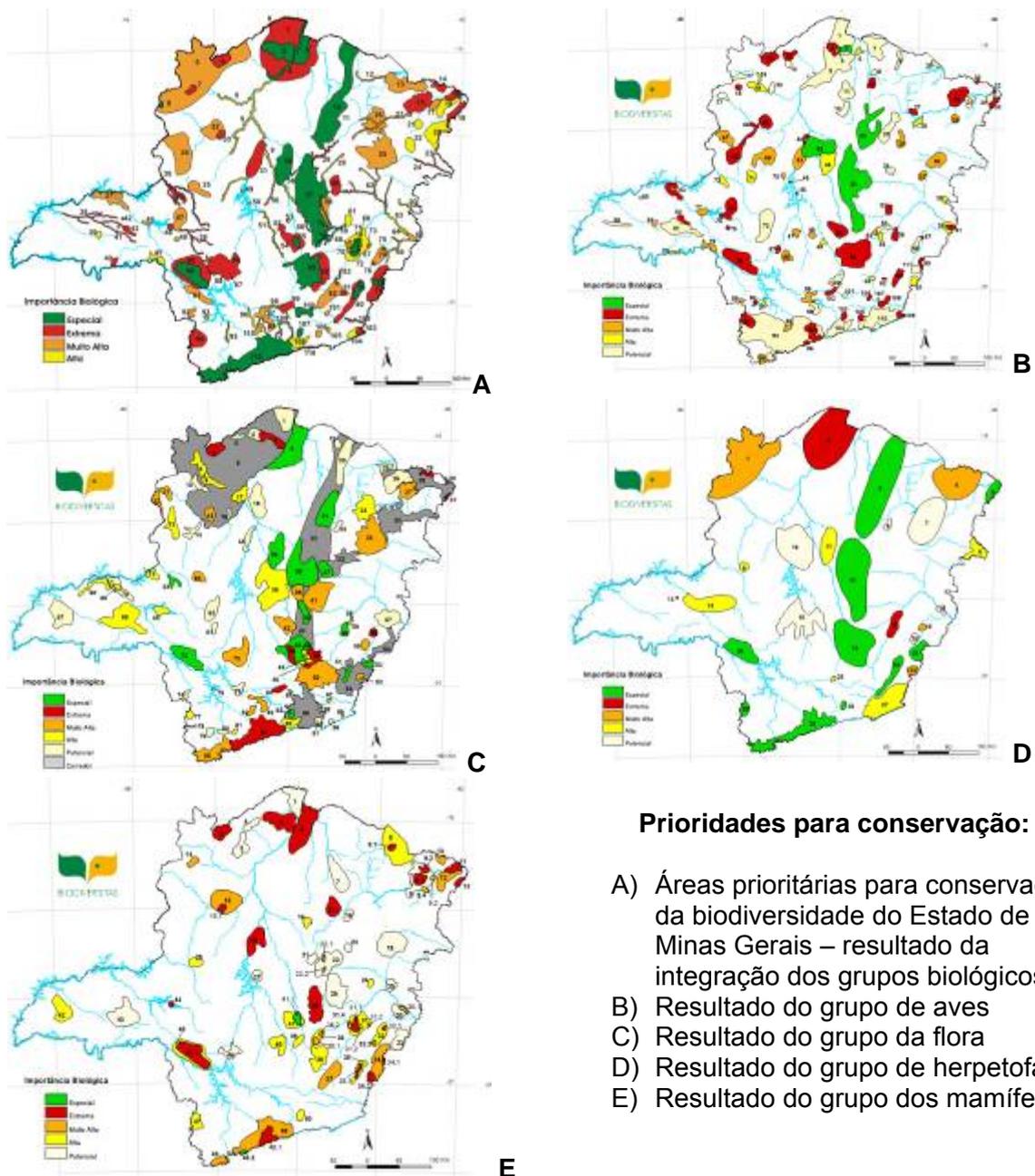
As microbacias de cada um dos três grupos de manejo (proteção, formação de micro-corredores e recuperação) foram classificadas segundo três níveis de prioridade: a) alta; b) média; c) baixa. A hierarquização foi baseada em indicadores de biodiversidade (substitutos), complementaridade e grau de ameaça (vulnerabilidade). Os critérios utilizados na priorização variaram entre os três grupos, uma vez que os objetivos de manejo influenciaram a tomada de decisão. A indicação de prioridade baseada na análise de representatividade das unidades de conservação de proteção integral, por exemplo, é fundamental para hierarquização das microbacias dentro do grupo de proteção, pois o objetivo do manejo é criar novas unidades. Seguindo o princípio de complementaridade é fundamental priorizar a criação de novas unidades em ecossistemas pouco ou não protegidos no Corredor Ecológico da Mantiqueira. Por outro lado, para priorizar as ações de recuperação de paisagens, o critério de representatividade não é muito adequado, já que nesse grupo é importante centrar os esforços na recomposição florestal.

4.2.2.1. Indicadores da biodiversidade

Devido à escassez de dados sobre a biodiversidade da área de estudo (Vasconcelos, M.F. 2001; França & Stehmann, 2004; Costa *et al.*, 2006), as áreas já indicadas como prioritárias para conservação da biodiversidade de Minas Gerais situadas no corredor (Drummond *et al.*, 2005) foram utilizadas para orientar a construção de indicadores da diversidade de espécies. Esse procedimento se justifica uma vez que o exercício de indicar prioridades é fortemente amparado na experiência do grupo de especialistas que participam do processo, refletindo grande parte do conhecimento atual sobre a diversidade de espécies no Estado. A partir dessa orientação inicial, foram levantados dados secundários para confirmar, ou não, a relevância dessas áreas no contexto regional.

A riqueza total de espécies; a riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas e raras; a presença de espécie de distribuição restrita à área proposta; a presença de ambiente único; a ocorrência de fenômeno biológico especial; o tamanho do fragmento; o grau de conservação e de ameaça são os elementos de diagnóstico para priorização pelos diferentes grupos temáticos que participam do exercício para selecionar as áreas prioritárias no Estado (Costa *et al.*, 1998). As áreas selecionadas como prioritárias são classificadas em cinco categorias de importância biológica: i) especial: áreas com ocorrência de espécie(s) restrita(s) à área e/ou ambiente(s) único(s) no local alvo da análise; ii) extrema: áreas com alta riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas ou raras e/ou fenômeno biológico especial; iii) muito alta: áreas com média riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas ou raras e/ou que representem extensos remanescentes significativos, altamente ameaçados ou com alto grau de conservação; iv) alta: áreas com alta riqueza de espécies em geral, presença de espécies raras ou ameaçadas e/ou que representem remanescente de vegetação significativo ou com alto grau de conectividade; v) potencial: áreas insuficientemente conhecidas, mas com provável importância biológica, sendo, portanto, prioritárias para investigação científica (Costa *et al.*, 1998).

Todo o território do Corredor Ecológico da Mantiqueira está inserido em uma grande área prioritária para conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais, denominada 'Região da Serra da Mantiqueira', incluída na categoria 'especial'. Dentro dessa grande área estão localizadas áreas menores, que foram destacadas por alguns grupos temáticos (Figura 24).



Prioridades para conservação:

- A) Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais – resultado da integração dos grupos biológicos
- B) Resultado do grupo de aves
- C) Resultado do grupo da flora
- D) Resultado do grupo de herpetofauna
- E) Resultado do grupo dos mamíferos

Figura 24 - Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005). São apresentados o mapa com o resultado final (A) e os mapas com as áreas indicadas pelos grupos temáticos (B – E). Os mapas foram extraídos do site www.biodiversitas.org.br.

A metodologia usualmente utilizada nos projetos para indicar as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, baseada em consultas a especialistas, é composta por duas etapas principais (Costa *et al.*, 1998). Num primeiro momento, grupos temáticos (invertebrados, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, plantas, ou outros) para os quais

se tenha conhecimento biológico suficiente, determinam as prioridades segundo a importância biológica da área para aquele grupo. Num segundo momento do processo, os resultados dos grupos temáticos são integrados para a definição final das áreas prioritárias. Essa integração final carrega uma boa dose de subjetividade, uma vez que é difícil estabelecer métodos quantitativos e que atendam as demandas dos diferentes os grupos temáticos. Uma área particularmente importante para a conservação de anfíbios, por exemplo, pode não ter nenhum impacto na conservação dos mamíferos ou das plantas.

Para contornar essa limitação do método e adaptá-lo aos objetivos do presente estudo, foram utilizados para as análises somente os resultados dos grupos temáticos, ou seja, foram consideradas apenas as áreas destacadas independentemente pelos grupos de aves, mamíferos, herpetofauna e plantas. O destaque refere-se à indicação mais específica dentro da grande região da Mantiqueira, ou seja, quando os pesquisadores salientaram áreas menores com grande importância para o grupo (Figura 24). Devido à escassez de dados na literatura científica sobre a distribuição de invertebrados, o que inviabilizaria o detalhamento dos limites das áreas indicadas por esse grupo temático, e pelo presente estudo tratar de análises de ambientes terrestres, não foram considerados os resultados dos grupos de peixes e de invertebrados. Outra limitação é que devido à escala trabalhada, que abrange todo o Estado de Minas Gerais, a localização e delimitação do limites das áreas indicadas são bastante imprecisas, sendo necessária a revisão e adequação dos limites.

Para fazer a revisão das áreas indicadas pelos grupos temáticos, e o posterior refinamento de sua localização e limites, foram utilizados os dados secundários sobre as espécies. A partir do levantamento bibliográfico, da consulta a especialistas que participaram do *workshop* para a segunda edição do Atlas da Biodiversidade de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005), ou que desenvolvem pesquisas no corredor, foi possível localizar e delimitar com maior precisão, em um novo mapa, as áreas potencialmente mais importantes para conservação da biodiversidade regional. Só foram consideradas as áreas cujos dados secundários confirmaram no mínimo um registro de endemismo restrito à área ou a relevância biológica foi destacada por no mínimo dois grupos temáticos.

Os limites das áreas confirmadas como relevantes foram refinados através da sobreposição das coordenadas geográficas registradas nas pesquisas com o mapa dos remanescentes de

mata atlântica (Scolforo & Carvalho, 2006). O mapa gerado foi utilizado para indicar os locais de concentração de espécies ameaçadas, raras e endêmicas do Corredor Ecológico da Mantiqueira. O presente estudo assumiu a premissa de que os locais com concentração de espécies ameaçadas, raras e endêmicas da região são indicadores (*surrogates*) da biodiversidade regional. Esses indicadores biológicos foram utilizados na etapa de priorização das áreas dos grupos de manejo 'proteção' e 'formação de micro-corredor'. O critério não foi utilizado para priorização no grupo de 'recuperação' uma vez que nenhuma microbacia desse grupo estava localizada nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade regional.

Essas informações foram reunidas em uma camada temática denominada *Áreas Prioritárias*, que também foi inserida no BDE.

4.2.2.2. Complementaridade

Um dos métodos para se priorizar áreas para conservação baseia-se na complementaridade, ou seja, na incorporação de elementos da paisagem pouco ou não representados no sistema de áreas protegidas (Margules & Pressey, 2000). Essa abordagem assume que a conservação de uma maior variedade de ambientes potencialmente irá conservar um maior número de espécies e processos ecológicos. Para analisar quais fisionomias vegetacionais estão protegidas dentro de unidades de conservação de proteção integral e onde estão as lacunas, foi realizada uma análise de representatividade das unidades de conservação integral da área de estudo. As unidades de conservação de uso sustentável, menos eficazes em termos de conservação da diversidade biológica, não foram consideradas nas análises desenvolvidas.

Na análise de representatividade, quanto mais detalhado é o mapa das formações vegetais, mais robustos serão os resultados. Para essa análise, além da base 'IEF' (Scolforo & Carvalho, 2006), foi utilizada a base 'Probio' (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006), que entre as bases existentes para a área de estudo é a que apresenta um maior detalhamento das tipologias vegetacionais, conforme apresentado no capítulo 2. Além disso, a base 'Probio' separa os vários gradientes de altitude que ajudam a determinar a variação nas condições ecológicas.

Na base 'Probio' é possível identificar os domínios de cada tipologia e seus gradientes altimétricos. Essa informação foi cruzada com a cobertura vegetal presente na base 'IEF', criando uma nova camada temática. A partir desta, foi calculada através do SIG a área de cada tipologia vegetal presente em cada uma das 03 unidades de conservação de proteção integral presentes na área de estudo (Parque Nacional do Itatiaia, Parque Estadual do Ibitipoca, Parque Estadual da Serra do Papagaio).

Para cada microbacia foi calculada a porcentagem de cobertura florestal de cada uma das diferentes tipologias vegetais consideradas nessa nova base, visando priorizar as unidades de planejamento com maior disponibilidade de cobertura florestal de tipologias ainda não protegidas por unidades de conservação de proteção integral na área de estudo. Neste caso, as tipologias priorizadas foram: floresta estacional semidecidual montana e floresta ombrófila densa montana. As demais tipologias insuficientemente representadas pelas unidades de conservação de proteção integral não foram consideradas, pois não ocorrem de maneira significativa dentro da área de estudo (cerrado e cerradão) ou já foram bastante fragmentadas, sendo que não existem mais remanescentes significativos para indicar a criação de novas unidades de conservação (p. ex. zona de contato entre a floresta ombrófila densa e a ombrófila mista; zona de contato entre a floresta estacional semidecidual e a ombrófila mista).

O critério de complementaridade foi utilizado apenas para priorização no grupo de 'proteção', que visa à criação de novas unidades de conservação.

4.2.2.3. Vulnerabilidade

Um dos objetivos das ações de conservação da biodiversidade é minimizar a exposição de seus elementos às ameaças, garantindo na medida do possível a sua persistência na paisagem (Gaston *et al.*, 2002). Diversos fatores atuam como ameaças diretas ou indiretas sobre os componentes da biodiversidade. No presente estudo, o fragmento florestal foi utilizado como indicador da biodiversidade a ser protegida, ou seja, os fragmentos mais ameaçados foram considerados prioritários para conservação. A partir dos dados secundários sobre a área de estudo (Costa *et al.*, 2006; Gomes, 2005; Governo de Minas Gerais *et al.*, 2008), foram selecionadas as principais ameaças para as quais existem informações espaciais disponíveis. As principais ameaças identificadas foram: proximidade de rodovias; proximidade das sedes dos municípios; densidade de focos de incêndios no

período de 2000 a 2008 e; fragilidade ambiental. Além disso, foi realizada uma análise do uso conflitivo do solo nas áreas de preservação permanente (APP) de cada uma das unidades de planejamento, considerando-se que as áreas com maior grau de uso inadequado sofrem uma maior pressão antrópica, sendo, por isso, ambientalmente mais vulneráveis.

A geração de cada camada temática de ameaça é descrita a seguir:

a) Geração de mapa de conformidade de uso com relação ao Código Florestal

A Lei Federal N°. 4771 de 1965, denominada Código Florestal, define as áreas de preservação permanente (APP), cobertas ou não por vegetação nativa, como áreas que tem a 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 (definição incluída pela Medida Provisória nº 2.166-67, de 2001).

Segundo as definições do Código Florestal, as APPs na área de estudo constituem-se nas florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

- i) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água (30m de largura para os cursos d'água de menos de 10m de largura; 50m para os rios com 10 a 50 m de largura; de 100m para os rios que tenham de 50 a 200m de largura; 200m para os rios que tenham de 200 a 600m de largura; de 500m para os rios que tenham largura superior a 600m);
- ii) nas nascentes, num raio mínimo de 50m de largura;
- iii) no topo de morros, montes, montanhas e serras;
- iv) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;
- v) em altitude superior a 1.800m, qualquer que seja a vegetação.

Para realizar a análise de adequação ao código florestal, num primeiro momento foi gerado um mapa com as APPs a partir do mapa de declividade, altitude e drenagem. Para definição das APPs ao longo dos cursos d' água foi mapeado um buffer de 30 metros dos dois lados das linhas de drenagem, extraídas das cartas topográficas do IBGE. Essa medida foi considerada adequada para representar a maioria das APPs situadas nas margens dos rios. Devido à escala de trabalho, não foram mapeadas as nascentes, entretanto, considera-se que as mesmas estão inseridas no buffer criado ao logo da drenagem.

Para determinar as APPs resultantes da altitude (acima de 1800 m) e da declividade (acima de 45°) foi utilizado o modelo digital de terreno (MDT) disponibilizado pelo Projeto SRTM (*Shuttler Radar Topographic Mission* (USGS, 2005) e ajustado por Miranda (2005), corrigindo-se as falhas presentes nas imagens de radar. A resolução espacial destas imagens é de 90 metros. Entretanto, esta foi redefinida de 90 para 30 metros, aumentando sua acuidade visual, conforme a metodologia proposta por Crepani e Medeiros (2004), e ajustando-se a resolução espacial do mapeamento utilizado (30 metros). O procedimento adotado foi o refinamento da matriz da imagem, diminuindo-se o espaçamento entre os pontos da matriz original (pixels), utilizando-se o algoritmo de interpolação bicúbica, ou seja, considerando-se 16 pixels vizinhos (Crepani & Medeiros, 2004). A partir do novo MDT, foram selecionadas as altitudes acima de 1800 metros. Também foi realizada uma análise de superfície através do SIG, criando uma nova camada temática com a declividade. Dessa camada foram selecionadas as áreas com declividade superior a 45 °C. Os topos de morro não foram considerados nas análises, devido às dificuldades metodológicas decorrentes da identificação dessas áreas. Até o momento, não existe método automatizado para a extração de topos que seja totalmente confiável. Segundo Hott *et al.* (2005) e Nascimento *et al.* (2005) as metodologias disponíveis apresentam o processo de forma não muito clara.

Para verificar a conformidade ou o uso conflitivo do solo em relação às áreas de preservação permanente, o mapa gerado foi cruzado com o mapa dos remanescentes da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais, base 'IEF', (Scolforo & Carvalho, 2006). As APPs ocupadas com remanescentes de campo, floresta semidecidual, floresta ombrófila foram consideradas com uso adequado do solo, conseqüentemente em conformidade com o Código Florestal.

O uso inadequado do solo foi considerado critério de vulnerabilidade para priorizar as ações dentro dos grupos de manejo 'criação de micro-corredores' e 'recuperação', uma vez que nesses grupos estão as microbacias mais fragmentadas e vulneráveis. Esse mesmo critério não foi utilizado para priorizar as ações no grupo manejo 'proteção', cujas microbacias encontram-se bem conservadas.

b) Geração de mapa de fragilidade ambiental

A metodologia da fragilidade empírica proposta por Ross (1996) fundamenta-se no princípio de que a natureza apresenta inter-relações sistêmicas entre seus componentes antrópicos, físicos e bióticos. Os procedimentos operacionais para a sua construção exigem a aquisição das informações sobre relevo, solo, geologia, clima, uso e cobertura do solo. Posteriormente, essas informações são analisadas de forma integrada gerando um produto síntese que expressa os diferentes graus de fragilidade que o ambiente possui em função de suas características genéticas (Kawakubo *et al*, 2005).

Ross (1996) sistematizou uma hierarquia nominal de fragilidade representada por códigos: muito fraca (1), fraca (2), média (3), forte (4) e muito forte (5). Estas categorias expressam especialmente a fragilidade do ambiente em relação aos processos erosivos causados pelo escoamento superficial. Para pontuar as informações disponíveis para a área de estudo foi adaptada a metodologia proposta por Ross (1996), Spörl & Ross (2004); Kawakubo *et al*. (2005) e Vashchenko *et al*. (2006). A tabela 12 mostra quais as notas dadas a cada componente utilizado:

Tabela 12 – Pontuação utilizada para definir a fragilidade ambiental

Componente / Fragilidade	Muito Fraca (1)	Fraca (2)	Média (3)				Forte (4)		Muito Forte (5)	
Solo	Latossolo						Argis solo	Cam bis-solo	Neossolo Fúlvico	Hidro-mórfico
Cobertura do Solo	Floresta	Cerrado	Campo Rupes-tre	Campo	Pinus	Euca-lipto	Urbano		Pasto / Agricultura / outras alterações antrópicas	
Declividade	Plano (0-6%)	Moderado Ondulado (6-12%)	Ondulado (12-20%)				Forte Ondulado (20-30%)		Escarpado (>30%)	

O mapa de solo foi extraído do Levantamento de Recursos Naturais realizado pelo Projeto RADAMBRASIL (IBGE. Folhas SF23/24 Rio de Janeiro/Vitória: pedologia. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL, 1983. Volume 32. Escala 1:1.000.000). Embora a escala de trabalho não seja a ideal para as análises locais, as informações foram utilizadas por serem as únicas disponíveis. O mapa de solo foi manualmente vetorizado, e suas classes foram

adequadas à atual classificação dos solos Embrapa (1999). Essa informação foi inserida no BDE. As informações relativas à declividade e cobertura do solo foram extraídas das camadas temáticas presentes no BDE.

Esse atributo foi utilizado para pontuar as áreas com solos mais susceptíveis à erosão, em maiores declividades e sem cobertura florestal ou formações campestres nativas. Dessa forma, a fragilidade ambiental foi considerada critério de vulnerabilidade para priorizar as ações dos grupos de manejo 'criação de micro-corredores' e 'recuperação'. Nesses grupos as microbacias apresentam-se mais desmatadas, expostas às maiores chances de erosão e perda de solo. No grupo de manejo 'proteção', as microbacias abrigam os grandes remanescentes, sendo por isso menos vulneráveis em termos de erosão e perda de solos.

c) Geração de mapa com a distância da malha viária

A malha viária utilizada foi extraída da carta topográfica do IBGE, e atualizada a partir da dinâmica de tráfego atual. Desta maneira, foram selecionadas todas as rodovias pavimentadas, em processo de pavimentação e vicinais que possuem tráfego considerável. As demais estradas foram suprimidas, pois não possuem tráfego significativo, ou por que não são atualmente utilizadas. Esta informação foi armazenada como 'polilinha' (*polyline*) no BDE.

Para gerar a camada temática de distância da malha viária, foi utilizada uma ferramenta que gera uma nova imagem em que cada pixel apresenta um valor em metros, que representa a distância deste pixel com a rodovia mais próxima. Os fragmentos mais próximos das estradas foram considerados mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação, uma vez que as estradas são indutoras do parcelamento do solo na zona rural, uma das principais ameaças atuais para conservação da Manta Atlântica da área de estudo (Governo do Estado de Minas *et al.*, 2008). A menor distância das estradas foi considerada critério de vulnerabilidade para priorização nos três grupos de manejo.

d) Geração de mapa distância das sede dos municípios

As sedes municipais foram disponibilizadas em formato vetorial pelo Instituto de Geociências Aplicadas (IGA), que é órgão responsável pela delimitação dos limites e sedes municipais em Minas Gerais. Esta informação foi inserida no BDE, e a partir desta, foi gerada uma camada temática contendo a distância de cada pixel em relação à sede

municipal mais próxima, conforme a metodologia empregada na camada de distância da malha viária.

Os fragmentos mais próximos às sedes dos municípios sofrem com as ameaças de fragmentação pelo parcelamento do solo, retirada de madeira, invasão de espécies domésticas e uso inadequado do solo. A menor distância das sedes foi considerada critério de vulnerabilidade para priorização nos três grupos de manejo.

e) Geração de mapa de focos de incêndios

Os focos de incêndios foram obtidos através do monitoramento via satélite, efetuado e sistematicamente atualizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas espaciais (INPE). Esse monitoramento é realizado desde 1992, entretanto, a partir de 2000 observa-se uma série histórica com o maior número de sensores. Desta maneira, foram resgatados e inseridos no BDE todos os focos de incêndio identificados no Corredor Ecológico da Mantiqueira pelos sensores abordo dos satélites MMODIS, Terra, Aqua, Metosat, NOAA e GOES, no período de 2000 a 2008. A informação é pontual, e caso necessário, pode-se resgatar os focos em datas específicas. A maior incidência de focos de incêndios foi considerada critério de vulnerabilidade para priorização nos três grupos de manejo.

4.2.2.4. Análise dos dados e priorização das ações

Para priorizar as ações dentro de cada grupo de manejo, foi necessário criar um índice, que se baseou em na soma do *score* das camadas temáticas pertinentes ao grupo de manejo.

4.2.2.4.1. Ação de Manejo: Proteção

A priorização das ações para criação de novas unidades de conservação levou em consideração as camadas temáticas: áreas prioritárias, floresta estacional semidecidual montana, floresta ombrófila densa montana, distância de estradas, distância de sede municipal e presença de focos de incêndio.

Os indicativos de biodiversidade utilizados foram as áreas prioritárias ajustadas aos objetivos do presente estudo. Para indicar áreas que complementassem o sistema de áreas protegidas do Corredor Ecológico da Mantiqueira, foram priorizadas áreas com maior

concentração de floresta ombrófila densa montana e floresta estacional semidecidual montana. A tabela 13 mostra como os indicadores foram construídos:

Tabela 13 – Formação de indicadores para priorizar as ações de proteção

Índice temático	Indicadores	Relação com o indicador	Variável		Fonte
			Numerador	Denominador	
Priorização das ações de proteção	Floresta Ombrófila Densa Montana	Direta	Área Coberta por Floresta Ombrófila Densa Montana	Área da Bacia	IEF / PROBIO
	Floresta Estacional Semi-Decidual Montana	Direta	Área Coberta por Floresta Estacional Semi-Decidual Montana	Área da Bacia	
	Áreas Prioritárias	Direta	Bacia inserida em área prioritária = 1; outras = 0		Fundação Biodiversitas
	Distância de Rodovia	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da rodovia mais próxima	Área da bacia	IBGE
	Distância de Sede Municipal	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da sede municipal mais próxima	Área da bacia	IGA
	Foco de Incêndio	Direta	Bacia com pelo menos um foco de incêndio = 1; outras = 0		INPE

Os indicadores de floresta ombrófila densa montana, floresta estacional semidecidual montana, distância de rodovia e distância de sede municipal, tiveram seus dados padronizados, para que possuíssem valores entre 0 e 1.

Primeiro as variáveis foram padronizadas pelo método z-score, de modo a permitir sua agregação ao converter todas as variáveis a uma escala numérica única e amenizar distorções causadas pelos valores observados nos 'percentis' mais extremos. Desta forma:

$$Z = (X - \mu) / \sigma$$

Onde Z é o valor padronizado da variável, X é valor inicialmente encontrado da variável para cada critério, μ é a média dos valores obtidos para a variável e σ é o desvio padrão da variável na amostra. Para algumas variáveis que apresentavam relação inversa ao

procurado (quanto maior seu valor, menor a prioridade), a padronização foi feita a partir da fórmula inversa.

Realizou-se uma segunda padronização, convertendo os indicadores em valores compreendidos entre 0 e 1 pelo método de máximos e mínimos, de forma a tornar os resultados mais compreensíveis. Os índices temáticos foram então obtidos a partir da soma dos scores seus respectivos indicadores. Depois de obtidos os valores, para classificá-los foi feita a divisão em três classes através do método quantil, que divide o número de classes igualmente entre o número de bacias. O processo para priorização das unidades de planejamento selecionadas para as ações de proteção está na figura 24.

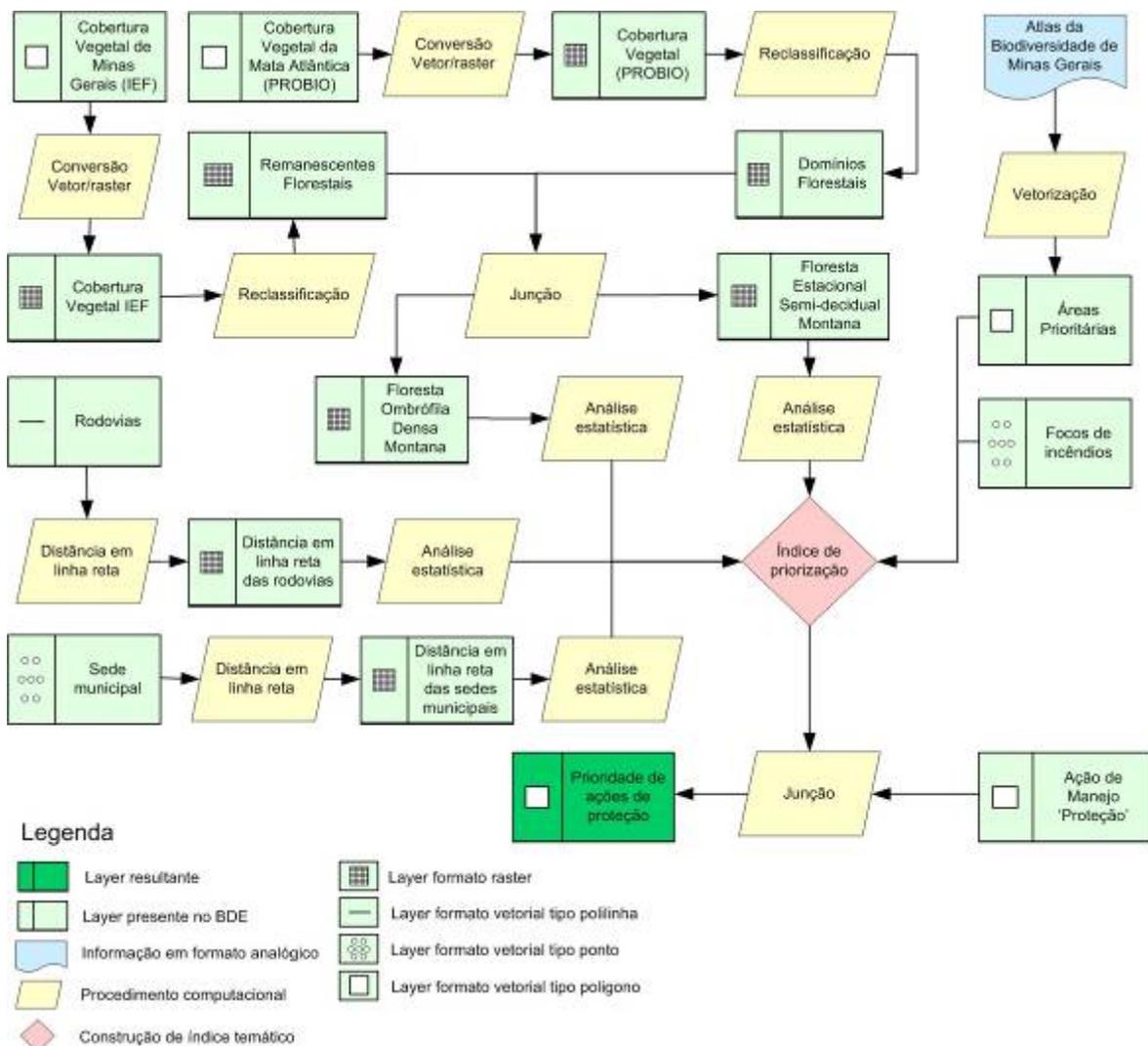


Figura 24 – representação esquemática do processo de priorização de microbacias para ações de proteção

4.2.2.4.2. Ação de manejo: Criação de Micro-Corredores

As ações de criação de micro-corredores levaram em consideração as camadas temáticas: áreas prioritárias, conformidade com código florestal, fragilidade ambiental, localização no entorno de unidade de conservação de proteção integral, distância da malha viária, distância de sede municipal e focos de incêndio.

Os indicativos de biodiversidade utilizados foram as áreas prioritárias ajustadas aos objetivos do presente estudo. A formação de corredores foi considerada prioritária nas bacias localizadas no entorno de unidade de conservação de proteção integral, visando ampliar a conectividade das unidades com fragmentos do seu entorno. A não conformidade com o Código Florestal critério de vulnerabilidade para priorizar as ações dentro do grupo.

O índice final utilizou a soma dos scores e a divisão em três classes de prioridades (alta, média e abaixo). A construção dos indicadores está descrita na tabela 14 e o processo de priorização das ações de formação de micro-corredores na figura 25.

Tabela 14 – Formação de indicadores para priorizar as ações de criação de micro-corredores

Índice temático	Indicadores	Relação com o indicador	Variável		Fonte
			Numerador	Denominador	
Priorização para Criação de Micro-Corredores	Conformidade APP	Inversa	Soma dos pixels conformes à legislação	Área da Bacia	Valor Natural
	Fragilidade Ambiental	Direta	Soma do valor da fragilidade ambiental em cada pixel	Área da Bacia	
	Áreas Prioritárias	Direta	Bacia inserida em área prioritária = 1; outras = 0		Fundação Biodiversitas
	Entorno de Unidade de Conservação	Direta	Bacia inserida na área de entorno (10 km) de UC de proteção integral = 1; outras = 0		IBAMA/ IEF/ Fundação Florestal
	Distância de Rodovia	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da rodovia mais próxima	Área da bacia	IBGE
	Distância de Sede Municipal	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da sede municipal mais próxima	Área da bacia	IGA
	Foco de Incêndio	Direta	Bacia com pelo menos um foco de incêndio = 1; outras = 0		INPE

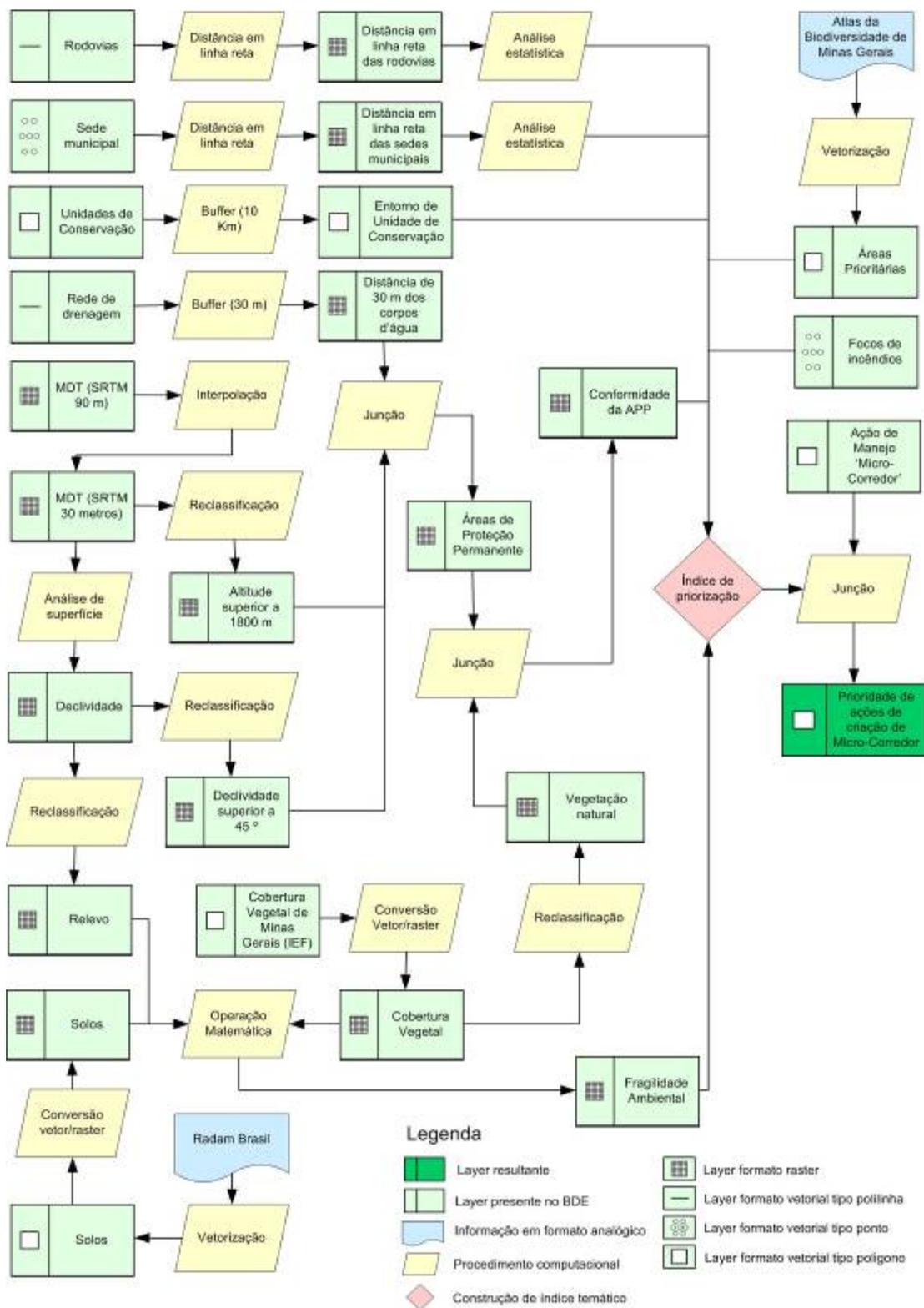


Figura 25 – representação esquemática do processo de priorização de microbacias para ações de criação de micro-corredores

4.2.2.4.3. Ação de manejo: Recuperação

Nesse grupo as ações de recuperação levaram em consideração as camadas temáticas: conformidade com APP, fragilidade ambiental, localização no entorno de unidade de conservação de proteção integral, distância da malha viária, distância de sede municipal, focos de incêndio e localização na bacia hidrográfica do rio Jaguari. A importância dessa bacia para o abastecimento do Sistema Cantareira justifica a localização nessa bacia hidrográfica como um critério para priorizar ações de recuperação.

Nenhuma microbacia do grupo 'recuperação' encontra-se localizada em área indicada como prioritária para conservação da biodiversidade, motivo pelo qual esse critério não foi adotado para priorizar ações nesse grupo. A utilização dos indicadores e a construção do índice final seguem a mesma metodologia utilizada nos demais grupos de manejo, conforme tabela 15 e figura 26.

Tabela 15 - Formação de indicadores para priorizar as ações de criação de recuperação

Índice temático	Indicadores	Relação com o indicador	Variável		Fonte
			Numerador	Denominador	
Priorização para as ações de recuperação	Conformidade APP	Inversa	Soma dos pixels conformes à legislação	Área da Bacia	Valor Natural
	Fragilidade Ambiental	Direta	Soma do valor da fragilidade ambiental em cada pixel	Área da Bacia	
	Bacia da Cantareira	Direta	Bacia inserida no Complexo da Cantareira = 1; outras = 0		ISA
	Entorno de Unidade de Conservação	Direta	Bacia inserida na área de entorno (10 km) de UC de proteção integral = 1; outras = 0		IBAMA/ IEF/ Fundação Florestal
	Distância de Rodovia	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da rodovia mais próxima	Área da bacia	IBGE
	Distância de Sede Municipal	Inversa	Soma da distância em que cada pixel se encontra da sede municipal mais próxima	Área da bacia	IGA
	Foco de Incêndio	Direta	Bacia com pelo menos um foco de incêndio = 1; outras = 0		INPE

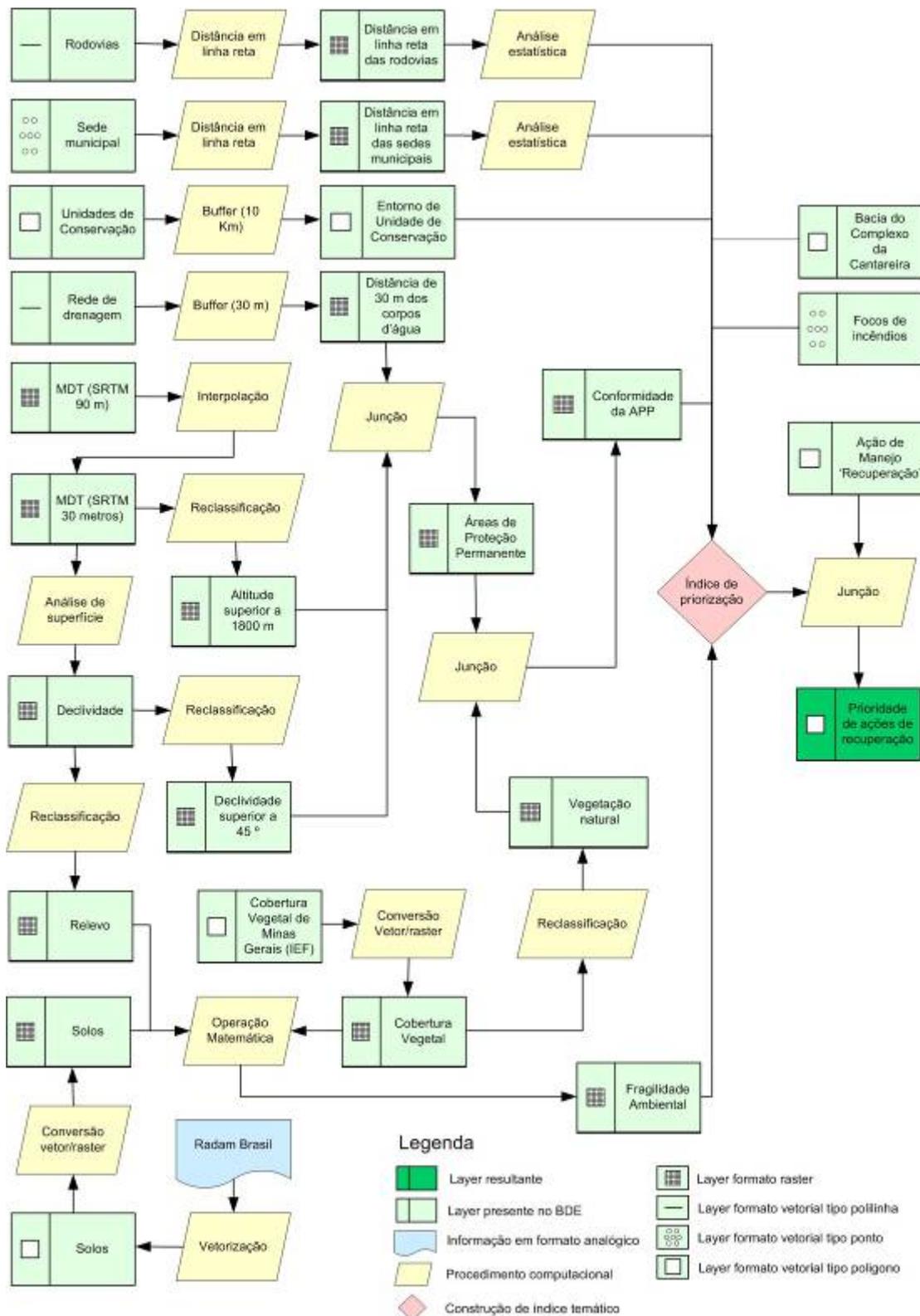


Figura 26 – representação esquemática do processo de priorização de microbacias para ações de recuperação

4.3. RESULTADOS

4.3.1 Definição das estratégias de manejo a partir dos índices da paisagem

As seis variáveis de entrada utilizadas na análise de componentes principais: número de fragmentos (NUMP), tamanho médio dos fragmentos (MPS), forma média dos fragmentos (MSI), média da distância do vizinho-mais-próximo (MNN), índice médio de proximidade (MPI), área core total da microbacia (TCA), geraram seis componentes principais. Conforme o esperado, poucos componentes principais explicam a maior parte da variação entre as unidades de planejamento, sendo que os componentes 1 e 2 explicam, juntos, quase 70% da variação. A variância explicada pelos componentes principais encontra-se na tabela 16.

Tabela 16 - Variância explicada pelos componentes principais

Componente principal	Auto-vetor	Variância total	Auto-vetor acumulado	% acumulada
1	2.878951	47.98251	2.878951	47.9825
2	1.319097	21.98496	4.198048	69.9675
3	0.877613	14.62688	5.075661	84.5944
4	0.599187	9.98644	5.674848	94.5808
5	0.169309	2.82181	5.844157	97.4026
6	0.155843	2.59739	6.000000	100.0000

Tabela 17 - Correlação entre as variáveis originais e os componentes gerados

Variáveis	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
MPI	-0.855784	-0.111392	0.152842	0.401590	-0.156675	-0.214579
MNN	0.379456	-0.278078	0.878123	-0.087008	-0.000048	0.003884
NUMP	-0.416270	0.814269	0.187217	-0.297785	0.118501	-0.160986
MPS	-0.836415	-0.437882	0.028666	0.079815	0.316366	0.037283
MSI	-0.639117	-0.479184	-0.099598	-0.576193	-0.137412	-0.033351
TCA	-0.849269	0.380749	0.193288	0.057421	-0.108397	0.285247
Var expl	2.878951	1.319097	0.877613	0.599187	0.169309	0.155843
Prop total	0.479825	0.219850	0.146269	0.099864	0.028218	0.025974

Valores em negrito indicam correlação maior que 0,7. CP: componente principal. Var expl: variância explicada pelo componente (= auto-vetor). Prop total: variância capturada pelo componente.

Variáveis: NUMP (número de fragmentos), MPS (tamanho médio dos fragmentos), MSI (forma média dos fragmentos), MNN (vizinho-mais-próximo), MPI (índice médio de proximidade), TCA (área core total).

A contribuição de cada índice da paisagem na formação dos componentes principais encontra-se na tabela 17. O componente principal 1 está fortemente associado à presença de uma paisagem mais conservada. Esse fato reflete-se nos valores mais altos encontrados para os índices de proximidade entre os fragmentos, tamanho dos fragmentos e área interior

(MPI, MPS e TCA). Ao contrário o CP2 reflete uma situação em que a paisagem está mais fragmentada, ou seja, o componente está fortemente associado a um maior número de fragmentos (NUMP).

A análise de componentes principais permitiu identificar as variáveis mais importantes no espaço dos componentes principais, constituindo-se numa ferramenta estatística adequada para caracterizar o estado de fragmentação das micro-bacias da área de estudo e realizar o planejamento sistemático das ações de conservação (Figura 27).

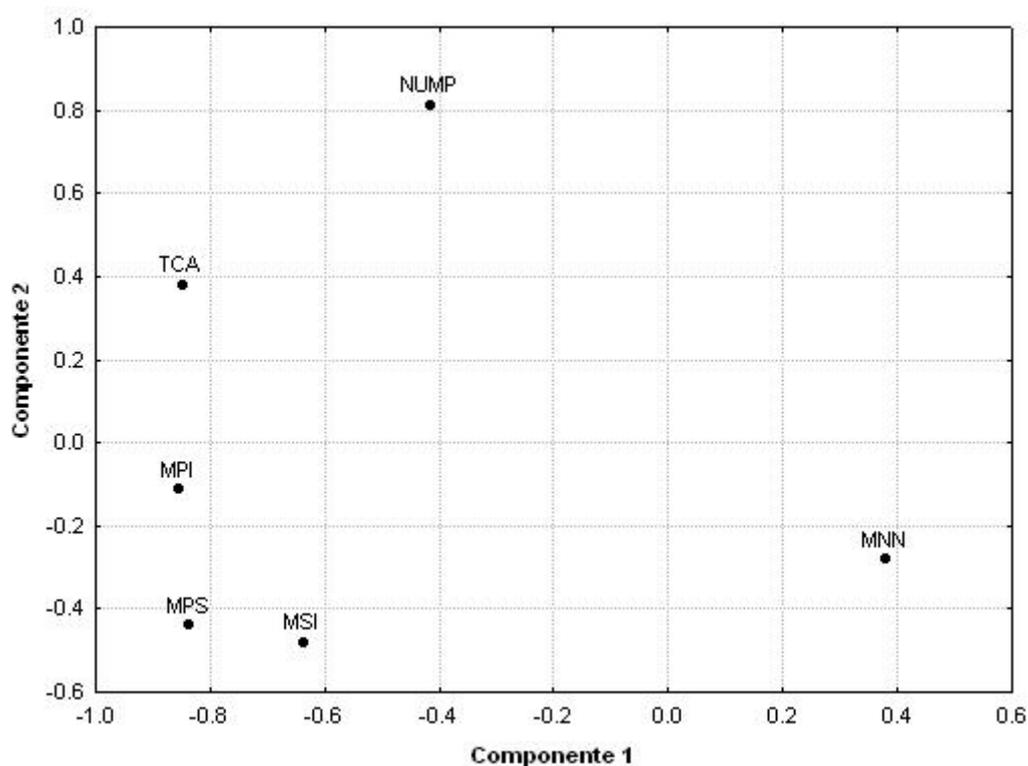


Figura 27 - Relação entre as variáveis selecionadas para caracterizar o estado de fragmentação das micro-bacias do Corredor Ecológico da Mantiqueira e os dois primeiros componentes gerados pela Análise de Componentes Principais. Variáveis: NUMP (número de fragmentos), MPS (tamanho médio dos fragmentos), MSI (forma média dos fragmentos), MNN (vizinho-mais-próximo), MPI (índice médio de proximidade), TCA (área core total).

A partir da análise da relação entre as variáveis mais importantes para caracterização da microbacia e os dois componentes principais foram definidos os seguintes critérios para seleção das ações de manejo (Tabela 18, Figura 28):

Tabela 18 – Ações de manejo baseadas nos dados de fragmentação

Ação de manejo indicada	Critério	Descrição
Proteção	$CP1 < -0,08$	A paisagem das microbacias desse grupo é dominada por grandes fragmentos próximos uns dos outros. A ação de manejo indicada é a proteção através da criação de áreas protegidas.
Corredor	$-0,7 < CP1 < 0$	A paisagem é caracterizada por fragmentos florestais grandes, mas menos próximos uns dos outros. A ação manejo recomendada é a ampliação da conectividade da paisagem através da formação de micro-corredores entre esses fragmentos.
Restauração	$CP1 > 0$	A paisagem é caracterizada pela presença de fragmentos pequenos e isolados. A ação de manejo recomendada é a restauração da floresta através de plantios ou recuperação natural.

CP1: componente principal 1

Para o grupo de manejo 'proteção' foram selecionadas 33 microbacias, para o grupo 'formação de micro-corredores' 63 microbacias e para o grupo 'recuperação' 136 microbacias.

A metodologia de seleção de ações de manejo baseada na análise de componentes principais gerou resultados coerentes com os resultados da análise da composição e configuração espacial apresentados no capítulo anterior. Esses resultados demonstraram que os núcleos Mantiqueira 1 (NM1), Mantiqueira 2 (NM2) e Ibitipoca (NI) apresentam um maior índice de cobertura florestal, sendo que o NM2 se destaca pelo maior tamanho médio dos fragmentos de Mata Atlântica e o núcleo Fernão Dias (NFD) por possuir menos cobertura florestal. A proporção da área ocupada por cada categoria de manejo nos núcleos de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira reflete esses resultados e indica que o alvo das ações de manejo deve ser distinto nos três núcleos (Figura 28).

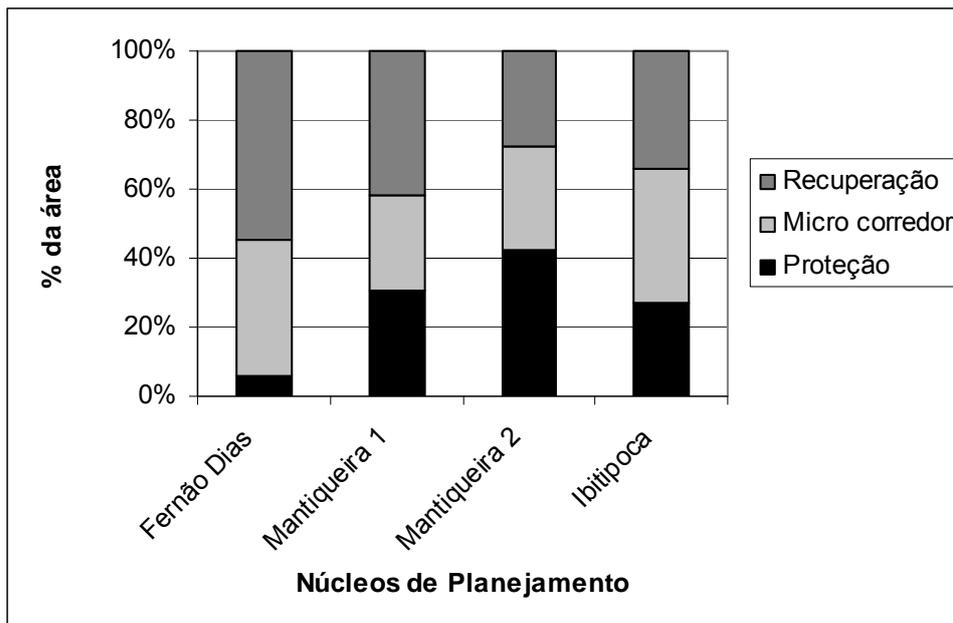


Figura 28 – Porcentagem da área ocupada pelo somatório das microbacias por grupo de manejo por núcleo de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira.

O mapa gerado com as áreas selecionadas para as diferentes ações de manejo encontra-se no anexo 12.

4.3.2 Definição de prioridades por categoria de manejo a partir de indicadores de biodiversidade, complementaridade e vulnerabilidade

4.3.2.1 Indicadores da biodiversidade

Dentro da ‘Região da Serra da Mantiqueira’, que abrange todo o corredor e é considerada uma área especial para conservação da biodiversidade de Minas Gerais, foi possível localizar com precisão cinco áreas entre as destacadas como prioritárias, pelo projeto para indicar as áreas prioritárias de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005). Uma sexta área, denominada ‘Floresta Nacional (Flona) de Passa Quatro’, apontada como de extrema importância biológica pelo grupo das aves, não foi considerada pelo presente estudo. Essa área não apresentou os critérios adotados pelo presente estudo para reconhecer a relevância biológica, ou seja, a área foi destacada apenas por um grupo temático (aves) e não possui registros de endemismo restrito. Apesar do registro recente para Minas do pássaro *Phyloscartes paulista* (Mauro Guimarães Diniz, *comunicação pessoal*), que pode ter sido considerado um aspecto relevante da Floresta Nacional para o grupo de aves, a Flona

não pode ser considerada representativa da biodiversidade regional. Grande parte de sua vegetação é composta por antigos plantios homogêneos de pinus e eucaliptos, hoje abandonados, sendo que em alguns locais o sub-bosque está regenerando com espécies nativas. Apesar da importância da área, principalmente por constituir-se numa unidade de conservação e pelo seu potencial para estudos de regeneração, a sua utilização como critério de priorização no presente trabalho não se justifica.

As cinco áreas indicadas como indicadoras de biodiversidade são descritas na tabela 19 e representadas no anexo 13. Ressalta-se que duas dessas áreas são regiões já abrangidas pelas unidades de conservação de proteção integral existentes no corredor, onde se concentram a maioria dos estudos sobre a biodiversidade regional.

Tabela 19 – Áreas destacadas como prioritárias para conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais no complexo da Mantiqueira

Nome	Importância Biológica	Informações sobre a distribuição das espécies raras, localmente endêmicas ou ameaçadas
1. Região de Bom Jardim de Minas	Alta: - flora Potencial: - aves	<p>Destaque na segunda edição do Atlas da Biodiversidade de Minas Gerais (Drummond <i>et al.</i>, 2005). Na publicação a área é representada como uma grande mancha, que abrange a região conhecida como Serra Negra (no limite dos municípios de Santa Bárbara do Monte Verde, Rio Preto, Santa Rita de Jacutinga, Olaria e Bom Jardim de Minas).</p> <p>Campanhas de campo desenvolvidas a partir de 1999 por pesquisadores da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) formaram um acervo florístico da Serra Negra, depositado no Herbário da UFJF, que conta com mais de 2000 espécimens (Pedro Viana, <i>comunicação pessoal</i>). Na região ocorre expressiva diversidade vegetal, com mais de 800 espécies de plantas vasculares inventariadas. Chama atenção o grande número de pteridófitas levantado, que ultrapassa 160 espécies (Pedro Viana, <i>comunicação pessoal</i>).</p> <p>Até o momento já foram identificadas pelos pesquisadores da UFJF quatro espécies novas de plantas para a Serra Negra: 1 orquídea (<i>Habenaria</i> sp.), 1 bromélia (<i>Vriesea</i> sp.) e 2 espécies de Myrtaceae (<i>Plinia</i> sp. e <i>Eugenia</i> sp.) (Pedro Viana, <i>comunicação pessoal</i>). Duas espécies anteriormente consideradas endêmicas do Parque Estadual do Ibitipoca foram registradas na Serra Negra: bambu <i>Chusquea riosaltensis</i> (Poaceae) e a Bromeliaceae <i>Vriesea cacuminis</i> (Pedro Viana, <i>comunicação pessoal</i>).</p> <p>Seis registros novos de plantas para o Estado de Minas Gerais foram revelados na Serra Negra: a erva <i>Xyris fusca</i> (Xyridaceae), anteriormente conhecida apenas para o estado do Rio de Janeiro, a bromélia <i>Vriesea corcovadensis</i>, também considerada endêmica do Rio de Janeiro, a orquídea <i>Pabstia jugosa</i>, conhecida apenas em</p>

formações florestais litorâneas dos estados RJ, SP e SC – trata-se do primeiro registro do gênero *Pabstia* para Minas Gerais (Abreu & Neto, 2006); e 2 espécies de *Myrcia* (Myrtaceae) citadas pela primeira vez em Minas Gerais: *M. rupicola* e *M. diaphana*. (Pedro Viana, comunicação pessoal).

14 espécies, das identificadas até o momento, estão presentes na lista das espécies da flora ameaçada de extinção de Minas Gerais.

Em 01 de abril de 2006, numa visita de campo realizada pelo presente estudo, foi registrada pela primeira vez na área a vocalização do mono-carvoeiro, *Brachyteles hypoxanthus*, primata ameaçado de extinção nas listas nacional e estadual.

No atlas com os resultados do projeto para indicação das áreas prioritárias para conservação do Estado de Minas Gerais, o grupo temático de aves nomeou essa área como 'Região de Olaria' (Drummond *et al*, 2005). Entretanto, não foi possível identificar as justificativas para indicação da área como potencialmente prioritária para conservação da avifauna no próprio atlas, nas consultas ou na pesquisa bibliográfica realizada pelo presente estudo.

2. Região do
Parque
Estadual do
Ibitipoca

Especial:
- flora
- anfíbios e
répteis

Extrema:
- aves

Alta:
- mamíferos

Nas formações campestres do parque e seu entorno foram listadas 405 espécies de plantas vasculares. Entre as angiospermas de formações campestres, 11 são classificadas como ameaçadas de extinção em Minas Gerais. Quanto às florestas, 9 espécies são consideradas ameaçadas de extinção no Estado, sendo que duas delas também são ameaçadas nacionalmente: *Ocotea odorifera* (canela sassafrás) e *Dicksonia sellowiana* (xaxim), sendo que a primeira é referida na lista nacional das espécies ameaçadas, publicada pelo IBAMA, como *Ocotea pretiosa*, que é sinônimo da *Ocotea odorifera* (Viana & Maciel, 2006). A espécie de bambú *Chusquea riosaltensis* é encontrada apenas no Parque Estadual do Ibitipoca e na Serra Negra, município de Rio Preto. Presença expressiva de *Arthrocerus melanurus* subsp. *magnus*, táxon de cactus endêmico da região.

39 espécies de anfíbios são registradas para o parque, sendo que quatro espécies foram descritas a partir de exemplares coletados no parque (*Physalaemus rupestris*, *Bokermanohyla ibitipoca*, *Bokermanohyla feioi* e *Hylodes amnicola*); 2 espécies são endêmicas da unidade (*Physalaemus rupestris* e *Bokermanohyla feioi*) e; 2 espécies são consideradas ameaçadas de extinção em Minas Gerais (*Bokermanohyla ibitipoca* e *Physalaemus rupestris*) (Feio *et al.*, 2006). O parque abriga, ainda, 18 espécies de répteis. Entre esses destacam-se *Heterodactylus imbricatus*, lagarto típico de folhicho de mata e *Echianthera cephalostriata*, espécie de serpente rara, com muitos poucos registros conhecidos do sudeste do Brasil (Feio *et al.*, 2006).

O parque tem uma especial importância para a fauna de primatas da região, abrigando três dos seis gêneros de primatas da Mata Atlântica (*Cebus*, *Alouatta*, *Callicebus*), dois dos quais estão ameaçados de extinção em Minas Gerais, o bugio (*Alouatta fusca clamitans*) e sauá (*Callicebus personatus nigrifrons*) (Costa & Herrmann, 2006). Além dessas, mais sete espécies de mamíferos ameaçados de extinção ocorrem no parque: a onça-parda (*Puma concolor*), o lobo-guará

(*Chrysocyon brachyurus*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), o gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus*), o catitu (*Pecari tajacu*) e um tatu (*Cabassous unicinctus*).

Nove aves de ocorrência no parque e entorno constam da lista oficial de animais ameaçados do Estado de Minas Gerais: *Spizaetus tyrannus*, *Penelope obscura*, *Odontophorus capueira*, *Amazona vinacea*, *Macropsalis forcipata*, *Pteroglossus*, *Campephilus robustus*, *Pyroderus scutatus* e *Sicalis flaveola* (Valor Natural, 2006). A única espécie ocorrente no parque constante da nova lista nacional de aves ameaçadas da fauna brasileira ameaçada de extinção é o papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea* (Pacheco & Parrini, 2006).

3. Parque Nacional do Itatiaia / Parque Estadual da Serra do Papagaio

Extrema:
- mamíferos
- aves

Especial:
- anfíbios

Nas florestas da região de Itatiaia ocorrem os anfíbios endêmicos *Hyla gouveai*, *Cycloramphus carvalhoi*, *Hylodes glaber*, *H. regius* e *H. ornatus* e nas áreas úmidas dos campos de altitude e sua transição para a mata ocorrem os anfíbios endêmicos da região *Paratelmatobius lutzii* e *Holoaden bradei* (Olmos sem data).

Os dois parques formam um contínuo e provavelmente muitas espécies consideradas endêmicas, notadamente anfíbios, do Parque Nacional do Itatiaia (PNI) também ocorrem no Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP). O PNI é o parque mais antigo do Brasil e o melhor estudado, entretanto a maioria dos estudos concentra-se na vertente carioca do parque, sendo que a zona de contato entre os dois parques e a região do PESP foram pouco estudadas. As baixas temperaturas observadas nas grandes altitudes do maciço do Itatiaia impediram a ocupação de vários taxa da floresta tropical, originando vários endemismos locais nas comunidades de plantas (Scarano, 2002). 415 espécies de plantas foram registradas nos campos de altitude do Itatiaia, desse total 21% são endêmicas de campos de altitude e 11% endêmicas do Itatiaia (Martinelli, 1988 *apud in* Ribeiro, 2002). Devido a grande heterogeneidade ambiental em pequena escala, o planalto do Itatiaia abriga uma alta diversidade, onde plantas xerófitas e hidrófitas freqüentemente ocorrem lado (Ribeiro *et al.*, 2007).

O anfíbio *Melanophryniscus moreirae*, descrito no Parque Nacional do Itatiaia, foi por muitos anos considerado um dos endemismos mais notáveis do Itatiaia (Feio & Santos, 2008). Recentemente, essa espécie foi registrada em Queluz, SP (Marques *et al.*, 2006 *apud* Feio & Santos, 2008) e em Aiuruoca (Weber *et al.*, 2007 *apud* Feio & Santos, 2008) e, mais recentemente, em uma campanha de campo para elaboração do plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Nas campanhas de campo do plano de manejo do PESP, também foi registrada uma espécie de rã, *Physalaemus jordanensis*, conhecida apenas de sua localidade tipo, Campos do Jordão, SP, e de Poços de Caldas, MG (Nascimento & Verdade, 2004 *apud* Feio & Santos, 2008), seu registro na unidade representa uma ampliação significativa da distribuição desta espécie. Também foi registrado o anfíbio, *Hypsiboas stenocephalus*, descrito e considerado endêmico da região de Poços de Caldas (Caramaschi & Cruz, 1999 *apud* Feio & Santos, 2008), consta na nova lista da fauna ameaçada de extinção de Minas Gerais (lista ainda não homologada). Como resultado, a distribuição geográfica de *H. stenocephalus* aumentou cerca de 175 Km, sendo

encontrado com abundância no entorno imediato do PESP (Feio & Santos, 2008).

Na campanha de campo para elaboração do plano de manejo do PESP foi registrada, ainda, a serpente *Gomesophis brasiliensis*, único representante desse gênero, é uma serpente endêmica do Brasil, sendo seu encontro é considerado raro (Marques *et al.*, 2001 *apud* Feio & Santos, 2008).

Geise *et al.*, (2004) registraram 69 espécies de mamíferos para o maciço do Itatiaia, pertencendo a 7 ordens e 20 famílias. Dessas, 33 espécies (47,8%) estão incluídas na lista de espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. O roedor *Juliomys rimofrons* é registrado apenas para a região do Brejo da Lapa no município de Itamonte (Geise *et al.*, 2004), próximo ao parque nacional.

A região da Serra do Papagaio foi considerada como uma área importante para a conservação das aves no Brasil (Bencke *et al.*, 2006 *apud* Vasconcelos, 2008). Até o momento foram registradas, em visitas de campo não sistemáticas, 110 espécies de aves, algumas pouco conhecidas em Minas Gerais (Vasconcelos, 2008). 23,6% das espécies levantadas são endêmicas da Mata Atlântica, uma do cerrado e 03 ameaçadas de extinção em Minas Gerais (Vasconcelos, 2008).

4. Região de Delfim Moreira

Especial:
- mamíferos

Ocorre o roedor endêmico, *Phylomys mantiqueirensis* (Leite, 2003), espécie só conhecida na localidade tipo.

5. Região de camanducaia

Muito alta:
- mamíferos
- aves
- flora

Especial:
- anfíbios e répteis

Na região de Camanducaia foi desenvolvido recentemente o projeto "Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais na APA Fernão Dias", executado pelo Departamento de Botânica da Universidade Federal de Minas Gerais, que forneceu novos dados sobre a biodiversidade, principalmente de plantas, da região. Na região de Camanducaia / Monte Verde ocorre um grande fragmento florestal com papel relictual para espécies típicas de florestas de altitude e a presença de espécie ameaçada de extinção (*Dicksonia sellowiana*) (França & Stehmann, 2004). No estudo sobre as pteridófitas, Melo e Salino (2007) registraram 172 espécies de pteridófitas, distribuídas em 23 famílias e 55 gêneros na região.

1 espécie ameaçada de extinção *Dicksonia sellowiana* e três presumivelmente ameaçadas *Alsophila capensis*, *Dryopteris patula* e *Botrychium virginianum*, constantes da lista das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais. Também foram registradas pela primeira vez para Minas Gerais *Athyrium filix-femina*, uma espécie rara, e *Thelypteris araucariensis*. A baixa similaridade entre os fragmentos da região implica numa identidade florística bastante específica para cada fragmento estudado por Melo e Salino (2006).

No estudo florístico e fitossociológico realizado por Torres *et al* (2007) foram registradas sete espécies ameaçadas de extinção, duas na categoria 'em perigo' e cinco são 'vulneráveis'. Espécies ameaçadas de extinção foram encontradas em mais da metade dos fragmentos estudados na região de Camanducaia, sendo que em dois deles foram registradas as duas espécies de "canelas" que estão enquadradas na categoria 'em perigo' (Torres *et al*, 2007). Também foram registradas espécies de distribuição restrita ou raras: *Passiflora*

mendoncaei (Passifloraceae), que tem registro de ocorrência apenas para Campos do Jordão e Bocaina e *Ocotea vaccinioides* (Lauraceae), considerada uma espécie rara no estado de São Paulo (Torres *et al.*, 2007).

Vasconcelos & Neto (2007) registraram um total de 202 espécies de aves na região. Dentre elas, 57 (28,2%) são endêmicas da Mata Atlântica, uma é endêmica do Cerrado, uma é ameaçada no Brasil e globalmente vulnerável, 12 são ameaçadas em Minas Gerais, oito são quase-ameaçadas em nível global e três são quase-ameaçadas em nível nacional.

A região de Camanducaia está inserida numa EBA (*Endemic Bird Area*), locais identificados pela *BirdLife International* de importância global para conservação das aves (Olmos, sem data). Essa IBA foi definida pela presença das espécies de aves globalmente ameaçadas: papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea*, apuim *Touit melanonotus*, choca-da-taquara *Biatas nigropectus*, não-pode-parar *Phylloscartes paulista*, e o patinho-de-asa-castanha *Platyrinchus leucoryphus*. A presença da jacutinga *Pipile jacutinga*, reportada para a área, necessita ser confirmada (Olmos, sem data). Também ocorrem espécies consideradas globalmente como quase ameaçadas, incluindo o gavião-pomba-grande *Leucopternis polionotus*, sabiá-cica *Tricharia malachitacea*, a choquinha-da-serra *Drymophila genei*, papa-moscas-de-costas-cinzentas *Polystictus superciliaris* (cuja presença necessita ser confirmada), maria-pequena *Phylloscartes sylviolus*, papa-moscas-de-orelhas *Phylloscartes oustaleti* e o estalinho *Phylloscartes difficilis* (Olmos, sem data).

Na porção paulista da Serra dos Poncianos, localizada entre o distrito de São Francisco Xavier (SP) e sul de Camanducaia (MG), existem registros de muriqui *Brachyteles arachnoides* e o sagüi-da-serra-escuro *Callithrix aurita*, espécies globalmente ameaçadas de extinção (Olmos, sem data).

As áreas listadas na tabela estão inseridas em uma área maior denominada 'Complexo da Mantiqueira' (Costa *et al.*, 1998) ou 'Região da Serra da Mantiqueira' (Drummond *et al.*, 2005).

4.3.2.2 Complementaridade

A base 'Probio' (PROBIO / MMA / UFRJ / IESB / UFF, 2006) identifica nove tipologias vegetacionais para a área de estudo (Tabela 20). A área ocupada por cada tipologia na área de estudo varia muito, sendo que as formações predominantes são as florestas ombrófilas alto-montana (159.563 ha) e montana (280.313 ha). Entretanto, o total protegido dentro de unidades de conservação de proteção integral, varia enormemente entre essas duas tipologias. 23,34% da área ocupada pela floresta ombrófila alto-montana encontra-se protegida, sendo que apenas 2,39% da floresta ombrófila montana encontra-se dentro de unidades de conservação. Esses dados refletem a maior ocupação das terras situadas em locais de mais fácil acesso e a criação de espaços protegidos em locais com relevo mais

acidentado, de difícil ocupação e menos valorizadas em termos financeiros. O mesmo padrão se repete para a floresta estacional montana, que ocupa cerca de 99.876ha da área de estudo e que possui apenas 0,07% de sua área dentro de unidade de conservação. As zonas de contato entre a floresta ombrófila densa ou a estacional com a floresta ombrófila mista também se encontram sub representadas pelas unidades de conservação, 0,80% e 0,22%, respectivamente (Tabela 20). Proporcionalmente os campos de altitude são os mais bem representados pelas unidades de conservação do corredor, sendo que 65% dessa fisionomia estão dentro de unidades de conservação de proteção integral.

Tabela 20 – Área total dos remanescentes por tipologia vegetacional e total de área protegida dentro de unidade de conservação de proteção integral

Tipologia	Área total no Corredor (ha)	Área protegida no Corredor (ha)	% da tipologia protegida
Floresta Ombrófila Densa Alto-montana (mata nebulosa, acima de 1.500m)	159.562,89	37.390,95	23,43
Floresta Ombrófila Densa Montana (500 a 1.500m)	280.313,37	6.704,19	2,39
Floresta Estacional Semi-decidual Montana	99.875,97	67,23	0,07
Refúgios Vegetacionais Alto-Montana (campos de altitude)	6.504,66	4.215,33	64,80
Refúgios Vegetacionais Montana (campos gramíneos e de altitude)	857,07	471,96	55,07
Savana Florestada (Cerradão)	5.828,58	196,11	3,36
Savana Gramíneo-lenhosa (Cerrado)	55.015,56	582,21	1,06
Floresta Ombrófila Densa/Floresta Ombrófila Mista	66.286,53	530,10	0,80
Floresta Estacional Semi-decidual/Floresta Ombrófila Mista	25.152,57	56,43	0,22
	159.644,97	50.214,51	7,18

Fonte: PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF (2006).

Os núcleos Mantiqueira 2 e Ibitipoca são os que abrigam uma maior área coberta pelas fisionomias sub representadas pelas unidades de conservação de proteção integral do corredor, oferecendo grandes oportunidades de criação de novas unidades de conservação para proteção dessas tipologias (Tabelas 21 e 22).

Tabela 21 - Área ocupada pela floresta estacional semidecidual montana nos núcleos de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira por grupo de manejo

Floresta estacional semidecidual montana (área ha)				
Grupo de manejo	NFD	NM1	NM2	NI
Proteção	-		54.144	25.734
Formação de micro-corredor	80		10.482	29.231
Recuperação	1.732	457	6.465	15.967

Núcleos de planejamento do corredor: NM1= Núcleo Mantiqueira 1; NM2: Núcleo Mantiqueira 2; NI: Núcleo Ibitipoca; NFD: Núcleo Fernão Dias. Para os cálculos só foram considerados os fragmentos acima de 40 ha.

Tabela 22 - Área ocupada pela floresta ombrófila densa montana nos núcleos de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira por grupo de manejo

Floresta ombrófila densa montana (área ha)				
Grupo de manejo	NFD	NM1	NM2	NI
Proteção	3.139	12.178	30.593	2.902
Formação de micro-corredor	6.218	13.613	11.284	3.180
Recuperação	5.578	8.008	3.144	453

Núcleos de planejamento do corredor: NM1= Núcleo Mantiqueira 1; NM2: Núcleo Mantiqueira 2; NI: Núcleo Ibitipoca; NFD: Núcleo Fernão Dias. Para os cálculos só foram considerados os fragmentos acima de 40 ha.

4.3.2.3. Vulnerabilidade

Conforme o esperado, a análise da adequação do uso nas áreas de preservação permanente (APP) demonstrou que a maioria das APPs no Fernão Dias (NFD) está com uso conflitivo com a legislação, sendo que apenas 31% das APPs desse núcleo estão em conformidade com o código florestal. Os dados confirmam a necessidade de ações de recuperação florestal nesse núcleo do corredor. A tabela 23 apresenta as estimativas da adequação do uso nas áreas de preservação permanente (APP) do Corredor Ecológico da Mantiqueira.

Tabela 23 – Estimativa do total ocupado por áreas de preservação permanente no Corredor Ecológico da Mantiqueira

Núcleo de planejamento	Área total de APPs em conformidade com código florestal (ha)	Área total ocupada por APPs no Corredor (ha)	% da área em conformidade com código florestal
Fernão Dias	12.294	39.922	31
Mantiqueira 1	13.976	37.867	37
Mantiqueira 2	19.240	46.381	41
Ibitipoca	44.884	79.035	57

APP = Área de preservação permanente. Para as estimativas, foram consideradas as seguintes áreas definidas pelo Código Florestal como APP: margens dos rios (buffer de 30 metros); declives superiores a 45 graus e; altitudes acima de 1.800 metros. Não foram considerados as áreas de nascentes e os topos de morro.

O mapa com a fragilidade ambiental é apresentado no anexo 14. Os mapas da distância da malha viária, sede dos municípios e focos de incêndios estão nos anexos 15, 16 e 17.

4.3.2.4. Análise dos dados e priorização das ações

As unidades de unidades de planejamento (micro microbacias) selecionadas para proteção da biodiversidade, formação de micro-corredores ou recuperação, identificadas a partir do estudo da fragmentação da floresta, foram novamente classificadas em função da urgência de ação. Conforme anteriormente destacado, a priorização dentro de cada grupo de manejo foi feita através dos critérios de importância biológica, complementaridade e vulnerabilidade, tendo sido definidas três classes de urgência ou prioridade de ação: alta, média, baixa. Os mapas com as microbacias prioritárias para proteção, criação de micro-corredores e recuperação estão nos anexos 18, 19 e 20. A seleção das ações de manejo por núcleo de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira encontra-se nos anexos 21, 22, 23 e 24.

4.4. DISCUSSÃO

O exercício de seleção de áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade longe de ser uma tarefa trivial, é uma ação complexa, que envolve o tratamento e a utilização das informações disponíveis para a tomada de decisão sobre 'onde', 'quando' e 'quanto' investir. Diminuir o nível de subjetividade na tomada de decisão, além de aumentar as chances de sucesso das ações planejadas para a conservação da biodiversidade, torna o processo mais transparente e auxilia nas negociações com os tomadores de decisão.

A definição dos critérios utilizados para seleção de áreas e ações para conservação da diversidade biológica é uma das grandes questões da biologia da conservação. Desde o início da década de 1990 o tema tem sido alvo de várias publicações (Franklin, 1993; Pressey, *et al.*, 1996; Wessels *et al.*, 1999; Mace *et al.*, 2000; Araújo *et al.*, 2001; Pressey & Taffs, 2001; Margules *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2002; Faith, 2003; Pressey, 2004; Sarkar *et al.*, 2005; Lindenmayer *et al.*, 2006), principalmente entre os profissionais que atuam nos programas de conservação e manejo. Um acalorado debate, ocorrido logo após V Congresso Mundial de Parques, realizado em Durban, África do Sul, em 2003, ilustra como o tema é controverso. Durante esse congresso foram lançados os dados sobre o

cumprimento das metas, assumidas 10 anos antes, de se criar áreas protegidas em 10% do território de cada bioma do mundo. Brooks *et al.* (2004) publicaram um artigo sobre os perigos de se substituir os dados de distribuição de espécies por dados ambientais no planejamento da conservação e demonstraram como os dados divulgados durante o congresso variavam significativamente de acordo com a metodologia adotada para classificar os biomas.

Esses autores argumentam que adotar os diferentes tipos de cobertura da terra (habitat) como alvos da conservação é um erro, uma vez que os diferentes tipos não necessariamente representam as subdivisões espaciais naturais da organização biológica: “*as discontinuidades no habitat que são muito claras para os olhos humanos podem não ser importantes para as espécies e nós podemos falhar nas tentativas de detectar o que as espécies percebem como as mudanças principais no habitat*”. Outro ponto levantado pelos autores refere-se à ordenação dos dados no planejamento da conservação. O que deve ter precedência, os dados sobre as espécies ou os dados ambientais?

Ainda segundo esses autores, o planejamento da conservação deve ter bases sólidas no conhecimento atual que se tem sobre as espécies, ou seja, os dados sobre as espécies devem ter precedência, utilizando-se os dados sobre as variações ambientais (ou o que pensamos que são variações) para aumentar o valor dos dados sobre as espécies. Segundo os autores, o planejamento da conservação não deveria se iniciar com suposições, interpretações ou classificações não testadas sobre o que as espécies percebem como variação ambiental.

Outros autores criticaram enfaticamente o foco do planejamento da conservação nos dados sobre as espécies, conforme a abordagem proposta por Brooks *et al.* (2004), e argumentaram que as análises devem incorporar primeiro os dados ambientais, uma vez que a conservação de uma diversidade de ecossistemas irá abranger a conservação de várias espécies desconhecidas, ou pobremente conhecidas, e comunidades que são distribuídas ao longo de gradientes ambientais (Molnar *et al.*, 2004; Higgins *et al.*, 2004).

Higgins *et al.* (2004) argumentaram que os dados sobre as espécies são essenciais para o planejamento da conservação, mas o seu uso isolado é inadequado por duas razões. Primeiro porque a rede de áreas para conservação necessita proteger outros aspectos da

biodiversidade, tais como ecossistema, habitat e processos ecológicos. Segundo, os dados disponíveis sobre as espécies são inadequados para o planejamento, pois apenas uma pequena fração da diversidade de espécies é conhecida. Essa abordagem está em consonância com Faith & Walker (2003) segundo os quais a realidade do planejamento da conservação exige considerar muitos outros elementos além da diversidade de espécies, já que a tomada de decisão baseada na mesma é um risco, pois é amparada no desconhecido ou parcialmente conhecido.

A abordagem baseada na representação dos ecossistemas, conhecida como “filtragem grossa” (*coarse filter*), é uma das mais antigas e amplamente aceitas (Noss, 1996b). Esse paradigma parte da premissa de que a grande maioria das espécies não necessita de atenção individual, mas pode ser salva da extinção através da proteção de um conjunto representativo das comunidades naturais. Um filtro fino (*fine filter*) seria utilizado para capturar os elementos da biodiversidade que não são bem representados pelo filtro grosso, tais como espécies ameaçadas e comunidades raras (Higgins *et al.*, 2004).

Cowling *et al.* (2004), criticando a precedência das espécies sobre as variáveis ambientais nas aproximações sobre a biodiversidade, defendida por Brooks *et al.* (2004), propõem a utilização de métodos que combinem os dados ambientais e os de espécies no planejamento da conservação, para garantir que as espécies não contempladas pelo filtro grosso sejam contempladas no planejamento da conservação. Também para esses autores, a utilização isolada de dados sobre as espécies ou de dados ambientais apresenta fragilidade. Os autores destacam que a conservação da biodiversidade deve continuar buscando formas criativas de se integrar os dados disponíveis para assegurar a proteção não apenas das espécies, mas de todos os níveis hierárquicos da biodiversidade. Ressaltam, ainda, que os elementos da biodiversidade utilizados nas avaliações dependem dos objetivos, da escala, do nível de conhecimento sobre a biodiversidade, das oportunidades de implementação e das restrições associadas ao planejamento regional.

A metodologia para o planejamento da conservação da biodiversidade proposta pelo presente estudo buscou ordenar e combinar dados ambientais e os dados disponíveis sobre as espécies que ocorrem na área de estudo, visando identificar as áreas que potencialmente abrigam uma maior diversidade biológica e as alternativas de manejo para todo o corredor. Num primeiro momento foram utilizados apenas os parâmetros da paisagem, considerados

no presente estudo como indicadores indiretos da biodiversidade. A precedência na utilização dos dados ambientais foi adotada devido à inexistência de uma base de dados sobre as espécies adequadas aos objetivos do trabalho.

Além de existirem poucos dados, o nível de conhecimento varia ao longo do corredor, sendo que quase todo o conhecimento se concentra nas unidades de conservação já existentes. Além disso, as poucas bases de dados existentes sobre as espécies nem sempre são compatíveis com o trabalho numa escala de maior detalhamento. A base utilizada pela a Conservação Internacional para a definição de áreas chave para a biodiversidade (KBA – *key biodiversity areas*), por exemplo, não se mostrou satisfatória para o trabalho na escala do corredor. Essa base organiza os registros de espécies endêmicas de aves, mamíferos, anfíbios e répteis da Mata Atlântica. Entretanto, algumas espécies endêmicas da Mata Atlântica com ampla distribuição no corredor apresentam poucos registros no banco de dados. A jararaca *Bothrops jararaca*, por exemplo, possui apenas 3 registros nesse banco de dados (nos municípios de Aiuruoca, Bocaina de Minas), sendo que a utilização desses registros como um critério para priorização de áreas desviaria os resultados para essas áreas. O exemplo ilustra mais uma vez a insuficiência de dados numa escala fina, que poderiam subsidiar a implementação das ações no nível local.

Diante das limitações dos dados sobre as espécies, os dados ambientais foram particularmente úteis, pois ofereceram informações quantitativas para um primeiro filtro para a seleção das áreas. Com o uso dos indicadores ambientais foi possível identificar os locais onde a floresta encontra-se mais conservada, ou seja, com os maiores fragmentos, mais próximos e menos sujeitos aos efeitos de borda, conseqüentemente com um maior valor para proteção da biodiversidade regional. Esse primeiro “filtro” foi fundamental para definir com objetividade as ações de manejo a serem adotadas em cada unidade de planejamento, incluindo a seleção das áreas para criação de espaços protegidos.

A redução na escala de análise permitiu detectar as diferenças difíceis de serem detectadas numa escala maior, conforme discutido no capítulo anterior. A ocorrência dos grandes maciços florestais, com milhares de hectares, dificultou a interpretação dos parâmetros da paisagem na porção mais florestada do corredor. No Brasil ainda é recente a utilização das métricas da paisagem para o planejamento da conservação em grandes áreas (Landau, 2001; Scaramuza *et al.*, 2005), principalmente em paisagens com a complexidade de relevo

observada no corredor, dificultando as comparações sobre o comportamento das métricas. Os grandes maciços florestais, de centenas de milhares de hectares, por exemplo, não são homogêneos e possuem partes com maior densidade da cobertura florestal e partes mais sujeitas aos efeitos de borda, devido os vários recortes em sua forma (vide capítulo anterior, figura 22). Essa complexidade da forma foi um desafio na interpretação dos dados e só foi adequadamente interpretada quando a paisagem foi subdividida em unidades menores. No presente estudo, somente com a utilização de amostras menores da paisagem foi possível utilizar as métricas da paisagem para detalhar as ações de manejo. Essa etapa do processo, baseada em dados sistemáticos e quantitativos, foi fundamental para diminuir o nível de subjetividade na seleção das áreas potencialmente mais importantes para proteção da biodiversidade.

A escolha de áreas para proteção, ou criação de espaços protegidos, usualmente é realizada de maneira oportunista, optando-se por locais onde a ocupação humana foi dificultada, geralmente por causa do relevo e dificuldade de acesso. Aproximações realizadas nos Estados Unidos indicam, por exemplo, que menos de 3% das áreas situadas em baixas altitudes, com solos férteis, estão dentro de reservas (Scott, 1995; Scott *et al.*, 2001). No Brasil, a situação não é diferente. Uma análise de lacunas realizada por Fearnside & Ferraz (1995) utilizou como critério proteger pelo menos um exemplar de cada tipo de vegetação em cada um dos Estados da Amazônia Legal, denominadas zonas de vegetação. As análises revelaram que das 111 zonas de vegetação identificados pelos autores, somente 27 (33%) encontravam-se representados nas unidades de conservação de proteção integral. Essa tendência observada pelos autores para a Amazônia pode ter sido atenuada nos últimos anos. Os resultados dos *workshops* nacionais para identificar as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade por bioma brasileiro, principalmente a partir dos meados da década de 1990, começaram a orientar a criação de novas UCs. Entretanto, como a metodologia adotada nesses *workshops* é fortemente amparada na distribuição das espécies conhecidas, e não na distribuição dos ecossistemas, lacunas na representatividade ainda devem ocorrer.

A seleção tendenciosa das unidades de conservação pode levar à perda de vários elementos da biodiversidade (espécies ou ecossistemas). Na área de estudo, por exemplo, alguns estudos indicam que as altitudes intermediárias da floresta ombrófila, entre 500 e 1500 metros, abrigam uma maior diversidade de mamíferos e plantas superiores (Geise *et*

al., 2004; Oliveira Filho *et al.*, 2007). Entretanto, as unidades de conservação de proteção integral da área de estudo abrigam quase que exclusivamente tipologias alto-montanas.

Visando ampliar a representatividade da rede de unidade de conservação do corredor, no processo de hierarquização das áreas do grupo de manejo 'proteção' foi dado um peso maior às áreas que contém as tipologias sub representadas em unidades de conservação do Corredor Ecológico da Mantiqueira: a floresta estacional semidecidual montana e a floresta ombrófila densa montana. As unidades de planejamento selecionadas para categoria 'proteção' abrigam conjuntamente cerca de 80.000 ha de floresta estacional montana e 34.000 ha de floresta ombrófila densa, localizadas fora de unidades de conservação de proteção integral. Alguns locais cobertos por essas tipologias possuem grande potencial para criação de novas unidades de conservação de proteção integral, sendo que a criação de novas unidades em locais pouco representados é uma das metas de conservação mais usualmente utilizadas no planejamento sistemático da conservação.

Nessa categoria de "proteção" merecem destaque duas microbacias identificadas com prioridade máxima, situadas no núcleo Ibitipoca (Anexos 18 e 24, microbacias números 205 e 217). Essas duas unidades de planejamento abrigam parte da Serra Negra, numa região onde estão localizados os maiores fragmentos de floresta semidecidual montana da região. A fisionomia e a composição florística da vegetação da Serra Negra apresentam fortes semelhanças com o Parque Estadual do Ibitipoca (Pedro Viana, *comunicação pessoal*), unidade de conservação com alto grau de endemismos, que sofre alta pressão do turismo devido ao seu reduzido tamanho (1516 ha). Também vale destacar o registro da vocalização de indivíduos de mono-carvoeiro *Brachyteles hypoxanthus*, primata ameaçado de extinção, que costuma viver em baixas densidades em áreas bem conservadas (Strier, 2000), em um fragmento de cerca de 10.000 hectares localizado em uma dessas microbacias (*obs pessoal*). As florestas bem conservadas da Serra Negra constituem-se numa rara oportunidade para criação uma nova unidade de conservação de proteção integral, possivelmente ampliando a representatividade de elementos da biodiversidade protegidos no Ibitipoca. As outras oito microbacias do grupo 'proteção' identificadas com prioridade alta (Anexo 18, microbacias: 52, 74, 84, 108, 144, 148, 243 e 245), já estão localizadas total ou parcialmente dentro de unidades de conservação de proteção integral. Nesse caso, as ações deverão ser voltadas para ampliação dos espaços protegidos nessas microbacias,

principalmente através do incentivo à criação de reservas privadas ou averbação das reservas legais.

Conforme já discutido, a etapa de seleção de tipo de manejo não considerou os dados sobre a distribuição das espécies na região (tabela 19), sendo que esses dados somente foram utilizados para a hierarquização das microbacias selecionadas para os grupos 'proteção'. Esse procedimento evitou que a seleção das áreas para criação de novas unidades de conservação fosse influenciada pelos locais onde as coletas de dados das pesquisas se concentram.

Por outro lado, num segundo momento funcionou como um filtro fino, garantindo que todas as áreas conhecidas pelos endemismos restritos e pela grande riqueza de espécies raras e ameaçadas recebessem um peso maior durante o processo de priorização. Dessa forma, no grupo 'proteção' todas as microbacias localizadas em áreas reconhecidas como locais de concentração de espécies raras, ameaçadas ou endêmicas (áreas prioritárias) foram classificadas como prioridade alta ou média. Essa última situação ocorreu apenas com uma microbacia localizada na região de Camanducaia/Monte Verde, que apesar de estar situada numa área prioritária para conservação, recebeu a classificação média (Anexo 18, microbacia número 175). A pontuação dessa microbacia foi mais baixa do que as demais situadas em áreas prioritárias porque a mesma encontra-se bem mais fragmentada.

Um aspecto importante da metodologia adotada é que foram indicadas ações de manejo para todas as microbacias do corredor. Essa é uma diferença fundamental com relação ao método usualmente adotado para indicação de áreas prioritárias para conservação por estado ou por biomas, cujo resultado final é a seleção de algumas áreas em detrimento de outras. O modelo corredor ecológico busca procedimentos que viabilizem a conservação da biodiversidade, a partir do manejo de grandes extensões de terra, envolvendo as unidades de conservação e seu entorno com ações de planejamento (Ministério do Meio Ambiente *et al.* 2006). Assim, não faria sentido selecionar apenas algumas áreas para o manejo em detrimento de outras, sendo que um das questões cruciais do modelo corredor é justamente definir onde e como executar as diferentes alternativas de manejo em grandes extensões.

Devido a sua grande extensão, que abrange cerca de 1.180.000 ha, o Corredor Ecológico da Mantiqueira foi subdividido em 4 grandes núcleos durante o processo de planejamento

participativo que culminou na elaboração do seu Plano de Ação (Costa *et al.*, 2006). Essa divisão foi realizada de acordo com a proximidade e as características dos municípios que compõem cada núcleo de planejamento. Para o planejamento do corredor foram promovidas reuniões preparatórias em cada núcleo do corredor e um *workshop* final que envolveu 120 atores sociais dos 42 municípios que compõem o corredor. Nessas reuniões os participantes discutiram problemas e apresentaram sugestões, definindo propostas consensuais. Essas propostas compuseram um Plano de Ação que apresenta diretrizes e atividades prioritárias definidas localmente (Costa *et al.*, 2006).

O planejamento do corredor junto aos atores locais definiu as diretrizes estratégicas e as atividades para implantar o modelo na região. As cinco diretrizes estratégicas elencadas foram: i) incentivo ao uso sustentável que implique em redução do impacto sobre o Corredor; ii) incentivo ao planejamento territorial e implantação de políticas públicas municipais e estadual que possam dar suporte à conservação da biodiversidade; iii) fortalecimento das Unidades de Conservação existentes; iv) desenvolvimento de programas de comunicação, mobilização e educação ambiental orientados para a implementação do corredor, proteção dos recursos hídricos, e conservação da biodiversidade e; v) conhecimento e proteção da biodiversidade do Corredor (Costa *et al.*, 2006).

Apesar de fundamental para viabilizar a mobilização social e a participação de um maior número de pessoas e instituições no planejamento das ações, a subdivisão nos 4 núcleos de planejamento não tem relação com a distribuição dos elementos da biodiversidade ao longo do corredor, tampouco indica onde e quais ações de conservação devem ser priorizadas. O Plano de Ação do Corredor, construído a partir da experiência das pessoas que vivem na região, é bastante coerente e coincide com os interesses do universo técnico-científico da conservação. Entretanto, mesmo as atividades propostas que são essenciais para a implantação de um modelo de planejamento regional, necessitam de um detalhamento sobre onde é prioritário investir frente à limitação de recursos financeiros e a impossibilidade de proteção de todos os remanescentes de Mata Atlântica do corredor. A adoção de critérios relacionados com a conservação da diversidade de espécies é o que dá sustentação e justifica a adoção do modelo corredor ecológico.

A criação de novas unidades de conservação, por exemplo, não poderia tomar por base somente o tamanho dos fragmentos. Primeiro porque no corredor ainda ocorrem grandes

maciços florestais e será praticamente impossível transformar todos eles em unidades de conservação de proteção integral. Segundo porque baseando apenas no critério tamanho, nem todas as espécies e ecossistemas estariam dentro da rede de reservas do corredor. As microbacias indicadas com prioridade alta e média para criação de novas unidades de conservação receberam um peso maior, não só pelo tamanho e concentração dos seus fragmentos, mas também por abrigarem um maior número espécies raras, endêmicas da região ou ameaçadas; possuir fisionomias pouco representadas dentro das unidades já existentes, (critério de complementaridade) e; alta pressão antrópica (critério de vulnerabilidade).

No momento existem algumas iniciativas para se criar novas unidades de conservação na região do corredor. Merece destaque, a proposta para criação de um parque nacional, de 86400 ha, ao longo de toda crista da serra da Mantiqueira, unindo o planalto de Campos de Jordão até o Parque Nacional de Itatiaia (Sivelli, 2007). Na porção mineira do parque proposto ocorre quase que exclusivamente a floresta ombrófila densa alto montana, com algumas incursões da floresta ombrófila densa montana. Considerando apenas o aspecto representatividade, a criação desse parque não irá complementar o sistema de áreas protegidas já existente no corredor. Certamente a criação de um parque envolve outros aspectos da conservação, entre eles o apoio das pessoas que vivem na região e disponibilidade de recursos financeiros para as desapropriações. Frequentemente, os proprietários das terras não são adequadamente ressarcidos, o que gera conflito e coloca em risco a proteção das unidades criadas. As maiores unidades de conservação de proteção integral já existentes no corredor enfrentam sérios problemas fundiários. O Parque Nacional do Itatiaia, o mais antigo do país, possui apenas 30% de sua área regularizada. A situação do Parque Estadual da Serra do Papagaio é mais dramática, sendo que 3% da sua área regularizada. Diante desse quadro, parece não ser muito adequado privilegiar a criação de novas unidades de proteção em locais já representados pela rede de áreas protegidas.

Mesmo recomendações mais óbvias, e que não dependem de desapropriações, que são lembradas em quase todos os *workshops* de planejamento da conservação, seja com público especializado ou não, como, por exemplo, a averbação de reservas legais e recuperação de áreas de preservação permanente (APP), são ações difíceis de serem colocadas em prática, principalmente em grandes áreas. Se assim fosse, um número maior de reservas legais estaria averbado e uma porcentagem maior de APPs conservadas.

Tome-se como exemplo a reserva legal. Prevista pelo código florestal (Lei Federal nº 4.771 de 1965) é a “*área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas*”. Na Mata Atlântica a reserva legal deve representar no mínimo 20% da área total de cada propriedade. À primeira vista esse instrumento legal pode ser compreendido como uma das soluções ideais para ampliar a conectividade da paisagem, principalmente em grandes regiões dominadas por terras de domínio privado. Com o planejamento adequado do uso nas propriedades rurais, as reservas legais poderiam ajudar a minimizar os efeitos da fragmentação dos habitats, ao serem implantadas em locais que favorecessem a ligação dos remanescentes de florestas, principalmente no entorno das unidades de conservação.

Entretanto, apesar de seu valor potencial, a implantação das reservas legais não é uma atividade trivial no mundo real. Um levantamento preliminar realizado em 2005, junto à gerência da APA Serra da Mantiqueira, identificou apenas 70 averbações de reservas legais em toda a extensão da APA, sendo que a grande maioria dos croquis das reservas não possuía coordenadas. Apesar de não existir um cadastro das propriedades rurais existentes dentro da APA, é válido supor que nos seus 422.000 ha existam centenas de milhares de pequenas propriedades rurais. Dificilmente a equipe de funcionários da APA será capaz de fiscalizar e exigir a averbação das reservas em todas as propriedades, mais difícil ainda, será orientar onde alocá-las.

O trabalho direto com os proprietários, para estimulá-los a criar as reservas legais, também esbarra numa série de dificuldades, causadas em grande parte pela falta de unificação na interpretação da lei pelas próprias instituições encarregadas do assunto. Cita-se como exemplo a questão do manejo em reservas legais, fundamental para orientar os produtores rurais sobre o que eles podem ou não fazer dentro dessas reservas. Segundo o código florestal, na reserva legal pode ser realizado um manejo florestal sustentável, observando-se princípios e critérios técnicos e científicos, estabelecidos em regulamento que ainda não existe na legislação federal. Ou seja, pela lei federal não há como utilizar a reserva Legal para manejo florestal, até que a União edite o regulamento. Dessa forma, o código florestal propõe somente o uso de espécies nativas, ou de exóticas como pioneiras, para a

restauração do ecossistema original na recomposição das reservas legais. Entretanto, a legislação estadual (Lei estadual nº 14.309 de 2002 e o Decreto Estadual nº 43.710, de 2004) permite intervenções com sistemas agroflorestais e ecoturismo nas reservas legais, contrariando a legislação federal. Muitas vezes essa falta de unificação leva à punição do proprietário rural, que atendeu um instrumento legal, mas não o outro. Essa situação é particularmente complexa no corredor, onde existe uma grande sobreposição de unidades de conservação, cada uma subordinada a um nível administrativo da União, obrigando os proprietários rurais responderem a diferentes instâncias do poder público ambiental. Somase a isso, uma série de outras dificuldades institucionais, incluindo a ausência de fiscalização sobre os cartórios de registro de imóveis, que não verificam se a reserva legal está averbada nas transmissões e desmembramentos das propriedades, conforme previsto em lei.

As considerações acima servem para ilustrar como mesmo um instrumento legal que a primeira vista parece ser uma solução útil e óbvia para manutenção da conectividade da paisagem em grande escala, consome tempo e exige um esforço de pessoas e recursos financeiros para sua implementação. Esse empenho envolve não só ações no campo, junto aos donos da terra para convencê-los criar as reservas legais, mas também junto às instituições para a unificação dos procedimentos que viabilizem a implementação. Baseado nesse exemplo fica evidente que os programas voltados para ampliar a criação e a averbação de reservas legais deverão ser direcionados para locais onde a sua existência é fundamental para o deslocamento da fauna e flora, aumentando as chances de conservação da diversidade biológica. Em outros locais, deve-se enfatizar procedimentos mais simples de serem colocados em prática.

Na realidade, apenas a seleção de áreas prioritárias para conservação não responde à questão de como conservar. A implementação e viabilização das áreas escolhidas para conservação representam um dos maiores desafios para os que atuam em programas de conservação (Kenneth *et al.*, 2003; McShane, 2003; Redford *et al.*, 2003; Metzger & Casatti, 2006). A integração dos resultados do presente estudo, focado na conservação da diversidade biológica, com as estratégias definidas no Plano de Ação (Costa *et al.*, 2006), construído a partir da experiência das pessoas e instituições que vivem e atuam no local, contribuirá para tornar as ações desenvolvidas em cada um dos quatro núcleos de planejamento do corredor mais efetivas em termos de conservação da diversidade biológica

e de viabilidade de implementação. Atualmente existem vários mecanismos de apoio à conservação, através de pagamento por serviços ambientais, que podem ser implantados nas áreas mais relevantes para conservação da diversidade biológica do corredor.

Estão em discussão e tramitação na Assembléia, por exemplo, a compensação de reserva legal e a servidão florestal (regulamentação da Lei Estadual 14.309 de 19 de junho de 2002 em tramitação na Assembléia Legislativa) e o 'Bolsa Verde' (Projeto de Lei 952) que prevê o incentivo financeiro para pequenos proprietários rurais. No corredor existem algumas experiências em curso no município de Extrema e no entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio (nos municípios de Baependi, Itamonte e Aiuruoca). Essas experiências, promovidas pelo Instituto Florestal de Florestas, em parceria com instituições que atuam no corredor, prevêem a recomposição de áreas de preservação permanente e de reserva legal através do apoio financeiro para os proprietários rurais. Entretanto todas as iniciativas são extremamente recentes no país e, em menor ou maior medida, exigirão a tomada de decisão sobre onde é melhor investir os limitados recursos. A seguir são propostas algumas recomendações sobre as ações de manejo que poderão ser implementadas imediatamente nos diferentes núcleos de planejamento do corredor.

4.4.1. Recomendações para o manejo

4.4.1.1. Núcleo Fernão Dias

No núcleo Fernão Dias, grande parte das ações deverão ser de recuperação, uma vez que a floresta encontra-se bastante fragmentada, comparando-se com o restante do corredor. Considerando que a situação das microbacias indicadas para recuperação nesse núcleo é muito crítica, qualquer ação que estimule o aumento da cobertura florestal é benéfica, inclusive os plantios para exploração comercial da madeira ou sistemas agroflorestais.

Nas microbacias definidas com prioridade máxima para recuperação poderão ser estimuladas iniciativas como a em curso no município de Extrema. O município criou o Programa "Conservador das Águas", pela Lei Municipal 2.100/05, visando à proteção dos recursos hídricos, por meio da execução de ações de proteção florestal e restauração de áreas degradadas que margeiam os cursos d'água. Um dos objetivos do projeto é implementar o pagamento por serviços ambientais utilizando recursos de cobrança pelo uso da água, preferencialmente nos cursos d'água que abastecem o Sistema Cantareira. A

grande inovação está, não somente na iniciativa em se proteger as áreas de APP e conseqüentemente os recursos naturais, mas prover apoio financeiro ao proprietário rural recuperar ou manter a floresta. Num primeiro momento está sendo implantado um piloto em uma sub-bacia hidrográfica de cerca de 5.000ha, selecionada segundo critério de degradação. Os proprietários recebem cerca de R\$ 159,00 por hectare recuperado e/ou conservado por ano. Os recursos são provenientes de programas ambientais de organizações não governamentais e governamentais, num grande esforço de articulação para viabilizar o pagamento. Ao final do trabalho espera-se obter 100 ha de nascentes protegidas, 100 ha de matas ciliares recuperadas, 300 ha de reservas legais implementadas, 1.200 ha de solos conservados e 100% das 500 propriedades com saneamento. Os altos custos e o alcance reduzido do programa justificam a adição de critérios objetivos para definir áreas prioritárias para ações de fomento florestal e pagamento por serviços ambientais. Nessas áreas, os produtores rurais deverão receber assistência técnica para redução do uso de agrotóxicos, principalmente nas áreas de cultivo da batata.

Apesar das microbacias selecionadas para categoria recuperação pelo presente estudo serem pouco relevantes do ponto de vista da biodiversidade regional, devido ao seu alto nível de degradação, esses locais mais desmatados podem ser ideais para o desenvolvimento de pesquisas voltadas para os efeitos da fragmentação, uma vez que os fragmentos nessas microbacias estão claramente isolados, provavelmente há várias décadas. O desenvolvimento de pesquisas sobre a fragmentação nos locais mais florestados do corredor é um desafio, pois é difícil ter a certeza, sob o ponto de vista dos diferentes grupos taxonômicos, de que o fragmento alvo do estudo está realmente isolado, sem a influência de outros fragmentos próximos. A visão do contexto regional é importante para as pesquisas não traçarem falsas considerações sobre o isolamento da área. Muitas vezes, em campo, o fragmento parece totalmente isolado aos olhos do observador, mas dependendo da região, e da espécie considerada, isso não é realidade.

Nas microbacias selecionadas para formação de micro-corredores do núcleo Fernão Dias, as ações deverão promover a melhoria na forma e a ligação entre os fragmentos, através do plantio de espécies nativas, principalmente oriundas da própria região. Os programas de fomento florestal em curso no corredor prevêem várias modalidades de recuperação, variando desde a regeneração natural até o plantio, preferencialmente de nativas. Nos locais identificados com prioridade alta, onde a fragmentação não é muito intensa, deverá

ser estimulada a recuperação natural, principalmente nas microbacias localizadas em uma das cinco áreas prioritárias para conservação do corredor (Anexo 21, microbacias 157, 163, 169, 177, 181, 182), visando minimizar os custos financeiros e manter a diversidade genética regional, sem influência de mudas oriundas de outras regiões, procedimento usualmente adotado nos programas de fomento.

Na região de Camanducaia / Monte Verde, está localizada a única microbacia que abriga áreas com potencial para criação de novas unidades de conservação nesse núcleo (Anexo 21, microbacia 175). Conforme já mencionado, a região de Camanducaia / Monte Verde não foi considerada prioridade máxima para criação de novas unidades de conservação porque já apresenta um grau de fragmentação elevado. Entretanto, por estar situada numa área considerada prioritária para conservação da biodiversidade deverão ser incentivadas ações para criação de espaços protegidos públicos ou privados. Em terras privadas, poderá ser estabelecido um programa para incentivar a implantação de reservas legais contíguas, junto aos proprietários rurais, ou criação de reservas privadas, junto aos moradores de origem urbana que estão adquirindo as terras com florestas ainda conservadas. Onde a floresta se encontra mais conservada, deverá ser incentivada a criação de uma UC pública. Por não se tratar de uma área que justifique a criação de um parque nacional, ou até mesmo estadual, deverá ser estimulada a criação de um parque municipal natural, interesse já manifestado por parte da prefeitura de Camanducaia.

4.4.1.2. Núcleo Mantiqueira 1

No núcleo Mantiqueira 1 estão localizadas várias microbacias com potencial para criação de novas unidades de conservação pela qualidade dos fragmentos, que encontram-se mais conectados, com formas mais simples e menor área de borda. A maioria dessas microbacias está localizada na área proposta para criação do novo parque nacional (Anexo 22, microbacias 117, 119, 123, 125, 127, 136, 144, 148) (Sivelli, 2007). Merecem destaque as microbacias 148 e 144 (prioridade alta) por abrigarem uma área com endemismos restritos e a microbacia 136, que ainda abriga uma quantidade significativa de floresta ombrófila montana, sub representada na rede de áreas protegidas do corredor.

De maneira similar ao núcleo Fernão Dias, nos locais selecionados para formação dos micro-corredores, onde a degradação da floresta não foi muito intensa, deverá ser estimulada a recuperação natural. Nas microbacias dessa categoria, que ainda abrigam uma

área significativa da floresta ombrófila montana (Anexo 22 , microbacias 168 e 138) justifica-se empenhar esforços na formação de micro-corredores, através de programas de averbação de reservas legais e recuperação de APPs. Nesse caso, os programas deverão incentivar a criação de viveiros locais, incluindo o intercâmbio entre os mesmos, como forma de manter a diversidade genética regional, a exemplo do Projeto Matrizes de Árvores Nativas, desenvolvido pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da Escola de Agricultura Superior Luiz de Queiroz - Esalq/USP (disponível no site <http://www.lerf.esalq.usp.br>). Esse projeto busca promover a diversificação, a regionalização e a qualidade genética das espécies arbóreas nativas utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas.

As microbacias indicadas para recuperação nesse núcleo são bastante desmatadas, sendo que em alguns locais, como no município de São Lourenço, já não existe zona rural. Considerando o contexto regional, essas áreas já não são relevantes para a diversidade regional.

4.4.1.3. Núcleo Mantiqueira 2

A indicação de áreas para proteção foi baseada nos índices da paisagem, não considerando a presença de unidade de conservação. Assim, a maioria das microbacias indicadas para proteção nesse núcleo, onde a floresta encontra-se mais conservada, já estão localizadas total ou parcialmente dentro de unidades de conservação de proteção integral (Anexo 23).

Todas microbacias da categoria criação de micro-corredores localizadas no entorno de parques receberam prioridade máxima. Nesses locais, assim como nas microbacias indicadas para proteção que já abrigam parte dos parques, deverão ser incentivadas ações para promover a conexão das florestas do interior das unidades de conservação com os diversos fragmentos florestais existentes no entorno. Em vários locais, a recuperação de pequenos trechos unirá grandes fragmentos que ainda dominam a paisagem. Esses fragmentos estão envoltos numa matriz composta por pequenas propriedades rurais, cuja atividade predominante é a pecuária extensiva com práticas arcaicas de manejo do solo, incluindo o uso do fogo. Além das queimadas, uma ameaça constante sobre os ecossistemas nativos é a presença de bovinos dentro dos fragmentos florestais, até mesmo naqueles situados dentro das unidades de conservação.

As ações de conservação nesses locais deverão envolver os órgãos de assistência técnica rural, para disseminação de práticas agropecuárias ambientalmente menos impactantes e economicamente mais produtivas, e os órgãos ambientais para o apoio às ações de conservação. O incentivo à averbação de reservas legais e à criação de reservas particulares, associados aos programas de pagamento por serviços florestais podem ser boas alternativas para viabilizar a proteção da biodiversidade nesses locais.

Considerando que nesse núcleo estão localizadas as áreas mais conservadas do corredor e vários endemismos restritos, as principais ameaças identificadas deverão ser alvo de estudos. Assim, deverão ser feitas articulações entre os órgãos gestores das unidades de conservação e as instituições de pesquisas para estudar o impacto do gado sobre os fragmentos florestais e do fogo sobre os campos de altitude. Deverá ser investigado, ainda, o impacto da caça sobre os médios e grandes mamíferos. Esses estudos deverão ser realizados preferencialmente dentro das unidades de conservação já existentes. Para todas espécies com distribuição ou endemismos restrito deverão ser incentivados estudos populacionais e de biologia reprodutiva, além de inventários para localizar outras áreas de ocorrência das espécies conhecidas apenas na localidade tipo.

Entre as microbacias do grupo proteção, merecem destaque quatro microbacias, localizadas em uma região do entorno do Parque Estadual da Serra do Papagaio e Parque Nacional do Itatiaia (Anexo 23, microbacias 50, 60, 83 e 90), caracterizadas pelo predomínio de fragmentos grandes e bem conectados. Embora situada na APA Serra da Mantiqueira e contígua a um parque nacional, a região foi muito pouco estudada, sendo que sua biodiversidade é desconhecida. Considerando o potencial da área para o deslocamento de elementos da fauna, principalmente de grande porte, entre os parques citados e fragmentos maiores, localizados mais a oeste do corredor, no núcleo Ibitipoca, nessa região deverão ser despendidos esforços para realização de inventários biológicos e estudos populacionais, visando confirmar a importância da área para conservação da biodiversidade regional. Merece destaque, ainda, o único fragmento não alterado de floresta ombrófila mista do corredor, situado no entorno do Parque Estadual Serra do Papagaio. Por se tratar de um ambiente único no corredor, uma vez que o restante da tipologia encontra-se bastante alterada na região, deverá ser avaliada a possibilidade de anexar esse fragmento ao parque.

A exemplo do núcleo anterior, as florestas nas microbacias indicadas para recuperação apresentam-se bastante fragmentadas, sendo no contexto regional não apresentam relevância biológica. Entretanto, nesse grupo merece atenção uma microbacia que recebeu prioridade alta para recuperação (Anexo 23, microbacia 76), situada próxima à cidade de Alagoa. Apesar de altamente fragmentada, essa microbacia está inserida numa posição potencialmente estratégica para o deslocamento da fauna (descrita no parágrafo anterior).

4.4.1.4. Núcleo Ibitipoca

Esse é o único núcleo do corredor que não está localizado dentro de uma área de proteção ambiental (APA). Vistas no seu conjunto, as florestas que dominam a paisagem, formam um grande corredor ecológico, que interliga toda a região sul da Zona da Mata à APA Serra da Mantiqueira, abrangendo o maciço do Itatiaia (Drummond *et al.* 2005).

Conforme já discutido, as microbacias com prioridade máxima para criação de novas unidades de conservação (Anexo 24, microbacias 205 e 217) abrangem parte de uma região montanhosa conhecida como Serra Negra. Além da relevância da área, anteriormente descrita, a criação de um parque estadual na área é viável. Vale destacar que o órgão ambiental responsável pela criação, o Instituto Estadual de Florestas, já demonstrou interesse em realizar essa ação de conservação.

O incentivo à criação de micro-corredores, seja através do trabalho com proprietários rurais para averbação de reservas legais, seja através da criação de reservas particulares, deverá ser feito nas microbacias indicadas com prioridade alta para essa ação, localizadas na região da Serra Negra (Anexo 24, microbacias 203, 206, 209, 212) ou no entorno do Parque Estadual do Ibitipoca (Anexo 24, microbacias, 193 e 195).

A recuperação das microbacias no entorno do parque é particularmente importante uma vez que devido ao seu tamanho reduzido, algumas espécies registradas que requerem grandes áreas de uso, como a onça-parda (*Puma concolor*), necessariamente utilizam as florestas do seu entorno. Uma microbacia indicada como prioritária para recuperação (Anexo 24, microbacia 191) merece atenção especial por estar localizada no entorno do parque, numa região de solos frágeis sujeitos à arenização (Schaefer, 2006). As ações de recuperação nessa microbacia não deverão incentivar o plantio de espécies para exploração de madeira ou óleo, uma vez que a fragilidade do solo justifica o plantio de florestas permanentes.

4.5. CONCLUSÕES

A conformação montanhosa na região da Mantiqueira criou uma situação muito peculiar. A dificuldade de mecanização e o relevo acidentado foram responsáveis pela manutenção de grandes maciços florestais, localizando-se aí 20% dos remanescentes da Mata Atlântica de Minas Gerais. A cobertura vegetal e a riqueza de espécies ameaçadas e endêmicas fizeram da Serra da Mantiqueira uma das áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica. A vocação dessa região de alta relevância ecológica e de grande fragilidade ambiental aponta cada vez mais para o desenvolvimento compatível com a conservação.

Entretanto, os benefícios oriundos de um manejo ambiental mais sustentável ainda não são fortes o bastante para serem percebidos e incorporados pelos produtores rurais, detentores da maioria das áreas remanescentes. Para a maioria da população rural não é clara a relação entre proteção das florestas e melhoria na qualidade das águas e do solo e menos ainda, aumento de renda. A baixa produtividade das pastagens naturais em áreas de relevo acidentado representa um sério problema social e econômico, acentuando o processo de migração da população rural para áreas urbanas. De maneira similar a outras regiões mais desenvolvidas do país, desde 1970, a população rural do Corredor Ecológico da Mantiqueira vem apresentando taxas de crescimento populacional negativas (IBGE, 2007).

Diante da baixa produtividade da terra e das pressões oriundas da especulação imobiliária, vinda de pessoas de centros urbanos que vêm na Mantiqueira uma área de lazer e contemplação, a dinâmica da paisagem deverá enfrentar grandes transformações no futuro próximo, principalmente nas áreas mais acessíveis, próximas a malha viária. O método de seleção de áreas para conservação e manejo proposto por esse trabalho buscou levar em conta essa perspectiva de mudança na dinâmica de ocupação do solo na região e a viabilidade de implementação das ações que estão sendo propostas. Dessa forma, foi priorizada a criação de espaços protegidos em locais ainda disponíveis, mas também buscando aumentar a sua representatividade com a adição de elementos ainda não suficientemente protegidos. Buscou também priorizar as áreas que potencialmente irão sofrer um maior impacto nos próximos anos, principalmente aquelas próximas às estradas e às sedes municipais. O conhecimento prévio da paisagem e do contexto social, econômico e

institucional também ajudou a evitar o excesso de confiabilidade na tecnologia e a identificar ações mais compatíveis com a realidade local.

As métricas da paisagem, quando utilizadas em unidades amostrais compatíveis com os objetivos do trabalho, foram eficazes para orientar a tomada de decisão sobre as ações de conservação, demonstrando a importância da escala adotada nas análises. Apesar das limitações causadas pela insuficiência de dados sobre as espécies numa escala fina, foi possível realizar a seleção de áreas para conservação baseado em critérios quantitativos, fornecidos pelas variáveis ambientais.

A crise da biodiversidade supera as discussões a respeito sobre quais critérios seriam os ideais para selecionar as áreas para conservação, a “*natureza está correndo um risco muito grande e não pode esperar a discussão sobre proteger espécies ou ecossistemas*” (Noss, 1996b). Certamente a abordagem proposta não substitui a importância do conhecimento detalhado sobre a biodiversidade regional, entretanto o método apresentado oferece uma ferramenta simples para sistematizar a tomada de decisão e direcionar as ações de manejo no nível local, onde as ações de conservação são implementadas. Oferece, ainda, uma alternativa para o estado de Minas Gerais avançar no detalhamento das grandes áreas indicadas como prioritárias para a conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais, medida necessária para a implantação de ações concretas de conservação no nível local.

LITERATURA CITADA

- Abreu, N.L. & Neto, L.M. 2006. Primeiro registro de ocorrência de *Pabstia* Garay (Orchidaceae) em Minas Gerais, Brasil. Resumos - XXIX Semana de Biologia e XII Mostra de Produção Científica – Universidade Federal de Minas Gerais.
- Aide, M.T. & Grau, H.R. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305: 1915-1916.
- Almeida, F.F.M. & Carneiro, C.D.R. 1998. Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências* 28(2):135-150.
- Anciães, M., & Marini, M. Â. 2000. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 1013–1028.
- Anderson, A.B. & Jenkins, C.N. 2006. *Applying Nature's Design: corridors as a strategy for biodiversity conservation*. Columbia University Press. New York. USA.
- Andrade, A. C. de & Vieira, M. L. 2003. Turismo e utilização dos recursos naturais em municípios mineiros da Serra da Mantiqueira. In: *Anais do 10º Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*. UERJ, Rio de Janeiro. 952-961.
- Araújo, M.B., Humphries, C.J., Densham, P.J., Lampinen, R., Hagemeyer, W. J. M., Mitchell-Jones, A. J., Gasc, J. P. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24: 103-110.
- Arruda, M.B. 2006. Corredores ecológicos no Brasil: o enfoque ecossistêmico na implantação da convenção da biodiversidade in Arruda, M.B. (org). *Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos*. Pp. 19-53. Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro do meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, DF. 472p.
- Ayres, J.M., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Queiroz, H.L., Pinto, L.P., Masterson, D., Cavalcanti, R.B. 2005. *Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá. Belém, PA. 256 p.
- Barros, L.C., Dutra, L.V., Macedo, D. R. 2007. Utilização de imagens espectrais de média resolução espacial na análise da expansão urbana do município de Betim (RMBH) por meio de modelo de mistura. In: *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 13. INPE. Florianópolis. p. 5099-5106.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, 86: 1988–1995.

- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F. & Goerck, J.M. 2006. Áreas importantes para conservação das aves no Brasil: parte I – estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasi.
- Benites, V. de M., Mendonça, E. de S., Schaefer, C. E. G. R. Novotny, E. H., Reis, E. L. & Ker, J. C. 2005. Properties of black soil humic acids from high altitude rocky complexes in Brazil. *Geoderma* 127: 104-113.
- Benites, V. M. 2001. Caracterização de solos e de substâncias húmicas em áreas de vegetação rupestre de altitude. Tese de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 71p.
- Benites, V. M., Caiafa, A. N., Mendonça, E. S., Schaefer, C. E. R. & Ker, J. C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Revista Floresta Ambiente* 10: 25–46.
- Bennett, A.F. 1998, 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 254 p.
- Bennett, G. & Wit, P. 2001. The development and application of ecological networks: a review of proposals, plans and programs. IUCN. Gland, Switzerland. 136 p.
- Bennett, G. 2004. Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.. 55 pp.
- Bier, P. & Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241-1252.
- Bierregaard Jr., R.O., Stouffer, P.C., 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests *in*: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp 138–155.
- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Santos, A.A. & Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42: 859-866.
- Botequilha Leitão, A. & Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59: 65-93.
- Botequilha Leitão, A.; Miller, j.; Ahern, J. & MacGarigal, K. 2006. *Measuring landscapes: a planner's handbook*. Island Press. Washington. 245p.
- BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Valença. Rio de Janeiro: IBGE ,1981. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Agullhas Negras. Rio de Janeiro: IBGE ,1974a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Aiuruoca. Rio de Janeiro: IBGE ,1975a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Alagoa. Rio de Janeiro: IBGE ,1974b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Arantina. Rio de Janeiro: IBGE ,1970a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Bias Fortes. Rio de Janeiro: IBGE ,1970b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Bom Jardim de Minas. Rio de Janeiro: IBGE ,1973a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Camanducaia. Rio de Janeiro: IBGE ,1970c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cambuí. Rio de Janeiro: IBGE ,1970d. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Campos do Jordão. Rio de Janeiro: IBGE ,1983b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Caxambu. Rio de Janeiro: IBGE ,1975b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Conceição do Rio Verde. Rio de Janeiro: IBGE ,1971a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Conceição dos Ouros. Rio de Janeiro: IBGE ,1971b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Delfim Moreira. Rio de Janeiro: IBGE ,1971c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ewbank Câmara. Rio de Janeiro: IBGE ,1970e. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Extrema. Rio de Janeiro: IBGE ,1970f. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Itajubá. Rio de Janeiro: IBGE ,1971c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Liberdade. Rio de Janeiro: IBGE ,1970g. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Lima Duarte. Rio de Janeiro: IBGE ,1975c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Lorena. Rio de Janeiro: IBGE ,1970h. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Monteiro Lobato. Rio de Janeiro: IBGE ,1973b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Munhoz. Rio de Janeiro: IBGE ,1970i. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Nossa Senhora do Amparo. Rio de Janeiro: IBGE ,1973c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Paraisópolis. Rio de Janeiro: IBGE ,1971d. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Passa Quatro. Rio de Janeiro: IBGE ,1974c. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pouso Alto. Rio de Janeiro: IBGE ,1974d. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Resende. Rio de Janeiro: IBGE ,1973d. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio Preto. Rio de Janeiro: IBGE ,1972a. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santa Bárbara do Monte Verde. Rio de Janeiro: IBGE ,1972b. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santa Rita do Jacutinga. Rio de Janeiro: IBGE ,1973e. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santa Rita do Sapucaí. Rio de Janeiro: IBGE ,1971e. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Santana do Garembeu. Rio de Janeiro: IBGE ,1970j. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. São Lourenço. Rio de Janeiro: IBGE ,1971f. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Tremembé. Rio de Janeiro: IBGE ,1974e. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Virgínia. Rio de Janeiro: IBGE ,1971g. Carta Topográfica. Escala 1:50.000.

- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro: IBGE, 1983a. Mapa exploratório de solos. Escala 1:1.000.000. Projeto Levantamento de Recursos Naturais (RADAM BRASIL), volume 32.
- Brooks, T., Fonseca, G.A.B. & Rodrigues, A.S.L. 2004. Species, data, and conservation planning. 2004. *Conservation Biology* 18: 1682-1688.
- Brown, K.S. & Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian Forest butterflies in: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp 138–155.
- Burnett, M. R., August P. V., Brown Jr. J. H. & Killingbeck, K. T. 1998. The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity – I. A Patch-Scale Perspective. *Conservation Biology* 12: 363-370.
- Caramaschi, U. & Cruz, C. A. G. 1999. Duas espécies novas do grupo de *Hyla polytaenia* Cope, 1870 do estado de Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu Nacional*. 403: p. 1-10.
- Carvalho, D.A., Oliveira-Filho, A.T., van den Berg, E., Fontes, M.A.L., Vilela, E.A., Marques, J.J.G.S.M, Carvalho, W.A.C. 2005. Variações florísticas do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaína de Minas, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 19:91-109.
- Carvalho, L.M.T., Clevers, J.G.O.W., Skidmore, A.K.& de Jong. S.M. 2004. Selection of imagery data and classifiers for mapping Brazilian semideciduous Atlantic forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 173–186
- Cases, M.A. & Ferreira, L.V. 2007. Produto 1: síntese das experiências de corredores no Brasil. Versão 3.2. Relatório técnico não publicado. Subprojeto Probio / Ibama “Elaboração de Roteiro Metodológico para a Gestão de Corredores Ecológicos no Brasil”. Museu Paraense Emílio Goeldi / Kanindé / Planamaz. 169 pp.
- Cases, M.O. 2006. Papel do planejamento nos corredores *in* Arruda, M.B (org). *Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos*. Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, DF. 472pp.
- Cases, M.O. 2007. Produto 2: análise comparativa das metodologias para a gestão de corredores ecológicos no Brasil. Versão 2.2. Relatório técnico não publicado. Subprojeto Probio / Ibama “Elaboração de Roteiro Metodológico para a Gestão de

- Corredores Ecológicos no Brasil". Museu Paraense Emílio Goeldi / Kanindé / Planamaz. 102 pp.
- Castellón, T.D. & Sieving, K.E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20: 135-145.
- Castro, E.B. & Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. & Spalding, M. (org). 2003. 2003 United Nations List of Protect Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 44p.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Christiansen, M.B. & Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80: 23- 32.
- Conservation International 2000. Workshop "Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação do Bioma Floresta Atlântica e Campos Sulinos". Atibaia-SP, 10 a 14 de agosto de 1999. Realização do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - PROBIO, Ministério do Meio Ambiente.
- Consórcio Museu Emílio Goeldi. 1999. Texto para o workshop de Janeiro 99. In: Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD. Projeto BRA/94/016. (Área Temática: Agricultura Sustentável). MPEG, USP-PROCAM, ATECH. São Paulo. 116p.
- Conti, J. B. 2001. Resgatando a “Fisiologia da Paisagem”. *Revista do Departamento de Geografia*, 14: 59-68.
- COPPE / UFRJ. 2000. Consolidação dos Estudos de Enquadramento dos Corpos D'Água em Classes de Uso. In: Projeto Preparatório para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Paraíba do Sul. Laboratório de Hidrologia, COPPE / UFRJ. MMA, SRH, CEIVAP, UNESCO.
- Corry, R.C. & Nassauer, J.I. 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72: 265-280.
- Costa, C.M.R. & Herrmann, G. 2006. Relatório técnico não publicado sobre a mastofauna para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.

- Costa, C.M.R., Herrmann, G.; Martins, C.S.; Lins, L.V & Lamas, I.R. (orgs). 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 94p.
- Costa, C.M.R., Herrmann, G.; Pinto, I.A. & Costa, P. A. de Moraes. 2006 (eds). Plano de Ação do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Valor Natural, Belo Horizonte. 64 p.
- Cowling, R., Knight, A.T., Faith, D.P., Ferrier, S., Lombard, A.T., Driver, A., Mathieu, R., Maze, K. & Desmet, P.G. 2004. Nature conservation requires more than a passion for species. *Conservation Biology* 18: 1674-1676.
- Cramstad, W.E., Olson, J.D. & Forman, R.T.T. 1996. Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning. Island Press. Washington, DC. 80 p.
- Crepani, E. & Medeiros, J.S. 2004. Imagens fotográficas derivadas de MNT do projeto SRTM para fotointerpretação na geologia, geomorfologia e pedologia. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). São José dos Campos, SP. Disponível em: http://www.dsr.inpe.br/dsr/simeao/Publicacoes/SRTM_Imagens.pdf. Acesso em: 12 jan. 2007.
- Crooks, K.R. & Sanjayan, M. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature in Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (eds). Connectivity conservation. *Conservation Biology* 14. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 712 p.
- Csuti, B. 1991. Conservation corridors: countering habitat fragmentation – Introduction in Hudson, W.E. (ed). *Landscapes linkages and biodiversity*. 81-90 pp. Island Press. Washington, DC.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Delgado, J. 2003. Principais problemas existentes na implementação das áreas de proteção ambiental: cenários e recomendações in Guaryassu, S.M. dos Santos (ed). 2003. *Gerenciamento de Áreas de Proteção Ambiental no Brasil* pp 42 – 53. Fundação O Boticário. Curitiba.
- Diamond, J.M. 1973. Distributional Ecology of New Guinea Birds : recent ecological and biogeographical theories can be tested on the bird communities of New Guinea. *Science*, 179: 759 – 769.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural preserves. *Biological Conservation*, 7:129-146.
- Diamond, J.M. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193: 1027-1029.

- Dinerstein, E. & Wikramanayake, D. 1993. Beyond "Hotspots": How to Prioritize Investments to Conserve Biodiversity in the Indo-Pacific Region. *Conservation Biology* 7: 53-65.
- DNOS – Departamento Nacional de Obras de Saneamento. Ortobacias Nível 4. Rio de Janeiro:DNOS,1989.Disponível em: [http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/ottobacias .asp](http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/ottobacias.asp)>. Acesso em 15 de junho de 2008.
- Dramstad, W.E.; Olson, J.D. & Forman, R.T.T. 1996. Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning. Island Press. Washington, DC. 80 p.
- Drummond, G.M.; Soares, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (orgs). 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Segunda edição. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 222 p.
- Eherlich, P.R. 1997. A perda da diversidade: causas e conseqüências. Páginas 27-35 em Wilson, E.O. (ed) Biodiversidade. Tradução da versão original de 1988. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ.
- Embrapa. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília. 412p.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34:487-515.
- Faith, D.P. & Walker, P.A. 2002. The role of trade-offs in biodiversity conservation planning: linking local management, regional planning and global conservation efforts. *J. Biosci.* 27: 393–407.
- Faith, D.P. 2003. Environmental diversity (ED) as surrogate information for species-level biodiversity. *Ecography* 26:374-379.
- Fearnside, P.M. & Ferraz, J. 1995. A Conservation Gap Analysis of Brazil's Amazonia Vegetation. *Conservation Biology* 9: 1134-1147.
- Feio, R.N., Oliveira, E.F. & Santos, J.T. 2008. Caracterização da Herpetofauna do Parque Estadual da Serra do Papagaio, com vistas à Elaboração do Plano de Manejo. Relatório Técnico não publicado para o Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.
- Feio, R.N., Oliveira, E.F., Dayrell, J.S. & Cassini, C.S. 2006. Relatório técnico não publicado sobre a herpetofauna para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.

- Ferraz, G., Russell, G.J. Stouffer, P.C., Bierregaard, Jr., R.O., Pimm, S.L., Lovejoy, T.E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. PNAS 100: 14069-14073.
- Forman, R. T. T. 1997. Land Mosaics – The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Reprinted. First published 1995. 631 p.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. BioScience 31:733-740.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape Ecology. Wiley, New York. 619p.
- França, G.F. & Stehmann, J.R. 2004. Composição florística e estrutura arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Botânica 27: 19-30.
- França, G.S. & Stehmann, J.R. 2004. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Botânica 27: 19-30.
- Franceschinelli, E.V., Vasconcelos, G.M.P., Landau, E.C., Ono, K.Y. & Santos, F.A.M. 2007. The genetic diversity of *Myrciaria floribunda* (Myrtaceae) in Atlantic Forest fragments of different sizes. Journal of Tropical Ecology 23: 361–367.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? Ecol. Applications 3: 202-205.
- Fundação João Pinheiro. 2003. Perfil Demográfico do Estado de Minas Gerais 2000. Belo Horizonte, MG. 111p.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000. Relatório final. São Paulo.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, R.J., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation 91:223-229.
- Gascon, C., Williamson, G.B., Fonseca, G.A.B. 2000. Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. Science 288:1356-13658.
- Gaston, K.J., Pressey, R.L. & Margules, C.R. 2002. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected áreas. J. Biosci. 27(4): 361-384.
- Geise, L., Pereira, L. G., Bossi, D. E. P. & Bergallo, H. G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64: 599-612.

- Gergel, S.E. & Turner, M.G. 2002. Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques. Springer_Verlag. New York.
- Gilpin, M. 1996. Metapopulation and wildlife conservation: approaches to modeling spatial structure in MacCullough, D.R (ed). Metapopulation and wildlife conservation. Island Press. Washington, DC. 429 pp.
- Gomes, M. M. 2005 Diagnóstico Sócio-Econômico do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Valor Natural. Belo Horizonte. Relatório técnico disponível no site www.valornatural.org.br.
- Governo do Estado de Minas Gerais/SEMAD/SETOP/IEF/DER-MG & Consórcio ERG-STCP. 2008. Plano de Gestão Ambiental da Área de Proteção Ambiental Fernão Dias.
- Guaryassu, S.M. dos Santos (ed). 2003. Gerenciamento de Áreas de Proteção Ambiental no Brasil. Fundação O Boticário. Curitiba. 144 pp.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. & Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. Ecology 84:609-615.
- Hall, O., Hay, G.J., Bouchard, A. & Marceau, D. 2004. Detecting dominant landscape objects through multiple scales; an integration of object-specific methods and watershed segmentation. Landscape Ecology 19: 59-76.
- Hanski, I., & Gaggiotti, O.E. 2004. Metapopulation biology: past, present, and future em I. Hanski & Gaggiotti, O.E. (eds). Ecology, genetics, and evolution of metapopulations. Elsevier, Amsterdam. PP 3-22.
- Harris, L.D. & Atkins, K. 1991. Faunal Movement Corridors in Florida in Hudson, W.E. (ed). Landscapes linkages and biodiversity. 117-134pp. Island Press. Washington, DC.
- Harris, L.D. 1984. The fragmented forest. Chicago: University of Chicago Press.
- Heluey, M. A & Salimena, F. R. G. 2001. Flora fanerogâmica associada aos campos encharcáveis do Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte, MG.. In: 52o. Congresso Nacional de Botânica, 2001, João Pessoa. Livro de resumos do 52o. Congresso Nacional de Botânica. João Pessoa : Gráfica JB, 2001. p. 251.
- Herrmann, G. 1999. Planejamento Regional da Mata Atlântica. Relatório Técnico do Projeto "Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos". Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. Disponível no site: www.conservation.org.br/ma
- Hess, G. R. 1994. Conservation Corridors and Contagious Disease: A Cautionary Note. Conservation Biology 8:256-262.

- Hess, G. R. & Fischer, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55: 195-208.
- Hilty, J.A., Lidicker Jr., W., Merenlender, A.M. 2006. *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press. Washington, D.C. 324 p.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23–29.
- Hott, M.C., Guimarães, M., Miranda, E.E. 2005. Um método para a determinação automática de áreas de preservação permanente em topos de morros para o Estado de São Paulo. *In Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Goiânia, Brasil. P 3061-3068.
- Huang, C., Kim, S., Altstatt, A., Townshend, P.D., Song, K., Tucker, C.J., Rodas, A.Y., Clay, R. & Musinsky, J. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas – a Landsat assessment. *Remote Sensing of Environment* 106: 460-466.
- IBGE – Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro, RJ. 92p.
- IBGE – Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1983. Resolução PR número 22 de 21 de Julho de 1983. Especificações e Normas Gerais para Levantamentos Geodésicos. Disponível em <ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/geodesia/pdf/bservico1602.pdf>.
- IBGE – Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. 2003. *Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes*. Volume 30. Rio de Janeiro, RJ. 93 p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. *Contagem da população: 2007*. Rio de Janeiro, RJ. 316p.
- IGA - Instituto de Geociências Aplicadas; CETEC - Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. *Mapa Geopolítico de Minas Gerais*. Belo Horizonte: IGA, 1994. Escala 1:1.500.000.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. SIG Queimadas. São José dos Campos: CPTEC, 2008. Disponível em < <http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas>>. Acesso em 20 de Abril de 2008.
- Joly, A.B. 1970. *Conheça a vegetação brasileira*. Editora Universidade de São Paulo e Editora Polígono, São Paulo, SP. 181 pp.

- Jongman, R.H.G. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- Justus, J. & Sarkar, S. 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *Journal of Bioscience* 27: 421-435.
- Kawakubo, F.S., Morato, R.G., Campos, K.C.C., Luchiari, A. & Ross, J.L.S. 2005. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Goiânia, Go. p. 2203-2210.
- Kenneth, F.D., Cullen, R. & Moran, E. 2003. Integrating Economics into priority setting and evaluation in conservation management. *Conservation Biology* 17: 93-103.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11:849-856.
- Landau, E.C. 2001. Corredores ecológicos como paradigma inovador para a conservação da diversidade biológica: estudo de caso na Mata Atlântica do Sul da Bahia. Dissertação de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, BH.
- Laps, R.R., Cordeiro, P.H.C., Kajiwara, D., Ribon, R., Rodrigues, A.A.F. & Uejima, A. 2003. Aves *in* Rambaldi, D.M., & Oliveira, D.A.S. (eds.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 153–181.
- Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr., Gascon, C., Didham, R.K., Smith, A.P., Lynam, A.J., Viana, V.M., Lovejoy, T.E., Sieving, K.E., Sites, J.W., Andersen, M., Tocher, M.D., Kramer, E.A., Restrepo, C. & Moritz, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline *in*: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp 138–155.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E. & D'Angelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS* 103: 19010-19014.

- Leite, Y.R.L. 2003. Evolution and systematics of the Atlantic tree rats, genus *Phyllomys* (Rodentia, Echimyidae), with description of two new species. University of California Publications in Zoology. Volume 132. University of California Press. Berkeley, USA. 118 p.
- Lewinsohn, T.M. & Prado, P.I. 2002. Biodiversidade brasileira. Síntese do estado atual do conhecimento. Editora Contexto, São Paulo, SP. 176p.
- Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press. Washington, USA. 328 p.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. & Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.
- Mace, M.G., Balmford, A., Boitani, L., Cowlshaw, G., Dobson, A.P., Faith, D.P., Gaston, K.J. *et al.* 2000. It's time to work together and stop duplicating conservation efforts. *Nature* 405: 393.
- Maillard, P. & Pinheiro Santos, N.A. 2008. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. *Journal of Environmental Management*, 86, 157-170.
- Malcolm, J.R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments *in*: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp 138–155.
- Maldonado-Coelho, M., & Marini, M. Â. 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biological Conservation* 116: 19–26.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. & Williams, P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosci.* 27 (4): 309-326.
- Marques, O. A. V.; Eterovic, A. & Sazima, I. 2001. *Serpentes da Mata Atlântica: Guia Ilustrado para a Serra do Mar*. Editora Holos. 184 p.

- Marques, R. M., Colas-Rosas, P. F., Toledo L. F. & Haddad, C. F. B. 2006. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus moreirae*: distribution extension. Check List 2: 68-69.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. Revista Brasileira de Botânica 30: 587-597.
- Martinelli, G., Bandeira, J. & Bragança, J.O. (1989) Campos de Altitude. Index, Rio de Janeiro.
- May, R.M. 1975. Island biogeography and the design of wildlife preserves. Nature, 254:177-178.
- McCullough, D.A (ed). 1996. Metapopulations and wildlife conservation. Island Press. Washington, DC. 429 p.
- Mcgarigal, K.; Cushman, S.A.; Neel, M. C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Programa de computador produzido pelos autores na Universidade de Massachusetts, Amherst. Disponível no site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McShane, T. 2003. The devil in the detail of biodiversity conservation. Conservation Biology 17: 1-3.
- Melo, C.N.M. & Salino, A. 2007. Pteridófitas em fragmentos florestais da APA Fernão Dias, Minas Gerais, Brasil. Rodriguésia 58:207-220.
- Melo, F.P., Dirzo, R., Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation 132: 50-60.
- Mendes Jr. L.O.; Antoniazzi, M.; Vieira, M.C.W & Susemihl, P. 1991. Relatório Mantiqueira. Frente em Defesa da Mantiqueira. São Paulo.
- Mesquita, R.C.G., Delamônica, P., Laurance, W.F. 1999. Effect surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. Biological Conservation 91: 129-134.
- Metzger, J.P. & Casatti, L. 2006. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. Biota Neotropica v6 (n2) - <http://www.biotaneotropica.org.br>. Publicado em 01/05/2006.
- Metzger, J.P. 2006 a. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Métodos se estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Cullen Jr, L.; Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (org.). 2ª. edição. Editora da Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

- Miller, K., Johnson, N. & Miranda, M. 1996. Bioregional Management: Implementing Biodiversity Goals in Practice. Framework discussion paper of IUCN World Conservation Congress. Montreal, Canada.
- Mineropar - Minerais do Paraná S/A. 2006. Glossário. Disponível no site www.mineropar.pr.gov.br (acesso em 10 de julho de 2008).
- Ministério das Minas e Energia. 1983. Projeto RADAM Brasil. Volume 32: levantamento de recursos naturais. Folhas SF 23/24 – Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro, RJ. 780 p.
- Ministério das Relações Exteriores, 2008. Portal da Convenção sobre Diversidade Biológica. Acesso em fevereiro de 2008. Site: www.cdb.gov.br/CDB.
- Ministério do Meio Ambiente, 2002. Avaliação e identificação de áreas de ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF. 404p.
- Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional & Fundação SOS Mata Atlântica, 2006. O Corredor Central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade. Brasília. 46p.
- Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional & Fundação SOS Mata Atlântica, 2006. O Corredor Central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade. Brasília. 46p.
- Ministério do Meio Ambiente, SBF, & PP-G7. 2007. Corredores Ecológicos: experiências em planejamento e implementação. Brasília, DF.
- Ministério do Meio Ambiente, SCA, IBAMA & PP-G7. 1998. Projeto Corredores Ecológicos. Brasília, DF.
- Ministério do Meio Ambiente, SCA, IBAMA & PP-G7. 2001. Projeto Corredores Ecológicos. Brasília, DF.
- Miranda, E.E. (Coord.). 2005. Brasil em relevo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 5 jan. 2007.
- Mittermeier, R.A., Myers, N. & Mittermeier, C.G. 1999. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX. 431p.
- Molnar, J., Marvier, M., & Kareiva, P. 2004. The sum is greater than the parts. Conservation Biology 18: 1670-1671.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Tree 10: 58-62.

- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 178-208.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nagendra, H.; Munroe, D.K.; Southworth, J. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use /land cover change. Introduction to the especial issue. *Agriculture Ecosystems & Environment* 101: 11-115.
- Nascimento, L. B. & Verdade, V. 2004. *Physalaemus jordanensis*. In: IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acessado em 14 de fevereiro 2008.
- Nascimento, M. C., Soares, V.O., Ribeiro, C.A.S., Silva, E. 2005. Delimitação automática de áreas de preservação permanente (APP) e identificação de conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Alegre. *In: Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Goiânia, Brasil. p. 2289-2296
- Nichols, W. F., Killingbeck, K. T. & August, P. V. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity – II. A landscape perspective. *Conservation Biology* 12: 371-379.
- Noss, R. F. 1996a. Conservation of Biodiversity at the Landscape Scale. Pages 574-589 in R. C. Szaro and D. W. Johnston, editors. *Biodiversity in Managed Landscapes*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Noss, R. F. 1999a. Is there a special conservation biology? *Ecography* 22: 113-122.
- Noss, R.F & Cooperrider, A.Y. 1994. *Saving Nature's Legacy*. Washington, D.C.: Island Press. 418 p.
- Noss, R.F. 1987. Corridors in Real Landscapes: A Reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1:159-164.
- Noss, R.F. 1991. *Landscape connectivity: different functions at different scales in Hudson, W.E. Landscape linkages and biodiversity*. Island Press. Washington, DC.
- Noss, R.F. 1996b. Ecosystems as conservation targets. *Tree* 11: 351.
- Noss, R.F. 1999b. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135-146.
- Oliveira Filho, A.T. & Fontes, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.

- Oliveira Filho, A.T., Carvalho, W.A.C., Machado, E.L.M., Higuchi, P., Appolinário, V., Castro, G.C., Silva, A.C., Santos, R.M., Borges, L.F., Corrêa, B.S., Alves, J. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 30: 149-161.
- Olmos, F. Sem data. O Complexo Serra dos Poncianos (São Francisco Xavier – Monte Verde): uma área prioritária para a conservação das aves na Mata Atlântica. Relatório técnico não publicado. Birdlife International – Brazil Programme. 16p.
- Pacheco, J.F. & Parrini, R. 2006. Relatório técnico não publicado sobre a avifauna para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Neto R. & Metzger, J.P. 2004. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape; *Biological Conservation* 124: 253-266.
- Peck, S. 1998. *Planning for Biodiversity: Issues and examples*. Island Press. USA. 222p.
- Pereira, I. M. 2005. Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais. Tese de doutorado. Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 261 p.
- Pires, F.R.S. 1996. Levantamento florístico e tipos vegetacionais do Parque Estadual do Ibitipoca, MG. Instituto Estadual de Florestas & Universidade Federal de Juiz de Fora. Relatório técnico. Programa Pró-Floresta II. Juiz de Fora, MG.
- Pressey, R.L. & Logan, V.S. 1998. Size of selection units for future reserves and its influence on actual vs targeted representation of features: a case study in western New South Wales. *Biological Conservation* 85: 305-319.
- Pressey, R.L. & Taffs, K.H. 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Pressey, R.L. 2004. Conservation planning and biodiversity: assembling the best data for the job. *Conservation Biology* 18: 1677-1681.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P., Margules, C.R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259-267.
- PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF. 2006. Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa dos Biomas Brasileiros – Bioma Mata Atlântica. Mapa digital escala 1:250.000. Ano base 2002. Brasília-DF.

- Redford, K.H., Coppolillo, P., Sanderson, E.W., Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Goves, E., Mace, G., Maginnis, S., Mittermeier, R.A., Noss, R., Olson, D., Robinson, J.G., Vedder, A. & Wright, M. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17: 116-131.
- Rezende, A. V.; Evangelista, A. R.; Curi, N. & Carvalho, M. M. 2000. Melhoramento de pastagens nativas por meio de introdução de gramíneas exóticas em áreas de Latossolo. *Pasturas Tropicales, Cali*, v. 22: 9-13.
- Ribeiro, K. T. 2002. Estrutura, Dinâmica e Biogeografia das Ilhas de Vegetação Rupícola no Planalto do Itatiaia, RJ. Tese de Doutorado. Depto Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil. 117p.
- Ribeiro, K.O. 2005. Caracterização Institucional do Corredor Ecológico da Mantiqueira. Valor Natural. Belo Horizonte. Relatório técnico disponível no site www.valornatural.org.br.
- Ribeiro, K.T., Medina, B.M.O. & Scarano, F.R. 2007. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30:659-666.
- Ribon, R., Simon, J.E. & Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Ricketts, T. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158:87-99.
- Riitters, K. H.; O'Neill, R. V.; Hunsaker, C. T.; Wickham, J. D.; Yankee, D. H. Timmins, S. P. ; Jones, K. B. & Jackson, B. L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10:23-39.
- Rizzini, C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. V. 2. Editora Hucitec. São Paulo, SP. 374 p.
- Rodrigues, A.F. 2003. Os sertões proibidos da Mantiqueira: desbravamento, ocupação da terra e as observações do governador dom Rodrigo José de Meneses. *Revista Brasileira de História* 23 (46): 253-270. São Paulo.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D. C., Fonseca, G.A. B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E. & Yan, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* (428): 640-643.
- Ross, J.L.S. 1996. Geomorfologia: ambiente e planejamento. 3. ed. Editora Contexto. São Paulo, SP. 85p.

- Salimena, F. R.; Viana, P. L. & Moreira, F. 2006. Relatório técnico não publicado sobre o as formações campestres para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.
- Sanderson, E.W., Malanding, J., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Olmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52: 891-904.
- Sanderson, J. & Harris, L. D. (Eds.). 2000. *Landscape Ecology: a Top-Down Approach*. Landscape Ecology Series. Lewis Publishers. USA.. 243p.
- Sanderson, J., Fonseca, G.A.B., Galindo-Leal, C., Alger, K., Inchausty, V.H., Morrison, K. & Rylands, A. 2006. Escaping the minimalist trap: design and implementation of large-scale biodiversity corridors in Crooks & Sanjayan. *Connectivity conservation. Conservation Biology* 14., pp 620-648. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Santos, T. C. C. e Câmara, J. B. D. (orgs). 2002. *GEO Brasil 2002 – Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*. 447 p.
- Sarkar, S. & Margules, C. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *J. Biosci.* 27: 299-308.
- Sarkar, S., Aggarwal, A., Garson, J., Margules, C.R., Zeidler, J. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *J. Biosci.* 27:339-346.
- Sarkar, S., Justus, J., Fuller, T., Kelley, C., Garson, J., Mayfield, M. 2005. Effectiveness of Environmental Surrogates for the Selection of Conservation Area Networks. *Conservation Biology* 19: 815–825.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:19-32.
- Scaramuzza, C.A.M., Machado, R.B., Rodrigues, S.T., Ramos Neto, M.B., Pinagé, E.R. & Diniz Filho, J.A.F. 2005. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. *In* Ferreira, L.G. (Ed). *Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: prioridades, estratégias e perspectivas*. Goiânia. 192 p. (no prelo).
- Scarano, F.R. 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Schaefer, C. 2006. Relatório técnico não publicado sobre o meio físico para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte.

- Schreiber, K.F. 1990. The history of landscape ecology in Europe. In Zonneveld, I.S. & Forman, R.T.T. (eds). *Changing landscapes: an ecological perspective*, pp 31-33. Springer-Verlag, New York, USA.
- Scolforo, J.R. & Carvalho, L.M.T (Eds). 2006. *Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais*. Lavras: UFLA, 288 p.
- Scolforo, J.R., Oliveira, D., Davide, A.C., Mello, J.M., Acerbi juniot, F.W. Sem data. Manejo sustentado da candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish e *Eremanthus incanus* (Less.) Less.). Relatório técnico não publicado. Projeto em parceria do Ministério do Meio Ambiente, Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciências Florestais e Fundação de Apoio ao Ensino Pesquisa e Extensão. 371 p.
- Scott, J.M. 1995. Representative biological reserve system for the United States? *Society for Conservation Biology Newsletter* 6:1-9.
- Scott, J.M., Davis, F.W., McGhie, R.G., Wright., R.G., Groves, C. & Estes, J. 2001. Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11: 999–1007.
- Shimabukuro, Y.E. & Smith, J.A. 1991. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 29: 16-20.
- Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D. 1993. *Method in ecology: strategies for conservation*. Cambridge University Press, New York, USA. 330 p.
- Silva, L.V.C. & Maciel, G.M. 2006. Relatório técnico não publicado sobre o as formações florestais para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Ibitipoca - Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. *Valor Natural*. Belo Horizonte.
- Silva, L.V.C. 2005. Caracterização das tipologias vegetais no Corredor Ecológico da Mantiqueira. Relatório técnico não publicado. *Valor natural*. Belo Horizonte, MG.
- Silva, L.V.C., Viana, P.L. & Mota, N.F.O. 2008. Diagnóstico Cobertura Vegetal. Relatório técnico não publicado para o Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. *Valor Natural*. Belo Horizonte.
- Simas, F. N. B., Schaefer, C. E.G.R., Fernandes Filho, E. I., Chagas, A. C. & Brandão, P. C. 2005. Chemistry, minedrenogy and micropedology of highland soils on crystalline rocks of Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. *Geoderma*, 125: 187–201.
- Simberloff, D. & Abele, L.G. 1976. Island Biogeography theory and conservation practice. *Science* 191:285-286.

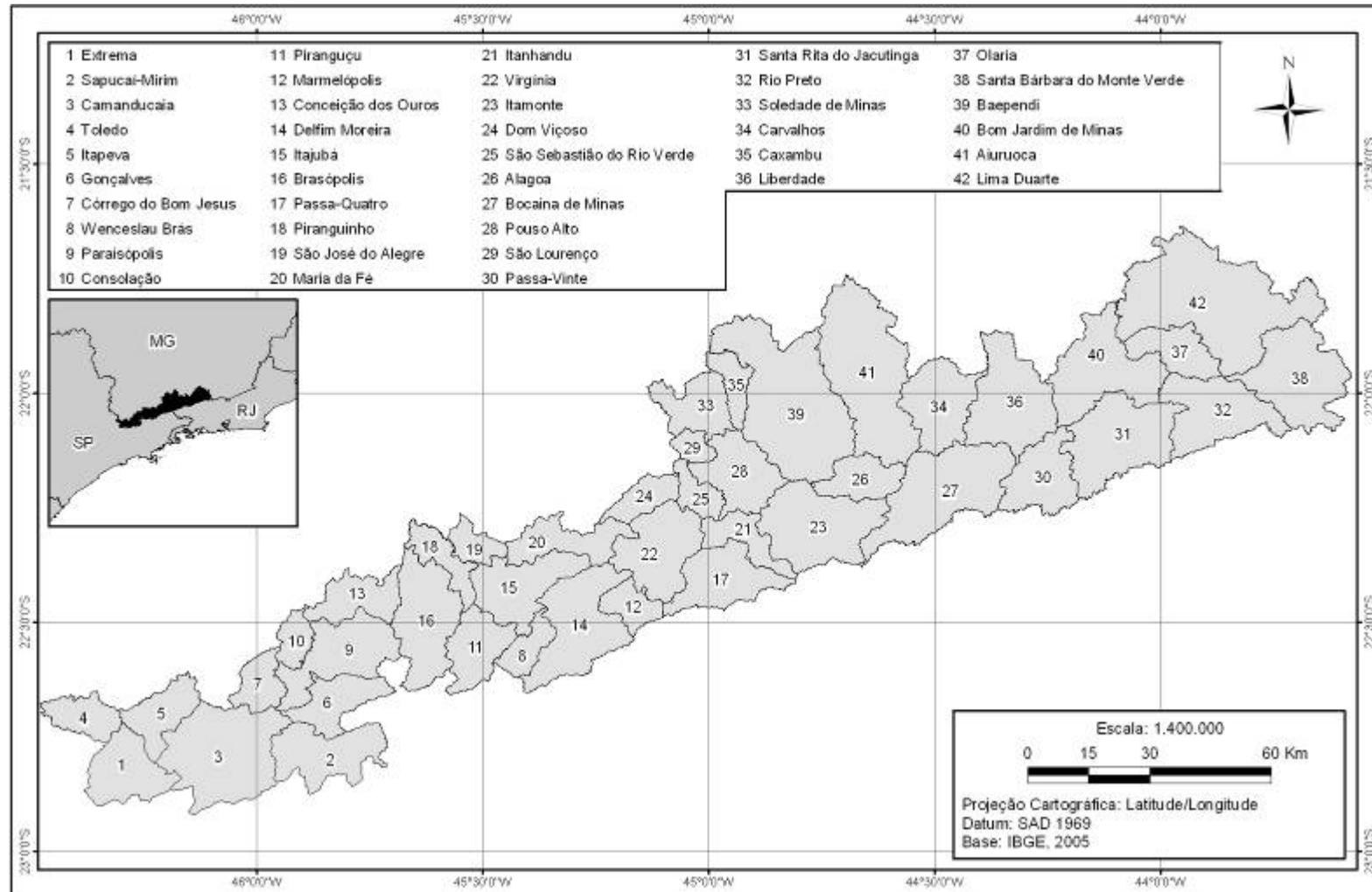
- Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of ecology and Systematics* 9:473-511
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J., Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*: 6: 493-504
- Sivelli, F.R. 2007. Proposta de criação de uma unidade de conservação de proteção integral na Serra da Mantiqueira (São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro). Documento técnico não publicado. IBAMA. Núcleo de Unidades de Conservação. Superintendência Regional de São Paulo. 61p.
- Soulé, M.E. & Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35:19-40.
- Soulé, M.E. (ed.). 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Spörl, C., Ross, J.L. 2004. Análise Comparativa da Fragilidade Ambiental com Aplicação de Três Modelos. *GEOUSP*, Nº 15, pp.39-49.
- Stevens, S.M. & Husband, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8.
- Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13, 1416–1423.
- Strier, K.B. 2000. Population Viabilities and Conservation Implications for Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 903-91.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, c. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in montane Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119-127.
- Taylor, P.D., Fahrig, L. & With, K.A. 2006. *Landscape connectivity: a return to the basics in Crooks & Sanjayan, M. Connectivity conservation. Conservation Biology* 14. Cambridge University Press. New York, USA. 712 p.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience* 24: 715-722.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193: 1029-1030.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19.
- Torres, R.B., Santos, F.A., Stehmann, J.R. 2007. Estudos florísticos e fitossociológicos em fragmentos florestais da bacia do rio Camanducaia (MG). Relatório técnico não

- publicado para o projeto “Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais na APA Fernão Dias”, executado pelo Departamento de Botânica da UFMG/Fundep e financiado pelo Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF).
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O’Neill, R.V. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer Science+Business Media, Inc. New York, 404 p.
- Turner, M.G.; Gardner, R.H.; O’Neill, R. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer Science+Business Media, Inc. USA. 404 p.
- USGS – United States Geological Survey. 2005. Shuttle Radar Topography Mission – SRTM. [S.l.: s.n.],. Disponível em: <http://srtm.usgs.gov>. Acesso em: 2 fev. 2007.
- Valor Natural. 2006. Encarte 1 – Diagnóstico do Parque Estadual do Ibitipoca. Relatório técnico não publicado produzido para o Plano de manejo do Parque Estadual do Ibitipoca. Instituto Estadual de Florestas, Belo Horizonte, MG. 94 p.
- Valor Natural. 2008. Diagnóstico do Parque Estadual da Serra do Papagaio. Relatório técnico parcial não publicado para o Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Valor Natural. Belo Horizonte, MG.
- Vasconcelos, M.A. & D’Angelo Neto, S. 2008. Avifauna. Relatório técnico não publicado com o primeiro levantamento da avifauna das florestas de Araucária e ambientes adjacentes ocorrentes no extremo Sul de Minas Gerais para o projeto “Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais na APA Fernão Dias”, executado pelo Departamento de Botânica da UFMG/Fundep e financiado pelo Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF).
- Vasconcelos, M.F. 2001. Estudo biogeográfico da avifauna campestre dos topos de montanha do Sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Belo Horizonte. 127p.
- Vasconcelos, M.F. 2008. Aves registradas na Serra do Papagaio, município de Aiuruoca, Minas Gerais. *Atualidades Ornitológicas* 142:6-7 (www.ao.com.br).
- Vashchenko, Y., Favaretto, N., Biondi, D. 2007. Fragilidade Ambiental nos Picos Camacã, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. *FLORESTA*, Curitiba, PR, v. 37, n. 2.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema Universal. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, RJ. 124 p.

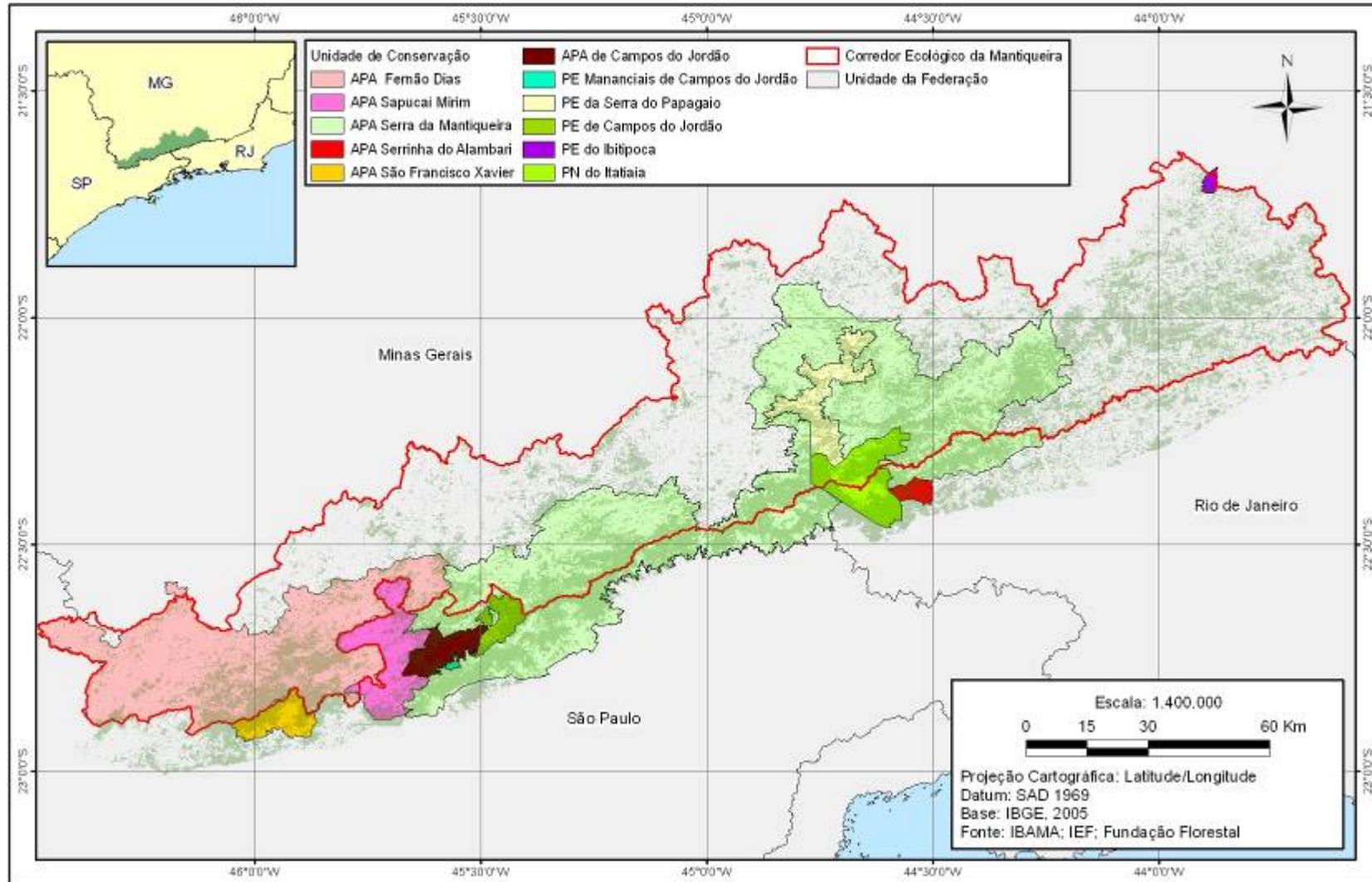
- Vieira, M.V., Faria, D.M., Fernandez, F.A.S., Ferrari, S.F., Freitas, S.R., Gaspar, D.A., Moura, R.T., Olifiers, N., Oliveira, P.P., Pardini, R., Pires, A.S., Ravetta, A., Mello, M.A.R., Ruiz, C.R & Setz, E.Z.F. 2003. Mamíferos *in* Rambaldi, D.M., & Oliveira, D.A.S. (eds.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 125–151.
- Weber, L. N.; Procaci, L. S.; Salles, R. O. L.; Silva, S. P.; Corrêa, A. L. & Carvalho-e-Silva, S. P. 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus moreirae*: Distribution extension. Check list, 3: 346-347.
- Webster, G.L. 1995. The panorama of neotropical cloud forests. Pp. 53-77 in Churchill, S.P., Balslev, H., Forero, E. & Luteyn, J.L. (eds). Biodiversity and conservation of neotropical montane forests: proceedings of neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium. The New York Botanical Garden, New York, USA.
- Wessels, K.J., Freitag, S. & Van Jaarsveld, A.S. 1999. The use of land facets as biodiversity surrogates during reserve selection at local scale. Biological Conservation 89: 21-38.
- Whately, M. & Cunha, P. 2007. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental. São Paulo. 67 p.
- Whitcomb, R.F.; Lynch, J.F.; Opler, P.A. & Robbins, C.S. 1976. Island Biogeography and conservation: strategy and limitations. Science, 193: 1030-1332.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss *in*: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds.), Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp 3-12.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson A.P. 1986. Habitat fragmentation in temperate zone. In Conservation Biology, Soulé M.E. (ed). Sunderland, MA. Pp 237-56.
- Williams, P.H., Margules, C.R. & Hilbert, D.W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. J. Biosci. 27: 327-338.
- Willis, E.O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island Panama. Ecological Monographs, 44: 153-169.
- Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. Landscape Ecology 19: 125-138.
- Zonneveld, I.S. 1990. Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. In Zonneveld, I.S. & Forman, R.T.T. (eds). Changing Landscapes: an ecological perspective, pp1-20. Springer-Verlag, New York, USA.

ANEXOS

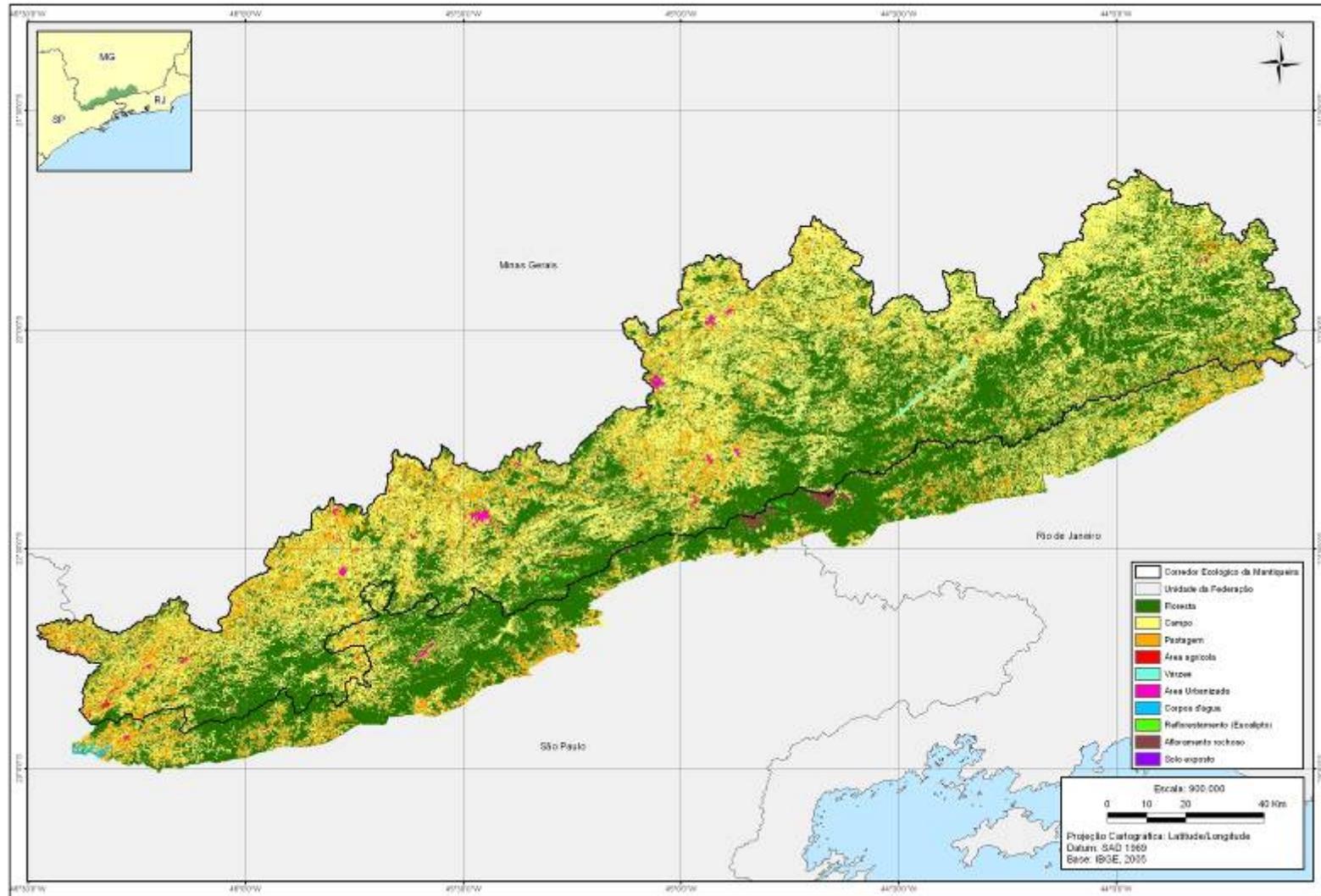
Anexo 1 - Municípios do Corredor Ecológico da Mantiqueira



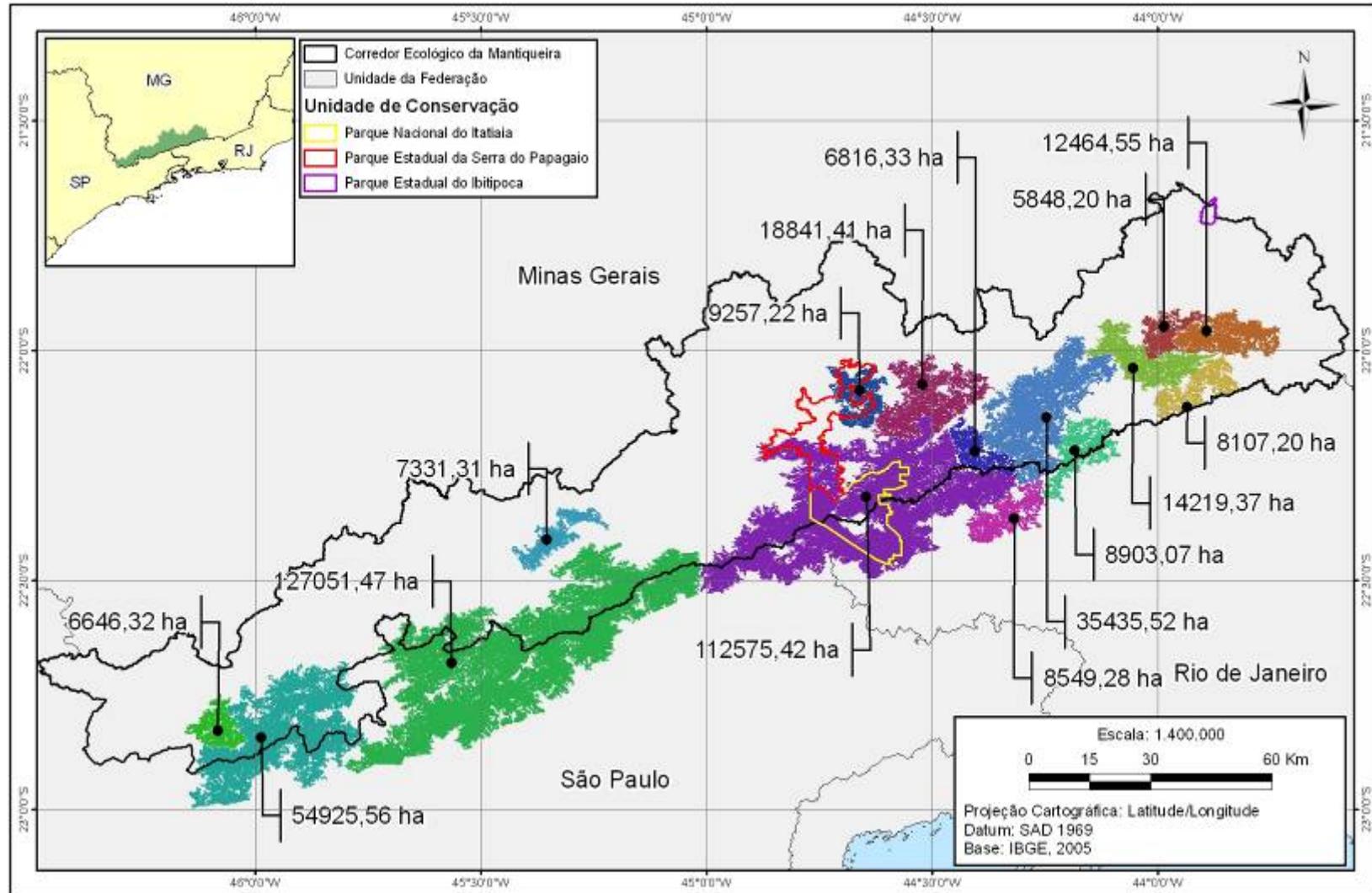
Anexo 2 - Unidades de conservação localizadas na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira



Anexo 3 - Cobertura e uso do solo na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira



Anexo 4 - 15 maiores fragmentos florestais individualizados na região do Corredor Ecológico da Mantiqueira



Anexo 5 - Cobertura florestal por município do Corredor Ecológico da Mantiqueira segundo diferentes mapeamentos da cobertura florestal.

Bases utilizadas na comparação:

- ‘Estudo’ = mapeamento elaborado para o presente estudo.
- ‘IEF’ = mapa da cobertura vegetal remanescente do Estado de Minas Gerais realizado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Scolforo & Carvalho 2006).
- ‘SOS’ = Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica / INPE (2002).
- ‘Probio’ = mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente desenvolvido pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica e instituições parceiras (PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF, 2006).

Nos mapeamentos que separam a classe mata em diferentes tipologias florestais (IEF e Probio) as diferentes tipologias florestais foram agrupadas numa única classe

Município	Área total (ha)	Estudo		IEF		SOS		Probio	
		Área de Mata (ha)	% Mata						
Aiuruoca	64776,69	21072,96	32,53	21.858,00	33,65	9.281,34	14,29	10.535,94	16,27
Alagoa	16148,60	8770,95	54,31	8.523,00	52,77	2.910,51	18,02	4.838,76	29,96
Baependi	75027,14	24960,78	33,27	22.960,00	30,57	9.911,61	13,20	12.598,47	16,79
Bocaina de Minas	50095,16	35392,23	70,65	27.660,00	55,22	18.373,68	36,68	25.864,74	51,63
Bom Jardim de Minas	39444,77	17831,52	45,21	17.474,00	44,23	9.289,26	23,51	10.016,55	25,39
Brasópolis	36081,69	11290,14	31,29	7.861,00	21,79	2.999,61	8,31	12.080,25	33,48
Camanducaia	52712,11	25341,03	48,07	18.741,00	35,55	7.472,07	14,27	31.419,63	59,61
Carvalhos	28200,05	11340,00	40,21	7.111,00	25,20	3.171,15	11,24	5.634,99	19,98
Caxambu	9995,93	2037,15	20,38	1.246,00	12,45	882,72	8,82	1.038,51	10,39
Conceição dos Ouros	18217,88	4185,63	22,98	3.558,00	19,49	2.379,24	13,03	4.858,02	26,67
Consolação	8579,86	1457,28	16,98	607,00	7,07	454,86	5,30	1.950,57	22,73
Córrego do Bom Jesus	12277,07	2762,28	22,50	1.571,00	12,77	391,32	3,18	3.657,51	29,79
Delfim Moreira	40783,38	25644,06	62,88	22.778,00	55,85	12.326,94	30,23	31.993,56	78,45
Dom Viçoso	9995,93	2037,15	20,38	2.550,00	22,55	1.391,58	12,30	5.185,26	51,87
Extrema	24265,16	6488,82	26,74	3.997,00	16,44	3.922,74	16,14	7.400,97	30,50

Gonçalves	18906,84	8262,27	43,70	5.886,00	31,13	4.092,12	21,64	7.190,64	38,03
Itajubá	29029,70	10231,11	35,24	7.779,00	26,80	3.782,25	13,03	12.266,01	42,25
Itamonte	43023,25	26692,83	62,04	25.662,00	59,65	17.564,13	40,82	21.461,40	49,88
Itanhandu	14370,92	4576,32	31,84	4.148,00	28,86	2.837,88	19,75	3.395,16	23,63
Itapeva	17754,75	3881,97	21,86	2.229,00	12,52	1.325,43	7,45	5.894,37	33,20
Liberdade	40144,31	16117,74	40,15	13.929,00	34,65	6.907,05	17,18	8.288,10	20,65
Lima Duarte	84738,04	30101,58	35,52	26.814,00	31,63	12.705,12	15,01	14.741,28	17,40
Maria da Fé	20314,51	8430,30	41,50	6.266,00	30,75	1.779,66	8,73	12.087,81	59,50
Marmelópolis	10774,89	5568,39	51,68	3.371,00	31,28	2.243,07	20,82	6.050,70	56,16
Olaria	17833,14	9438,12	52,92	6.072,00	34,05	4.528,98	25,40	4.917,33	27,57
Paraisópolis	33150,80	7478,82	22,56	5.631,00	16,99	2.399,40	7,24	9.826,11	29,64
Passa Quatro	27641,97	14549,13	52,63	9.547,00	34,54	6.916,95	25,02	13.931,01	50,40
Passa Vinte	24551,47	17919,90	72,99	14.010,00	57,07	8.719,83	35,52	13.653,27	55,61
Piranguçu	20646,45	9249,30	44,80	6.898,00	33,41	3.329,64	16,13	11.772,99	57,02
Piranguinho	12962,33	2251,53	17,37	1.734,00	13,33	457,38	3,52	1.907,55	14,72
Pouso Alto	26113,05	6703,56	25,67	6.564,00	25,14	2.852,10	10,92	4.560,12	17,46
Rio Preto	34679,40	20318,94	58,59	14.134,00	40,76	8.965,17	25,86	13.188,69	38,03
Santa Bárbara do Monte Verde	41534,68	21265,38	51,20	14.099,00	33,88	11.766,87	28,28	18.757,80	45,16
Santa Rita do Jacutinga	43740,38	25927,11	59,28	14.134,00	40,76	12.136,23	27,75	17.549,10	40,12
São José do Alegre	8861,03	1653,30	18,66	1.338,00	15,01	288,18	3,23	1.653,30	18,66
São Lourenço	5678,00	1325,79	23,35	1.026,00	18,01	224,28	3,94	1.424,70	25,09
São Sebastião do Rio Verde	9168,03	1854,18	20,22	1.602,00	17,44	972,00	10,58	2.425,77	26,46
Sapucai-Mirim	28477,52	18862,20	66,24	12.281,00	43,13	9.037,44	31,74	19.312,38	67,82
Soledade de Minas	19597,15	4014,81	20,49	2.492,00	12,67	1.094,40	5,56	4.648,14	23,72
Toledo	13535,49	2689,11	19,87	1.265,00	9,29	879,84	6,60	3.810,51	28,15
Virgínia	32599,38	12723,57	39,03	8.846,00	27,13	2.647,62	8,12	16.323,03	50,07
Wenceslau Brás	10191,69	4144,41	40,66	3.399,00	33,35	849,69	8,34	6.002,55	58,90

Anexo 6 – Cobertura florestal por município nas quatro bases analisadas

Bases utilizadas:

‘Estudo’ = mapeamento elaborado para o presente estudo.

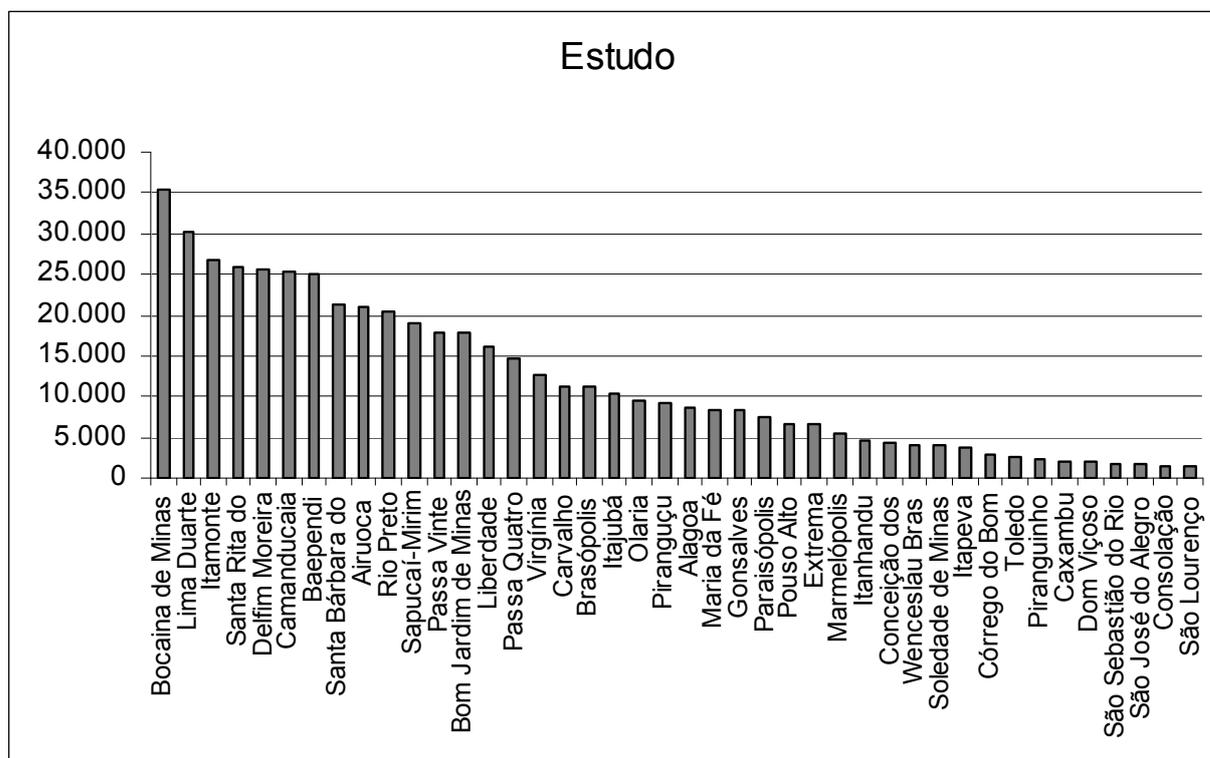
‘IEF’ = mapa da cobertura vegetal remanescente do Estado de Minas Gerais realizado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Scolforo & Carvalho 2006).

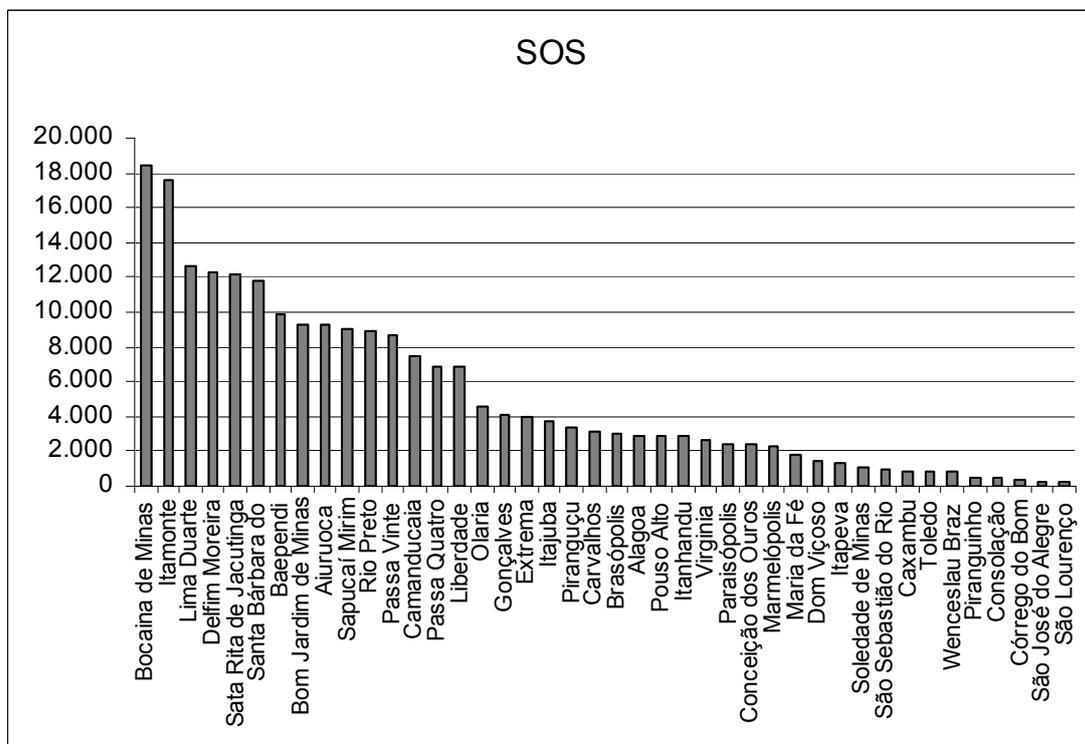
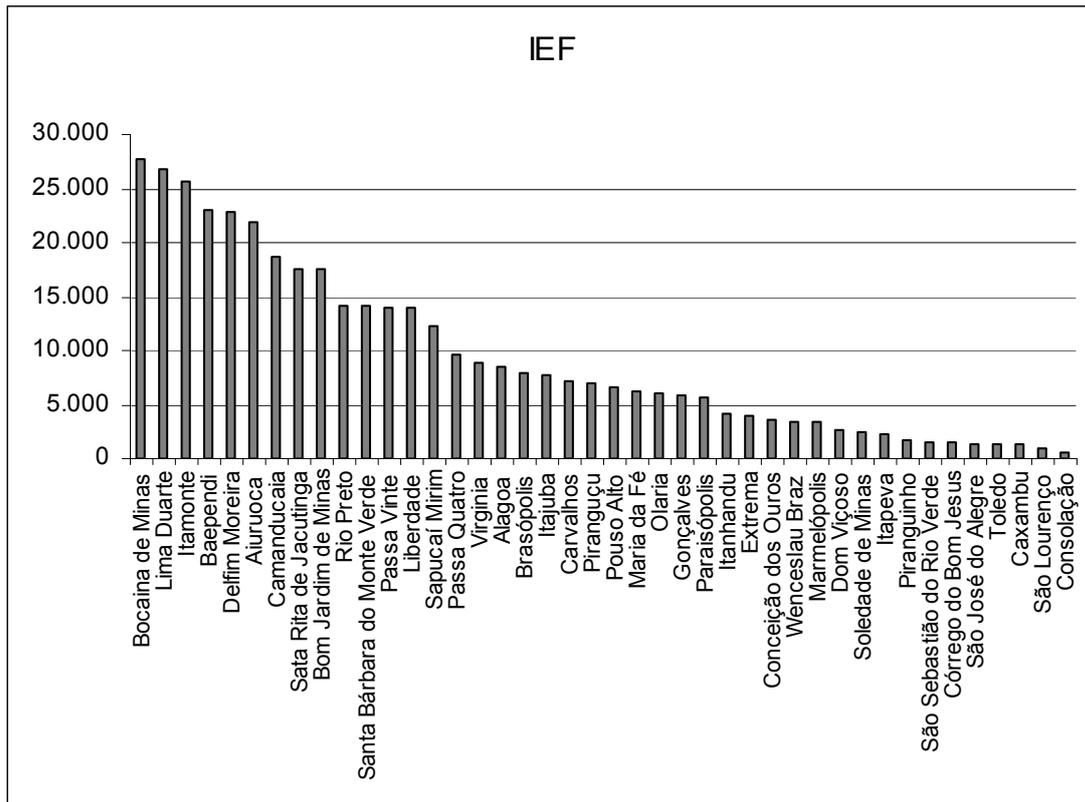
‘SOS’ = Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica / INPE (2002).

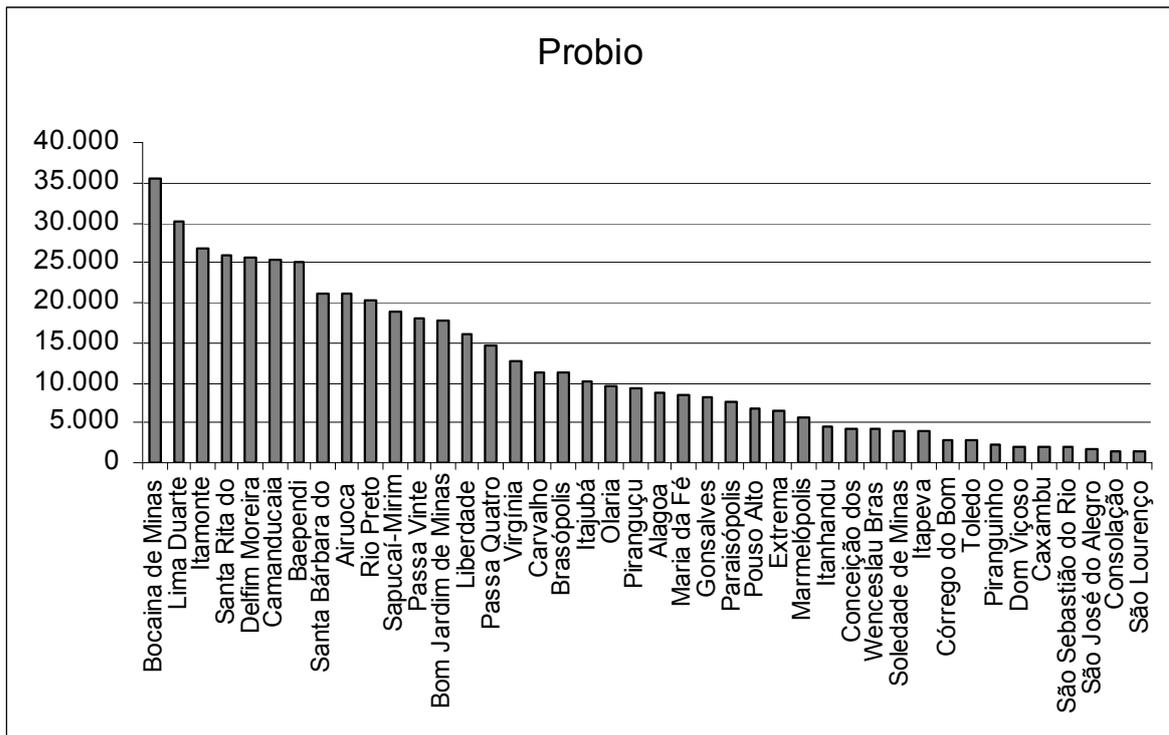
‘Probio’ = mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente desenvolvido pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica e instituições parceiras (PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF, 2006).

Nos dois mapeamentos que separam a classe mata em diferentes tipologias florestais (IEF e Probio) as diferentes tipologias florestais foram agrupadas numa única classe.

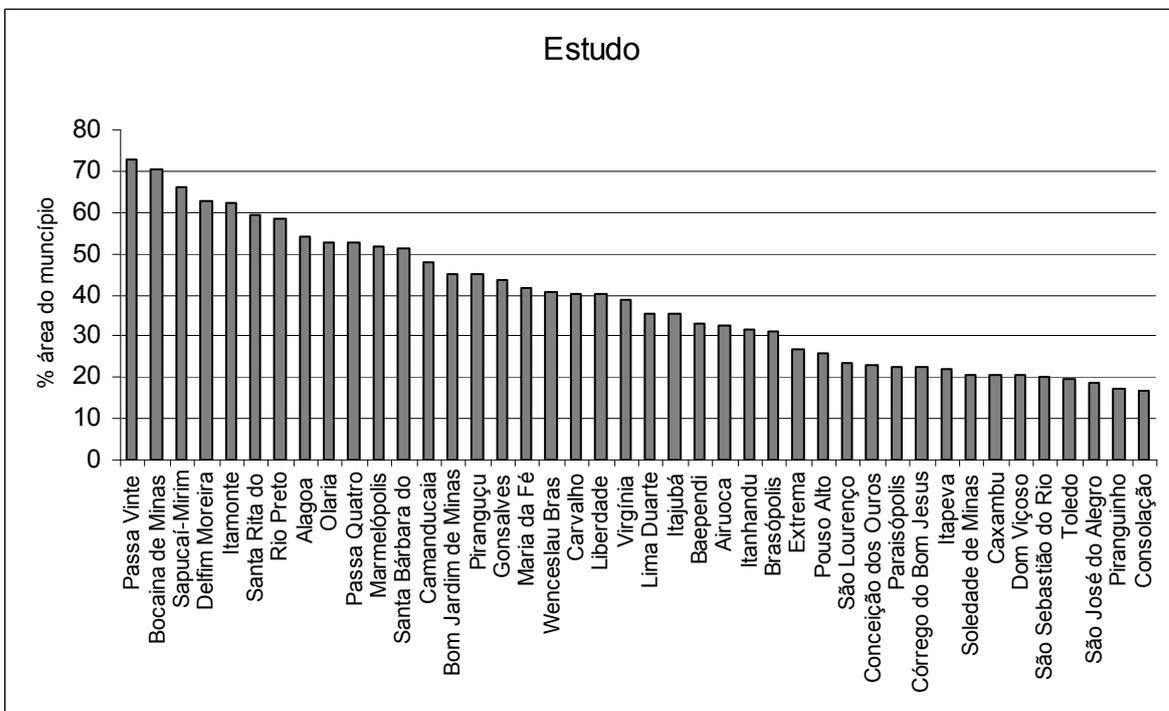
1) Área total (em ha) da cobertura florestal remanescente de cada município do Corredor Ecológico da Mantiqueira, segundo as diferentes bases:

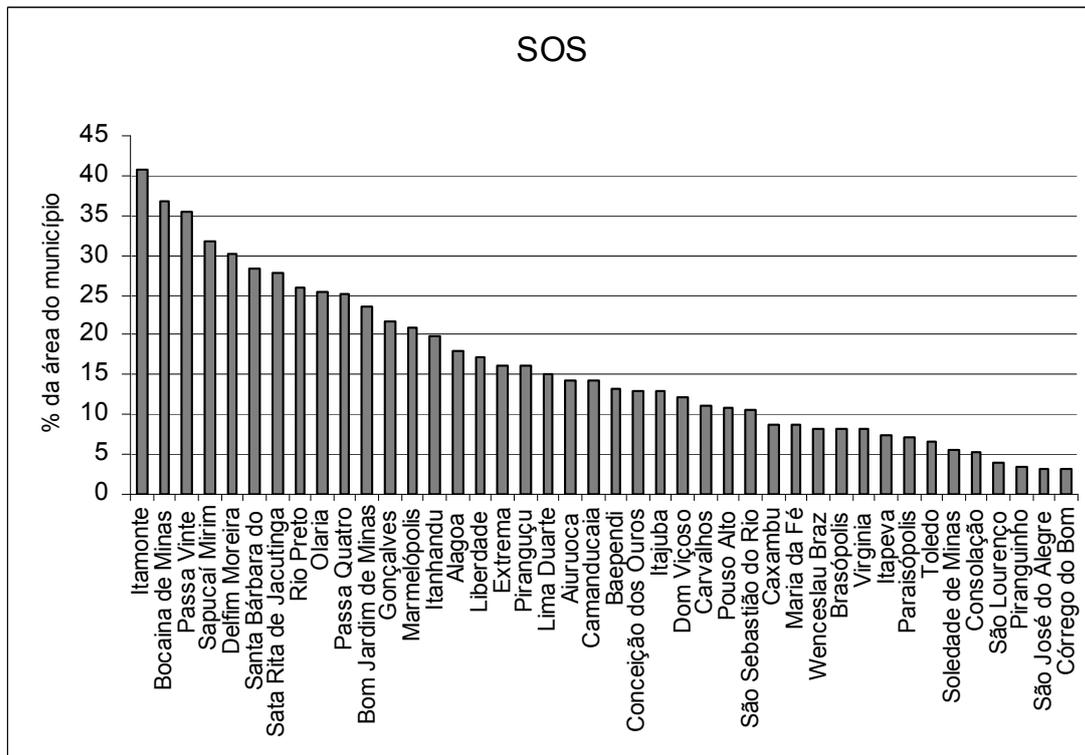
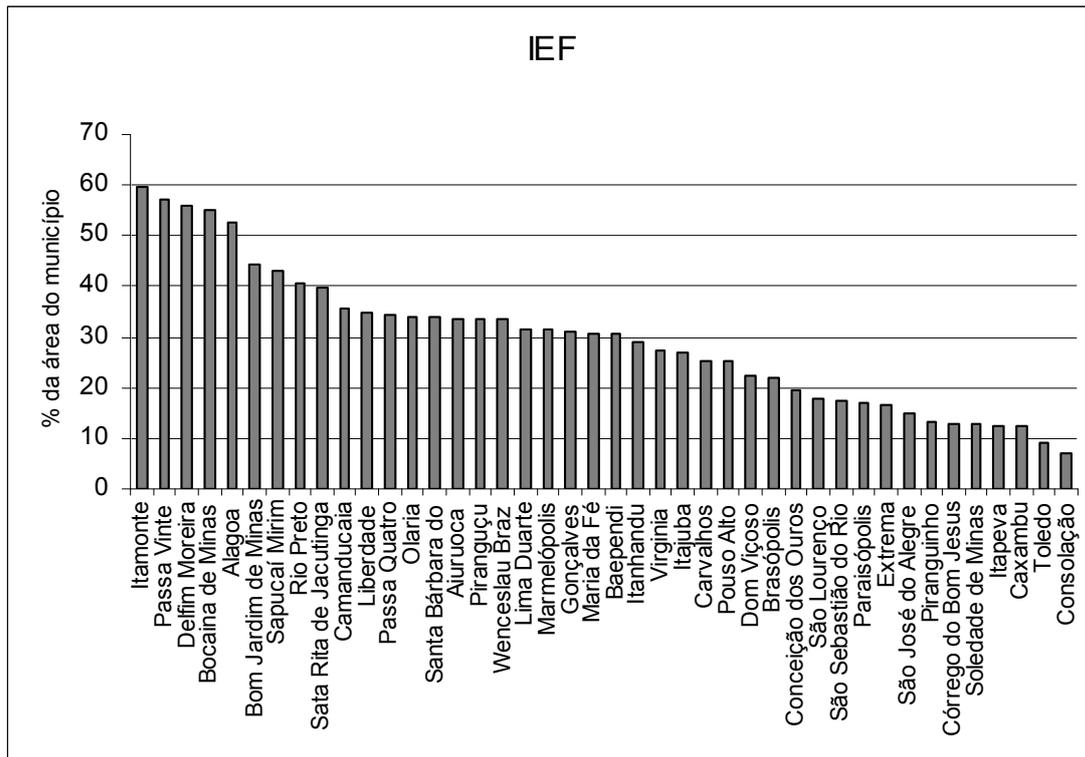


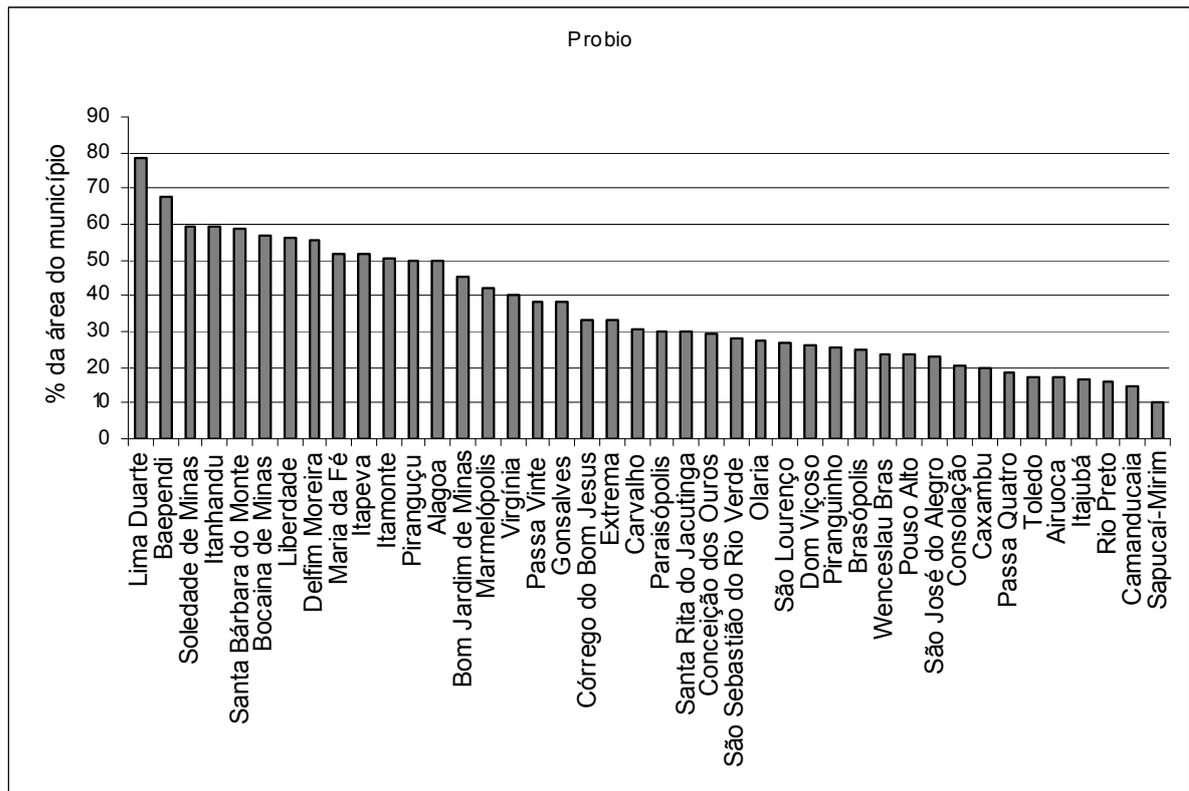




2) Porcentagem da área de cada município do Corredor Ecológico da Mantiqueira coberta por florestal nativa, segundo as diferentes bases:







Anexo 7 – Comparação entre tamanho médio e variância da área dos remanescentes das quatro bases em quatro classes de tamanho

Bases utilizadas:

‘Estudo’ = mapeamento elaborado para o presente estudo.

‘IEF’ = mapa da cobertura vegetal remanescente do Estado de Minas Gerais realizado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Scolforo & Carvalho 2006).

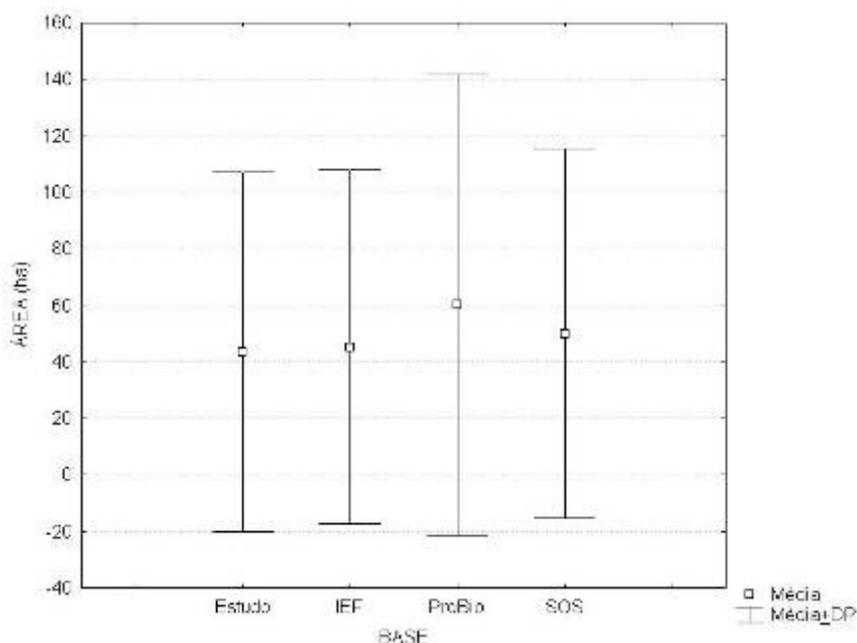
‘SOS’ = Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica / INPE (2002).

‘ProBio’ = mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente desenvolvido pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica e instituições parceiras (PROBIO/MMA/UFRJ/IESB/UFF, 2006).

Nos dois mapeamentos que separam a classe mata em diferentes tipologias florestais (IEF e ProBio) as diferentes tipologias florestais foram agrupadas numa única classe.

Classes de tamanho:

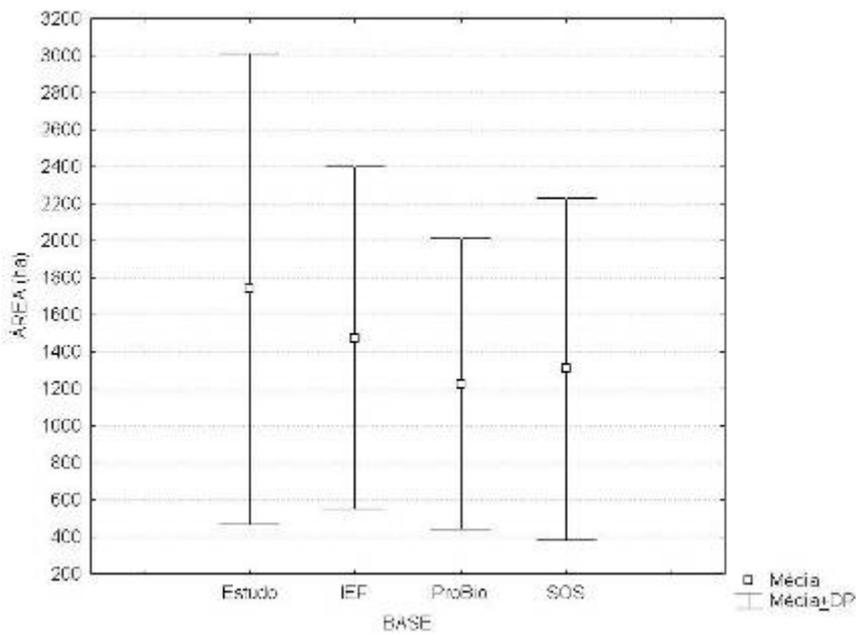
- Pequeno – fragmentos de 10 a 500 ha
- Médio – fragmentos de 500 a 5.000 ha
- Grande – fragmentos de 5.000 até 20.000
- Muito grande – fragmentos acima de 20.000



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 10 a 500 ha nas bases ‘Estudo’, ‘IEF’, ‘ProBio’ e ‘SOS’. Teste de Levene F: 3,8437 P < 0,001 N = 8.441

Tamanho médio e desvio padrão dos fragmentos na classe de 10 a 500 ha

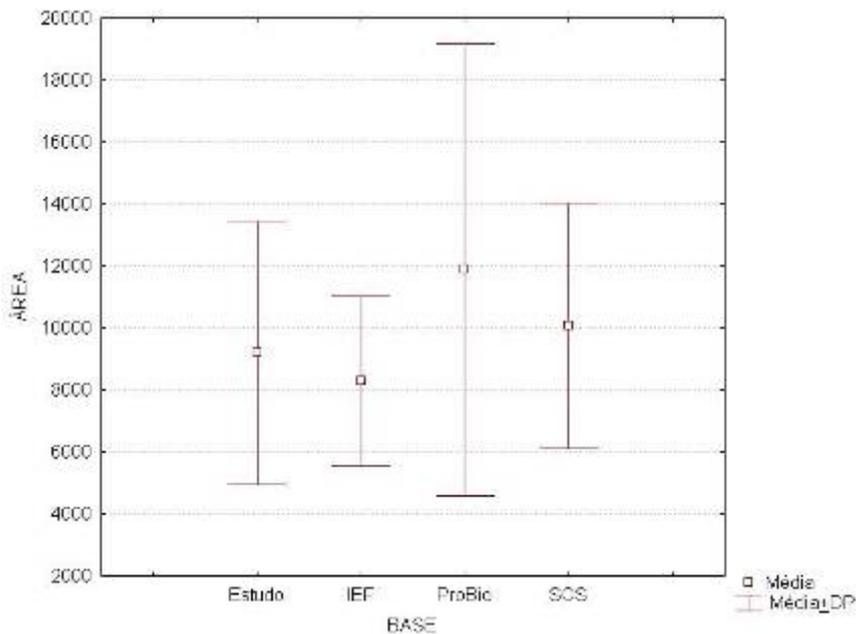
Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	2.357	43,47	63,60
IEF	2.379	45,26	62,72
ProBio	1.449	60,08	81,64
SOS	2.256	50,04	65,55



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 500 a 5.000 nas bases 'Estudo', 'IEF', 'ProBio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 3,204 P < 0,001 N = 208

Tamanho médio e desvio padrão dos fragmentos na classe de 500 a 5.000 ha

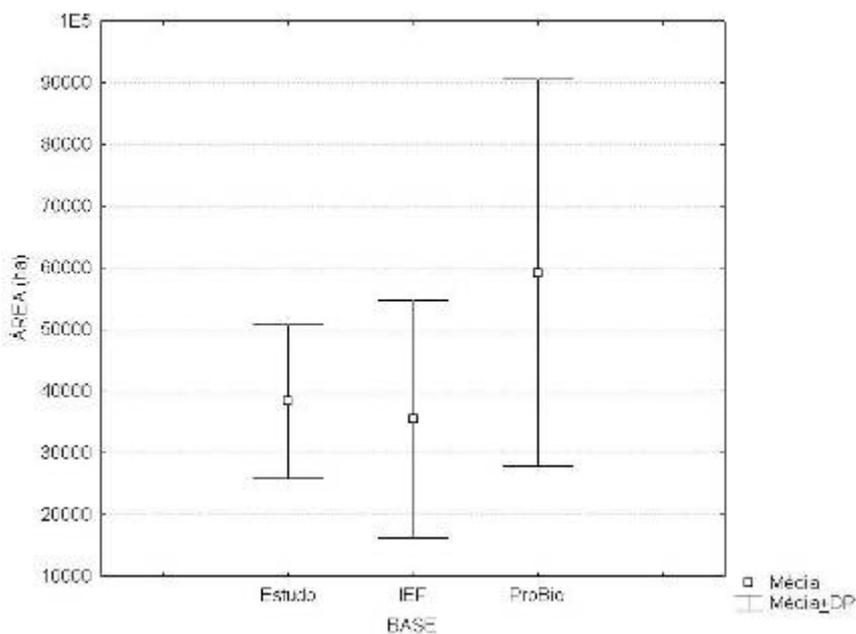
Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	58	1.739,88	1.270,44
IEF	40	1.474,53	924,90
PROBIO	58	1.225,48	785,31
SOS	52	1.307,96	924,44



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 5.000 a 20.000 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'ProBio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 3,21 P = 0,2773 N = 25

Tamanho médio e desvio padrão dos fragmentos na classe de 5.000 a 20.000 ha

Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	11	9.188,75	4.256,21
IEF	7	8.309,79	2.728,41
PROBIO	4	11.876,00	7.300,08
SOS	3	10.073,01	3.963,22



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho acima de 20.000 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'Probio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 2,8 P = 0,1046 N = 11

Tamanho médio e desvio padrão na classe acima de 20.000 ha

Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	4	38.307,02	12.552,76
IEF	3	35.473,11	19.339,78
PROBIO	4	59.130,65	31.353,25
SOS	4	38.307,02	12.552,76

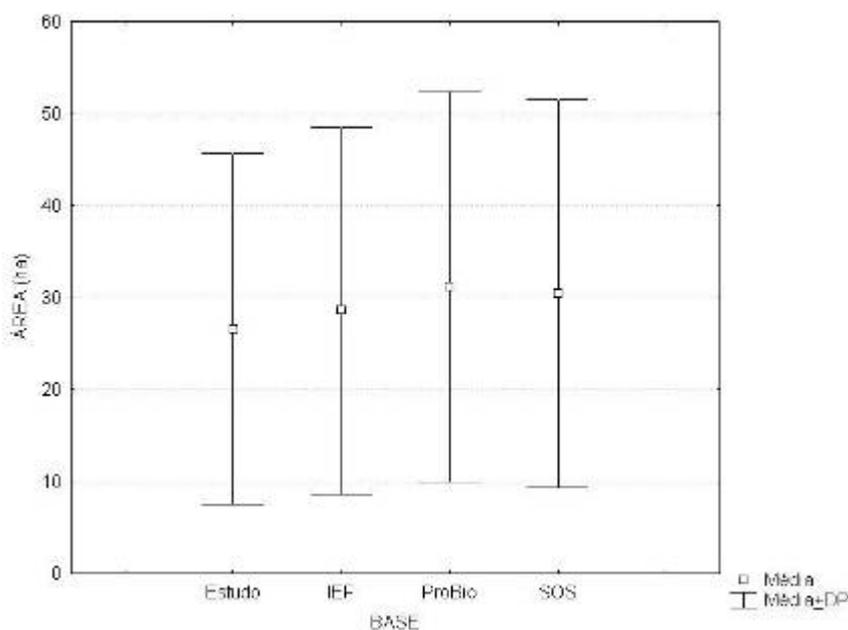
Anexo 8 – Comparação entre tamanho médio e variância da área dos remanescentes até 5.000 ha

Mapeamentos utilizados:

- Mapa da cobertura vegetal remanescente do Estado de Minas Gerais elaborado pelo Instituto Estadual de Florestas, denominado 'IEF';
- Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica, denominado 'SOS';
- Mapeamento do uso e cobertura do solo recentemente desenvolvido pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica e instituições parceiras, denominado 'Probio';
- Mapeamento produzido para o presente trabalho foi denominado 'estudo'.

Classes de tamanho (em ha):

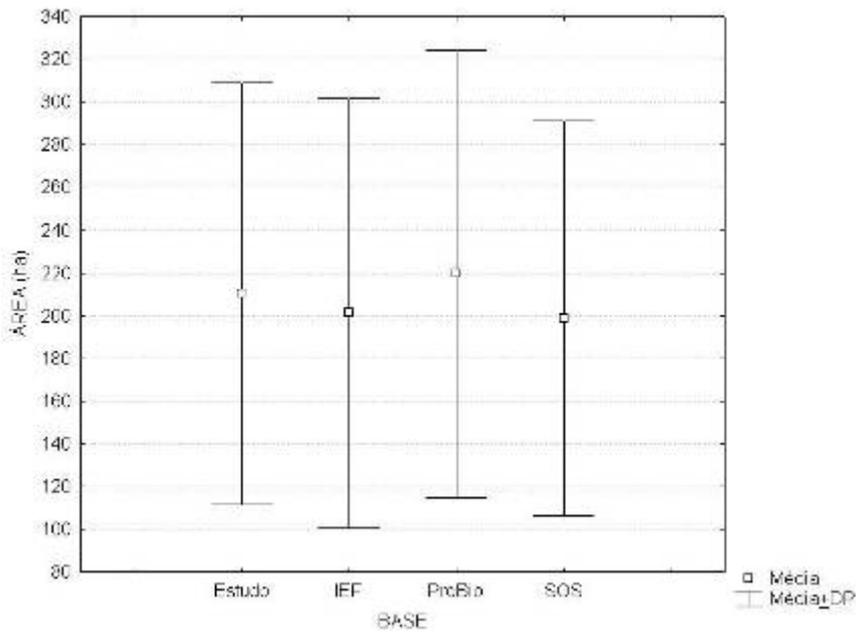
- 10 a 100
- 100 a 500
- 500 a 1.000
- 1.000 a 2.000
- 2.000 a 5.000



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 10 a 100 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'Probio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 3,7505 P < 0,001 N = 7.509

Tamanho médio e desvio padrão na classe de 10 a 100 ha

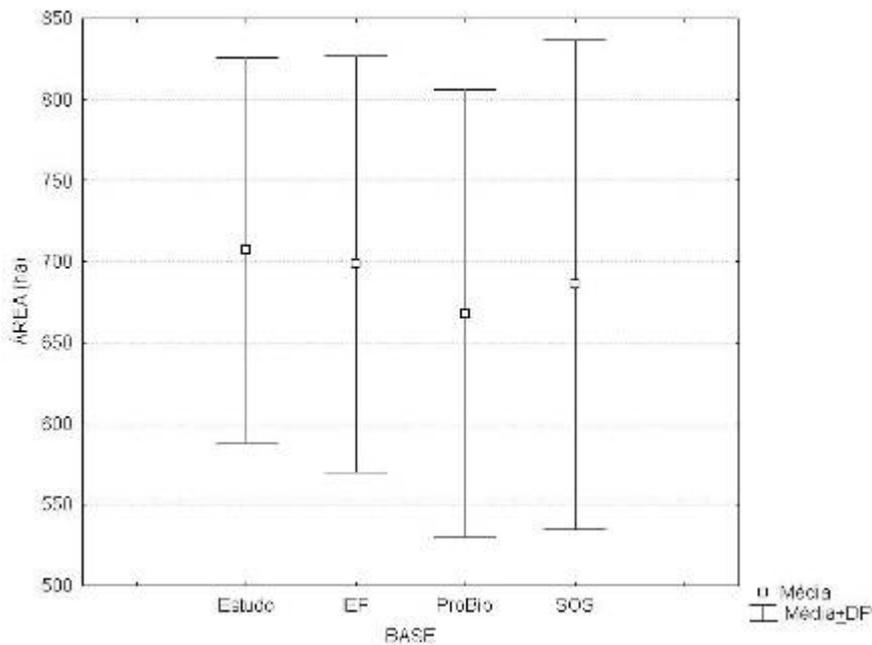
Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	2.140	26,56	19,09
IEF	2.149	28,57	19,92
PROBIO	1.227	31,22	21,26
SOS	1.993	30,45	21,08



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 100 a 500 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'ProBio' e 'SOS'. Teste de Levene F: $_{3,9285}$ P < 0,2057 N = 932

Tamanho médio e desvio padrão na classe de 100 a 500

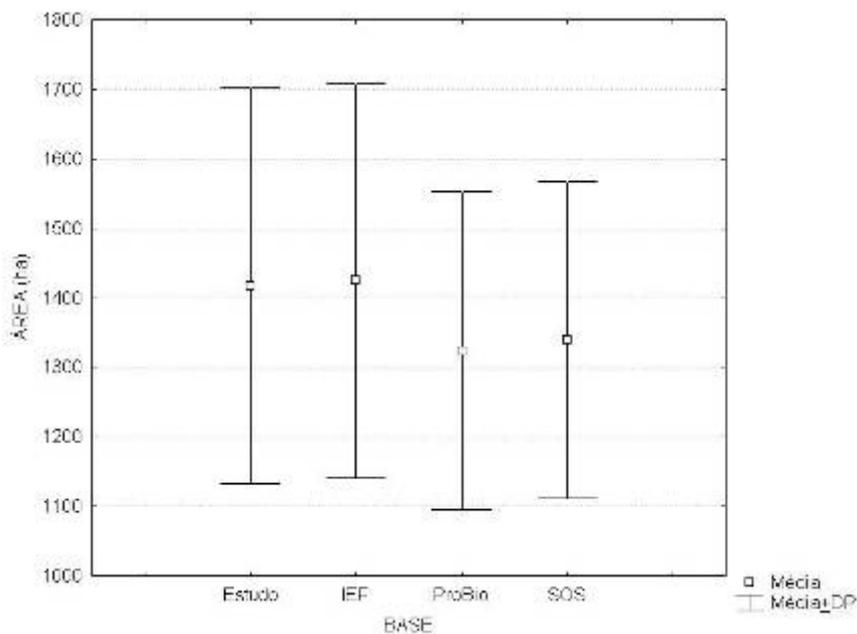
Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	217	210,24	98,72
IEF	230	201,19	100,48
PROBIO	222	219,62	104,75
SOS	263	198,56	92,49



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 500 a 1000 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'Probio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 3,86 P = 0,3791 N = 180

Tamanho médio e desvio padrão na classe de 500 a 1.000 ha

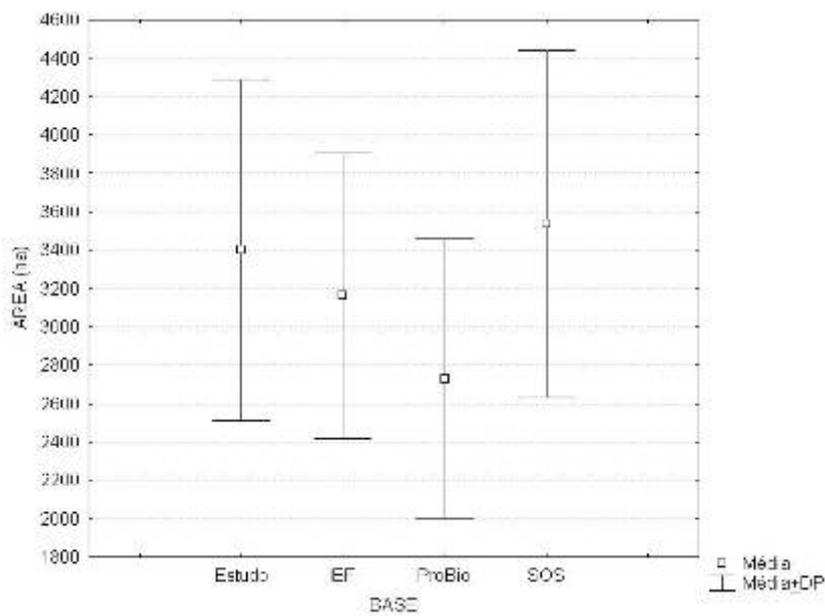
Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	24	707,31	118,74
IEF	14	698,56	128,70
PROBIO	28	667,68	138,20
SOS	24	686,04	151,59



Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 1.000 a 2000 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'Probio' e 'SOS'. Teste de Levene F: 3,86 P = 0,3791 N = 180

Tamanho médio e desvio padrão na classe acima de 1.000 a 2.000 ha

Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	16	1.417,83	285,46
IEF	19	1.424,87	283,57
PROBIO	21	1.323,86	228,60
SOS	21	1.339,77	228,22

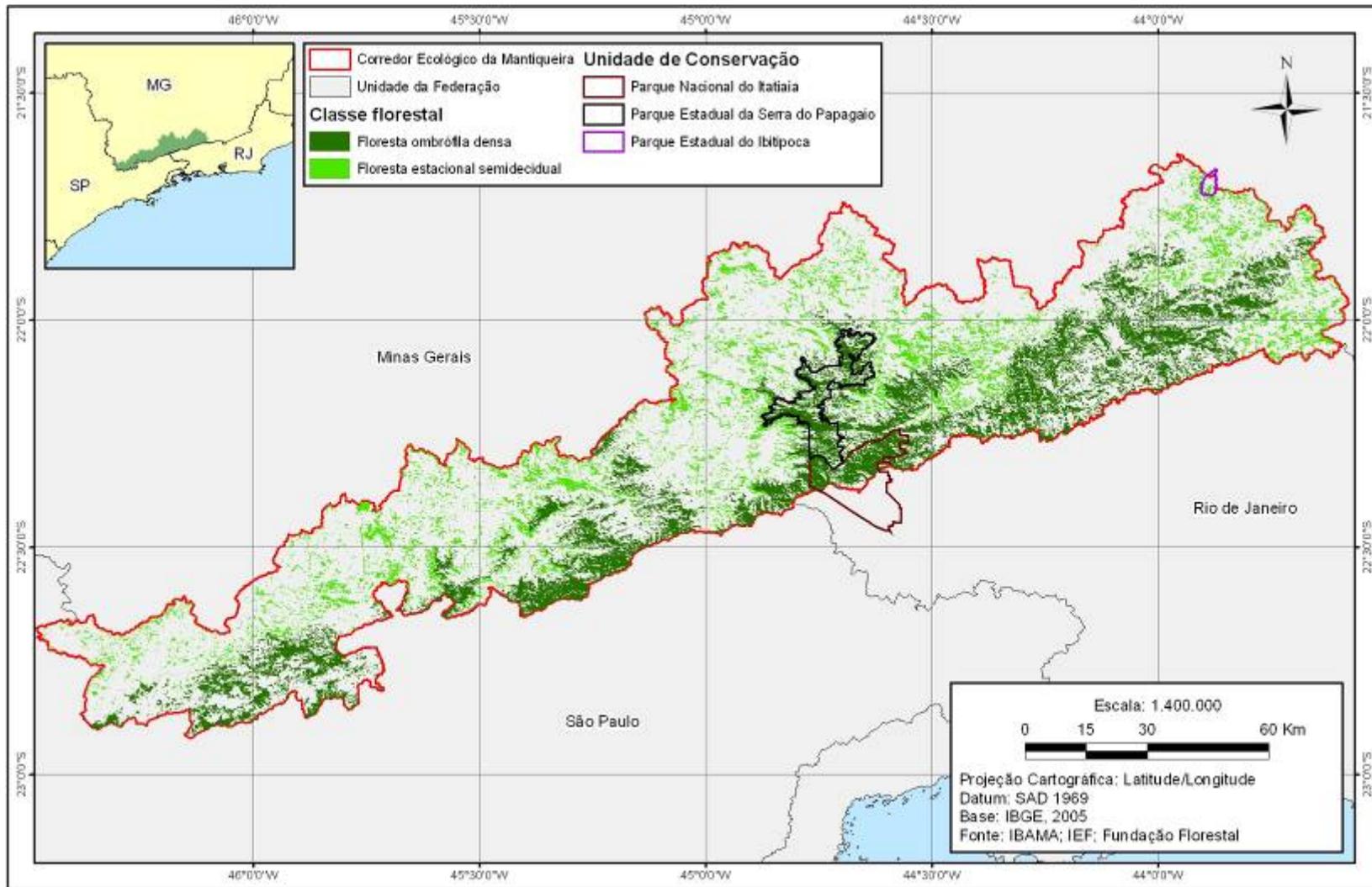


Tamanho médio e variância da área dos fragmentos com tamanho de 2.000 a 5.000 ha nas bases 'Estudo', 'IEF', 'ProBio' e 'SOS'. Teste de Levene $F:_{3,38} P = 0,6520 N = 42$

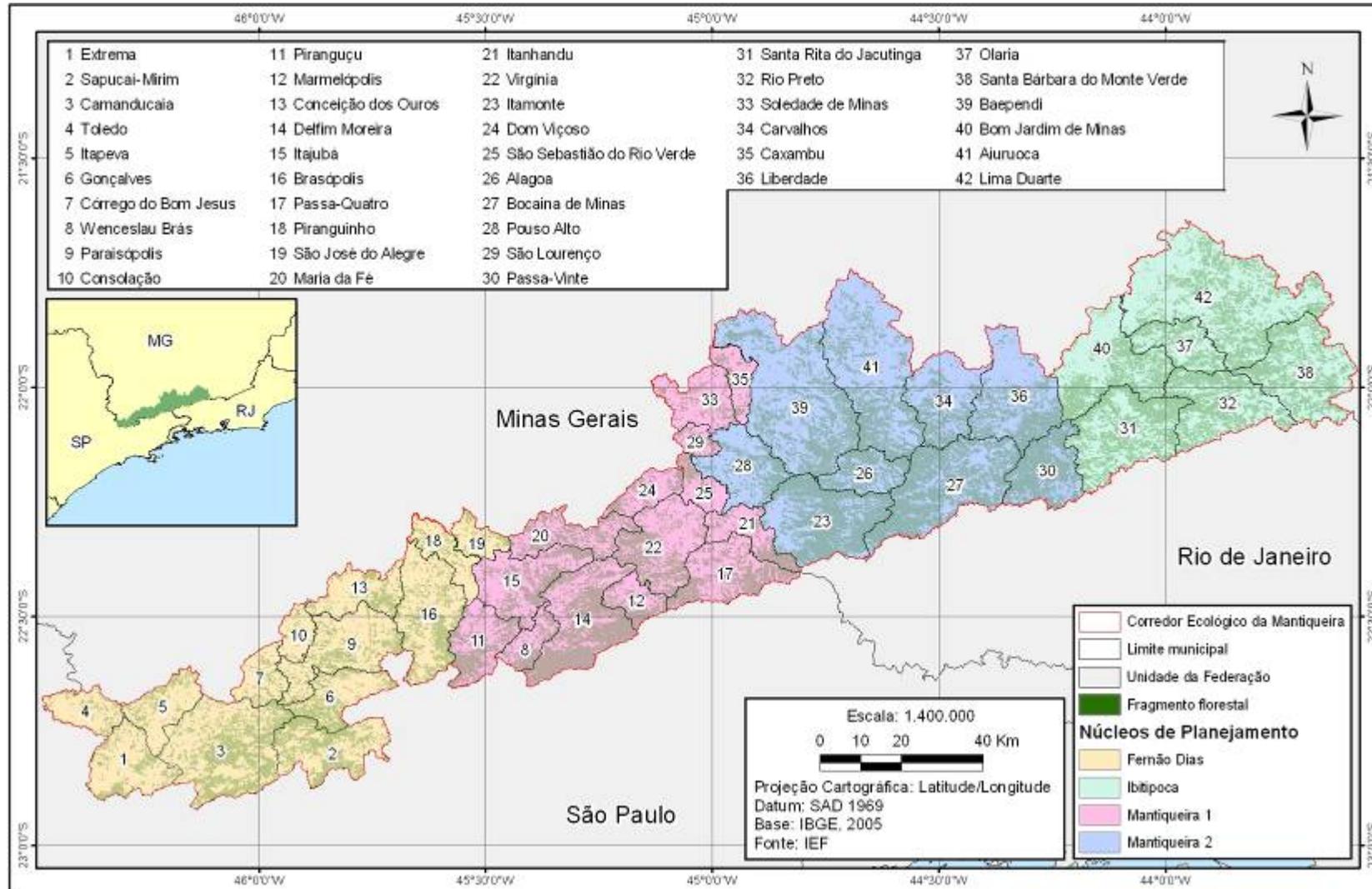
Tamanho médio e desvio padrão na classe acima de 2.000 a 5.000 ha

Base	N	Tamanho médio (ha)	Desvio padrão
Estudo	18	3402,90	888,57
IEF	7	3161,27	742,38
PROBIO	9	2731,26	730,61
SOS	8	3537,86	906,66

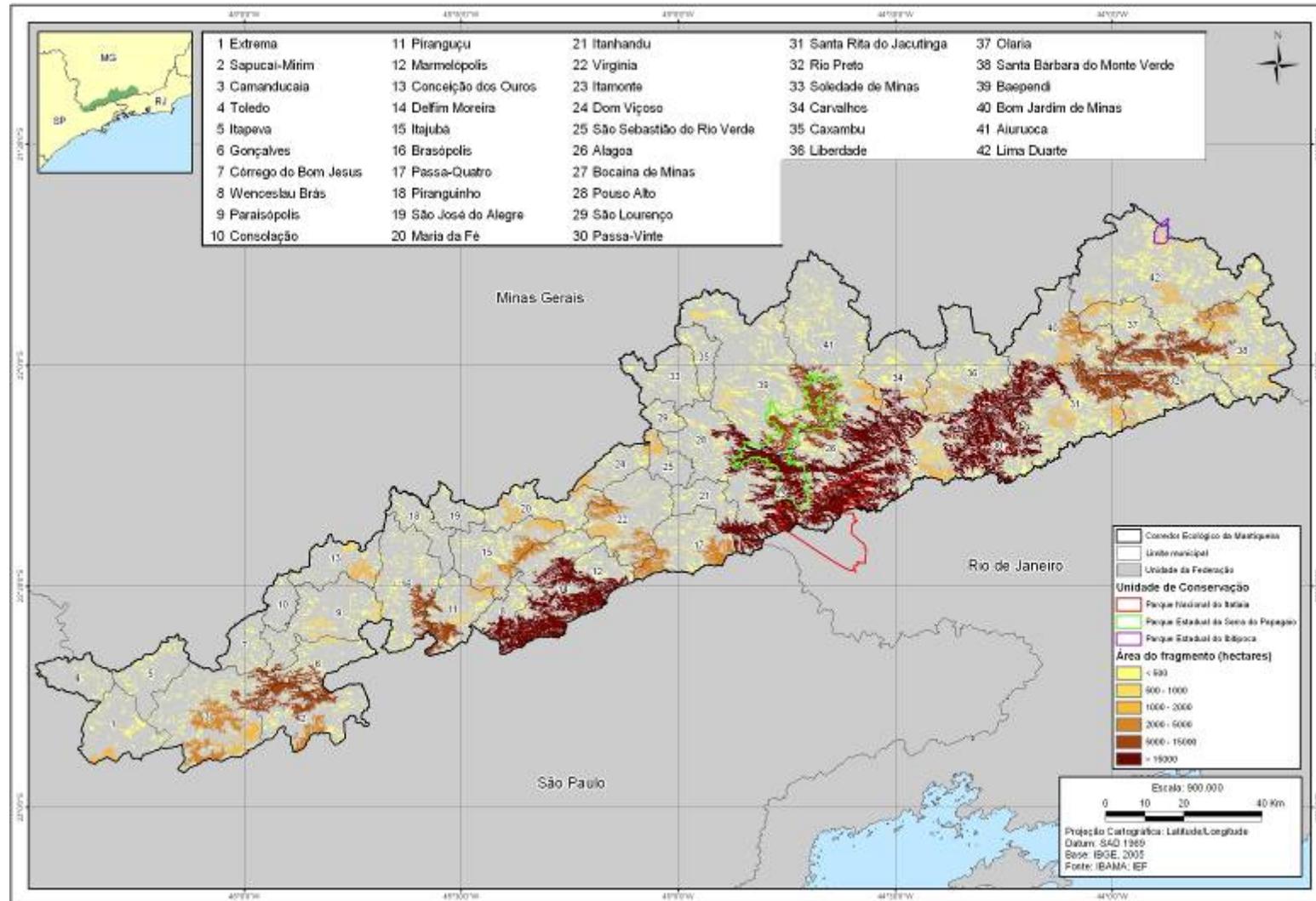
Anexo 9 - Distribuição da floresta ombrófila densa e da floresta estacional semidecidual no Corredor Ecológico da Mantiqueira



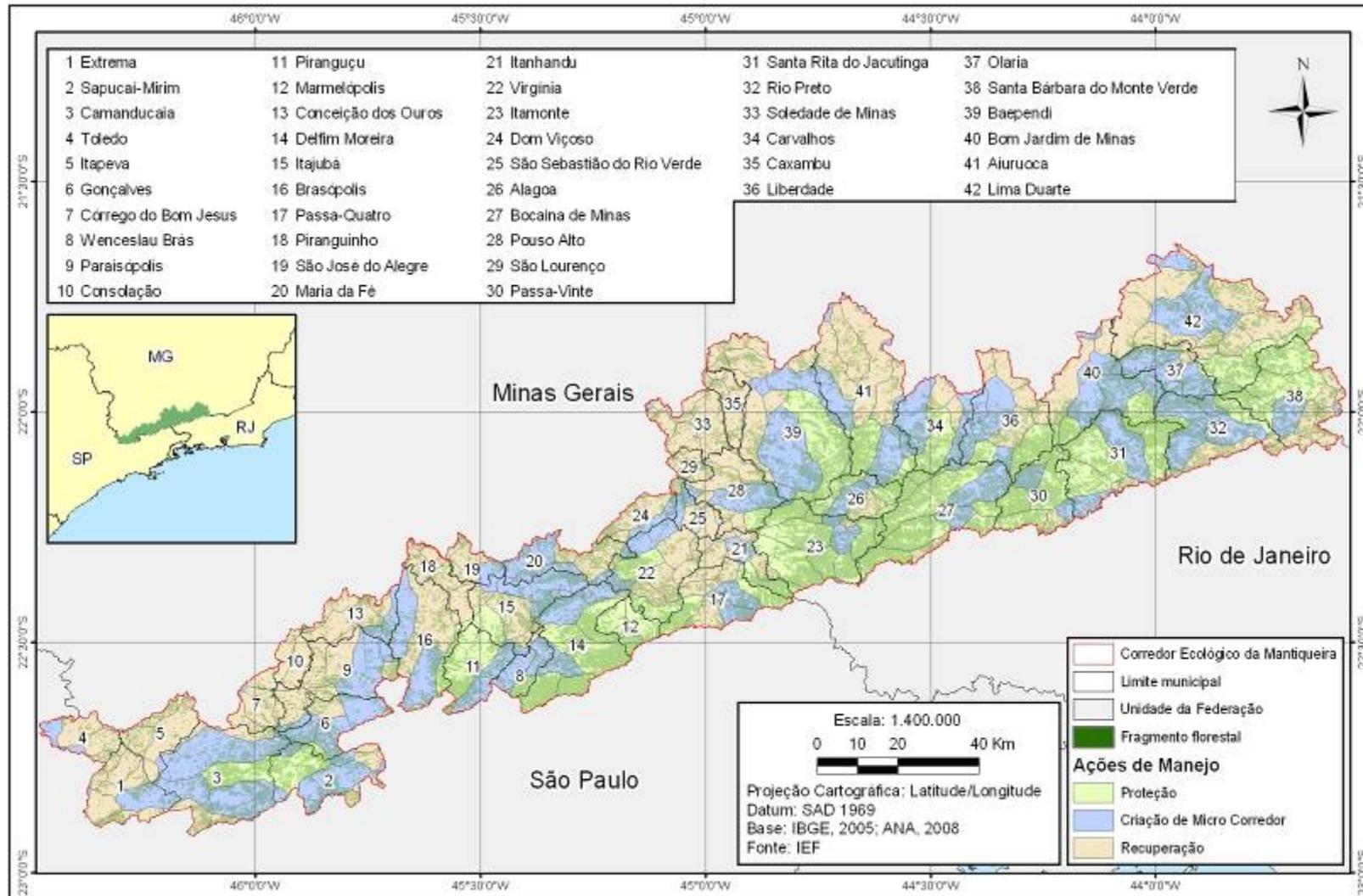
Anexo 10 - Núcleos de planejamento do Corredor Ecológico da Mantiqueira



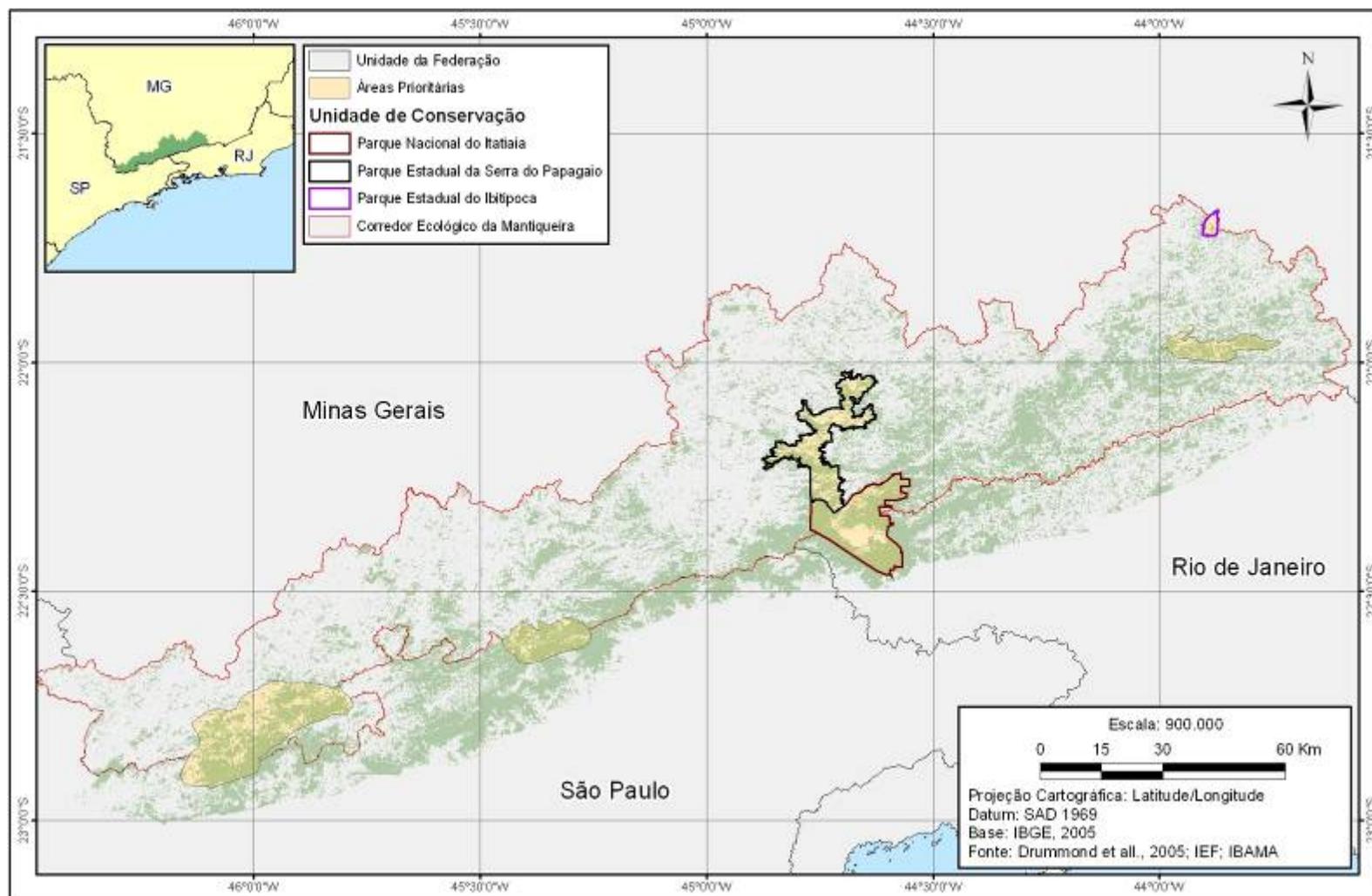
Anexo 11 - Distribuição dos fragmentos do Corredor Ecológico da Mantiqueira por classe de tamanho



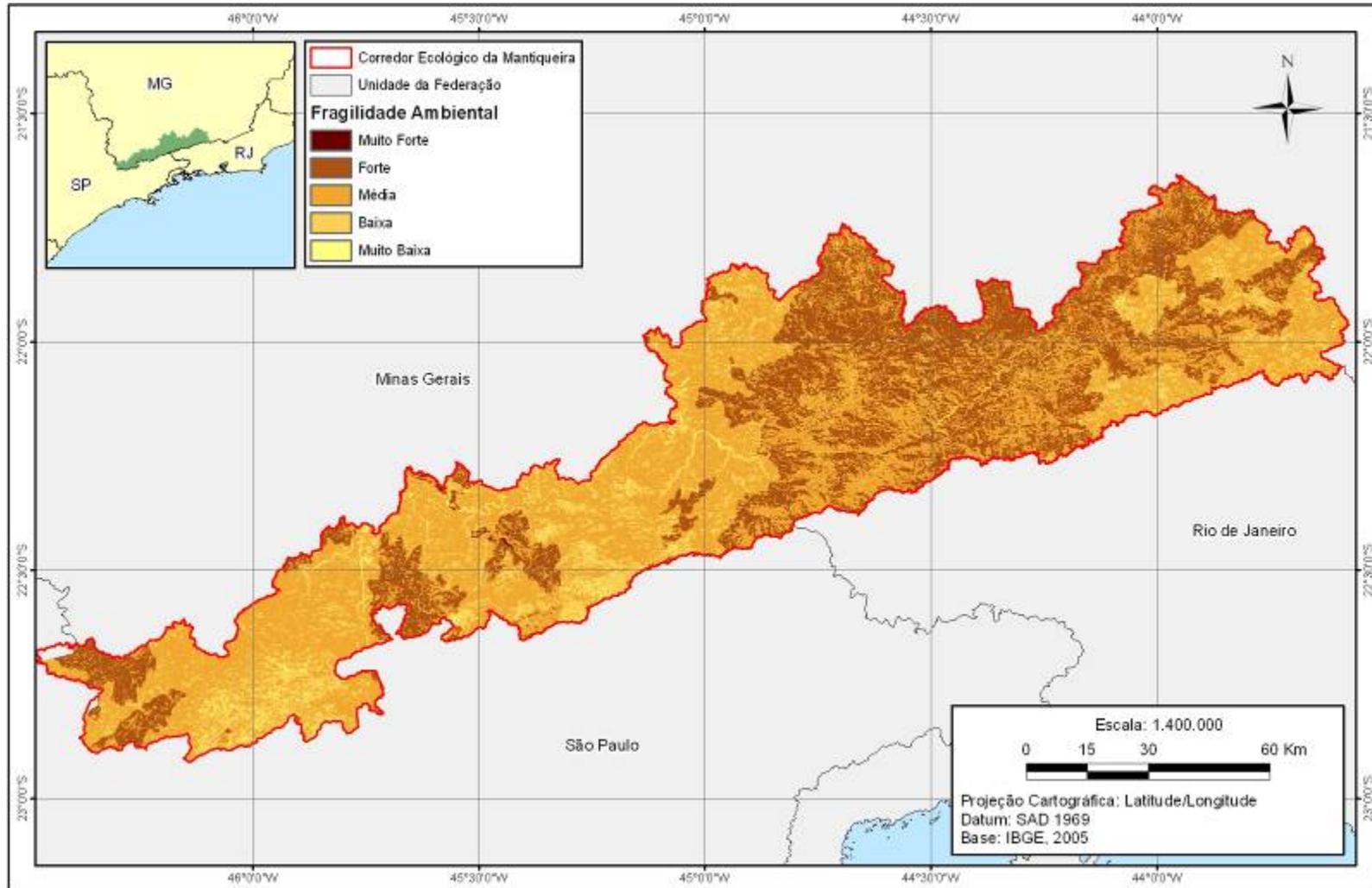
Anexo 12 - Ações de manejo identificadas para as micro-bacias do Corredor Ecológico da Mantiqueira



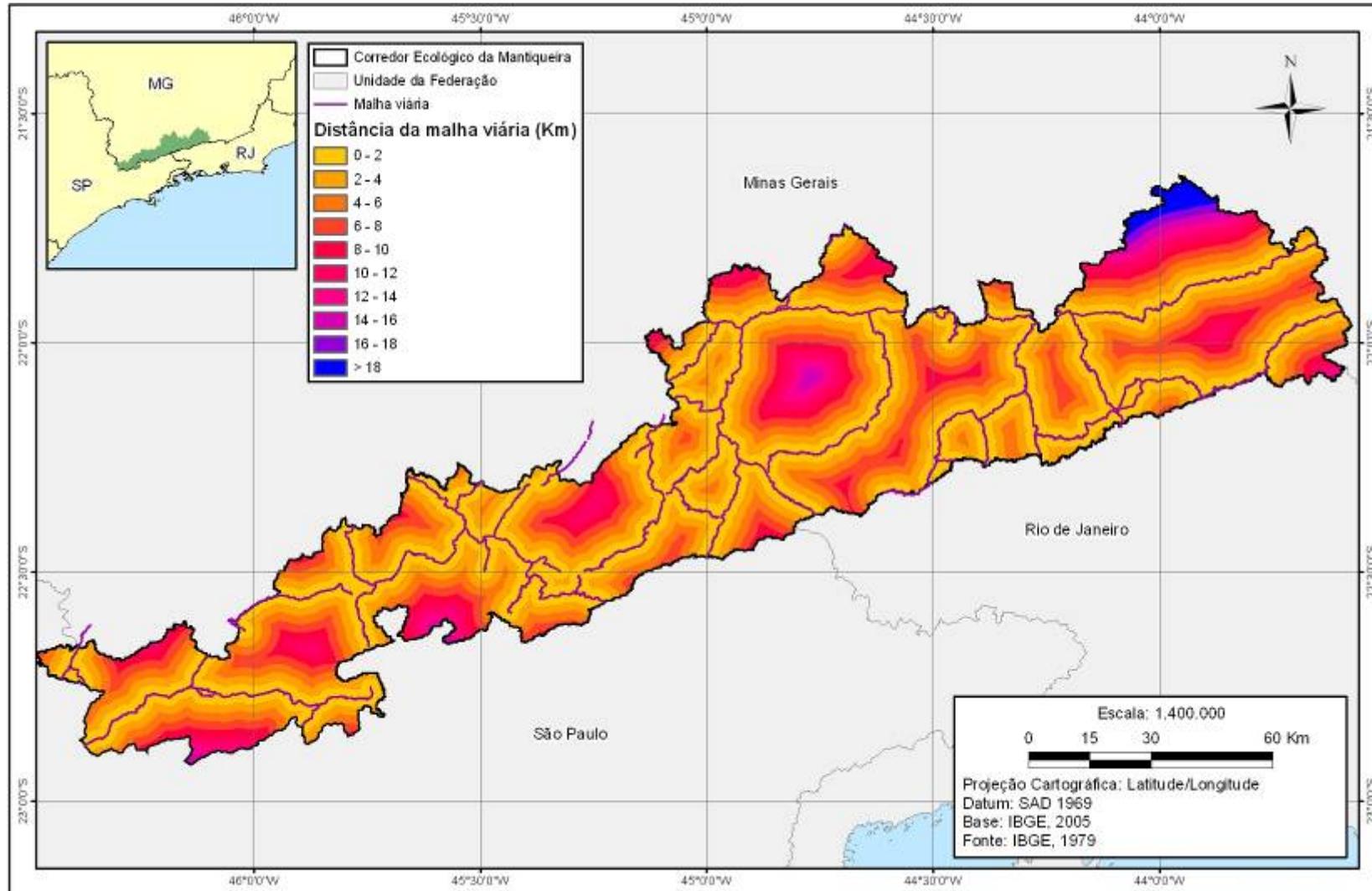
Anexo 13 - Áreas com concentração de registros de espécies raras e ameaçadas e endemismos restritos do Corredor Ecológico da Mantiqueira



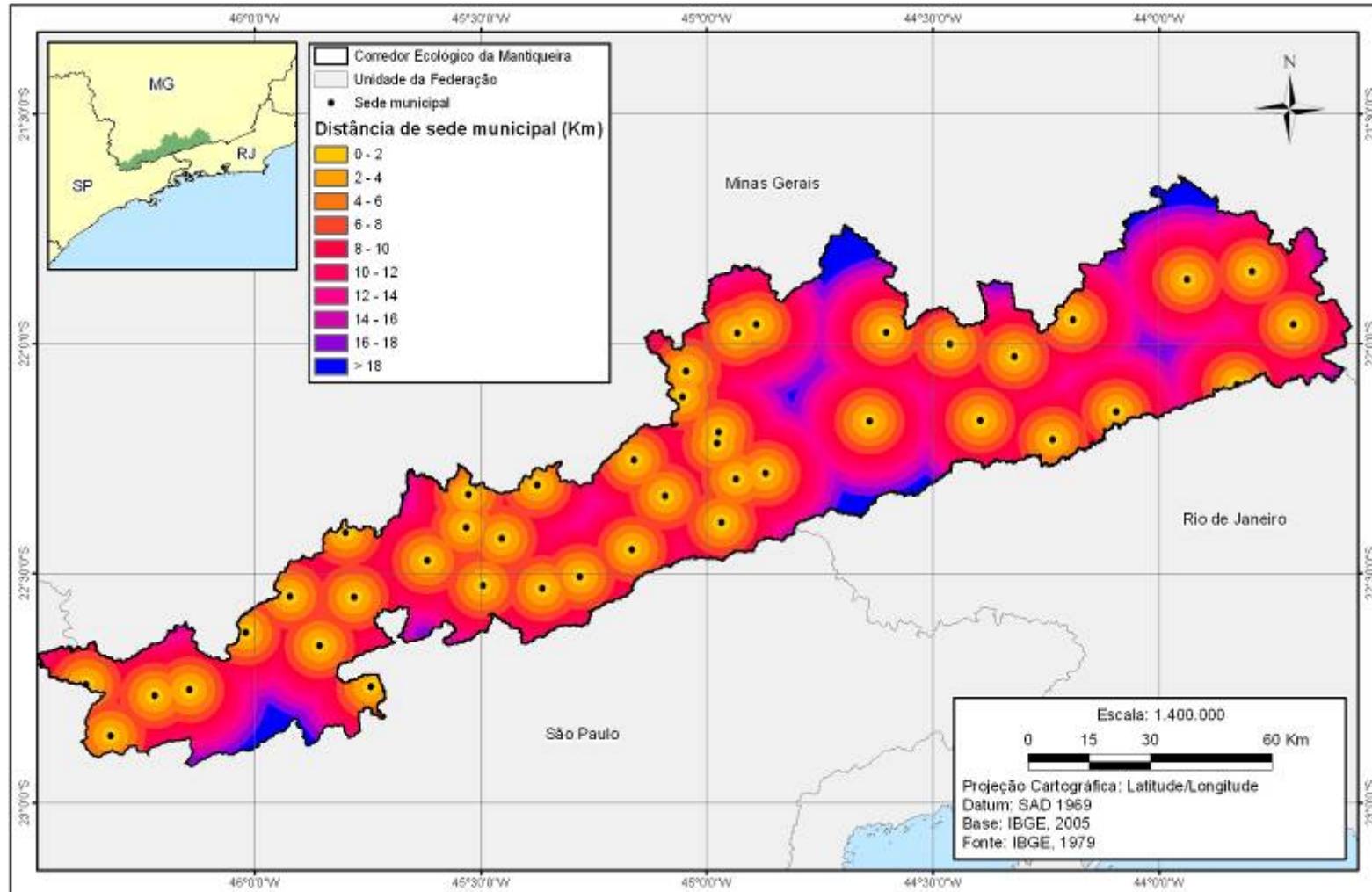
Anexo 14 – Fragilidade ambiental no Corredor ecológico da Mantiqueira



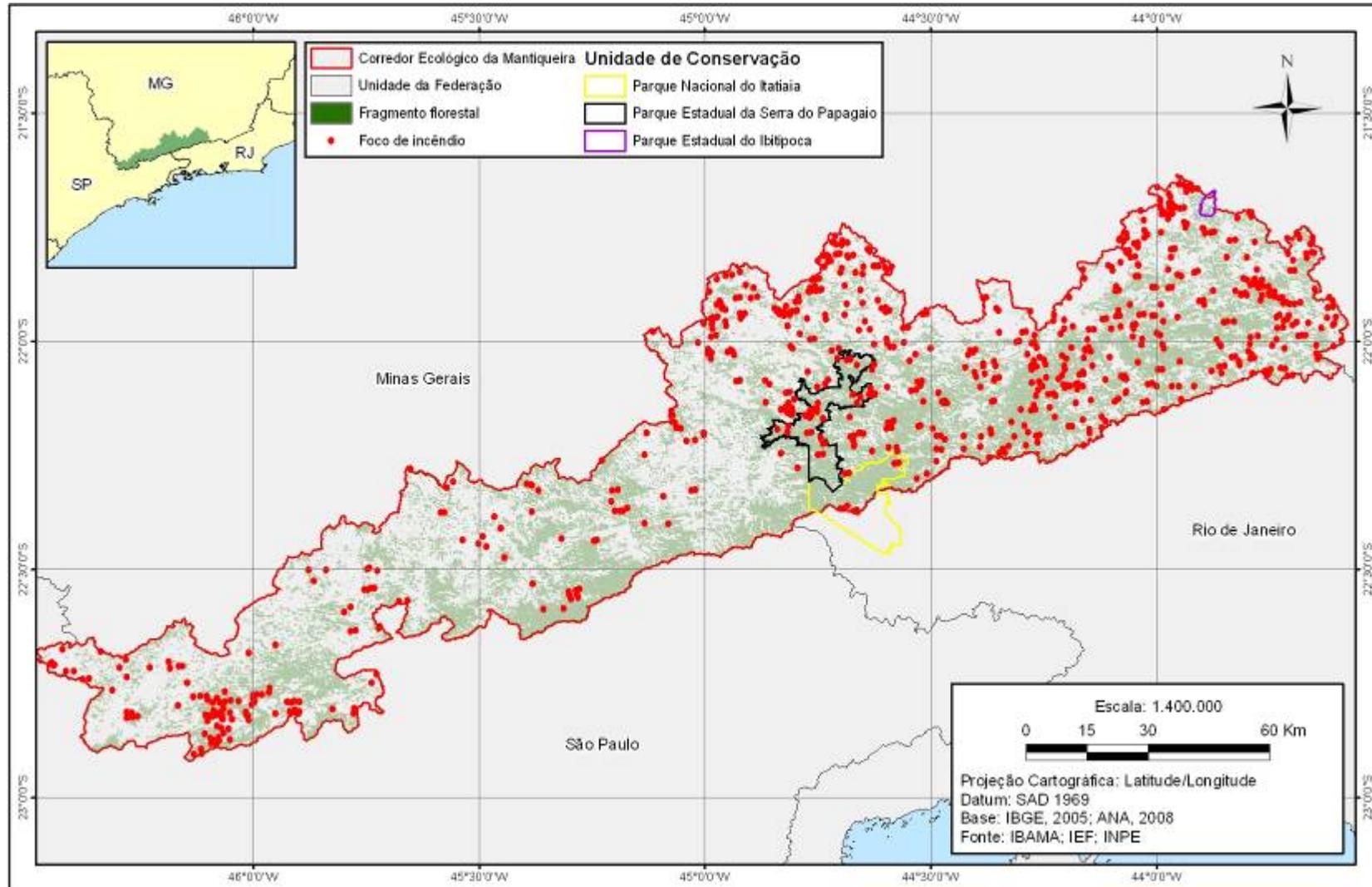
Anexo 15 – Distância da malha viária



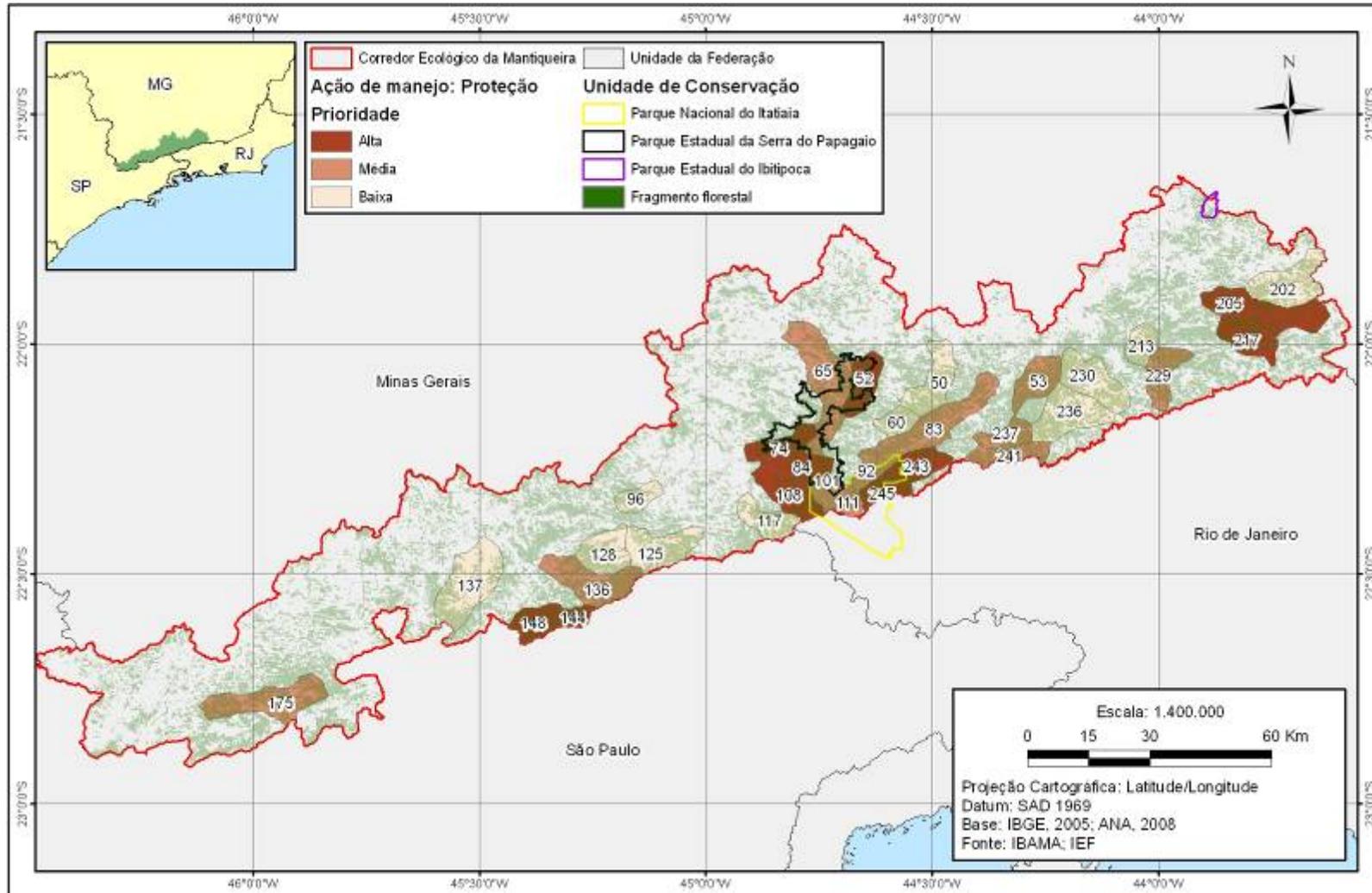
Anexo 16 – Distância das sedes dos municípios



Anexo 17 – Focos de incêndios florestais no período de 2000 a 2008

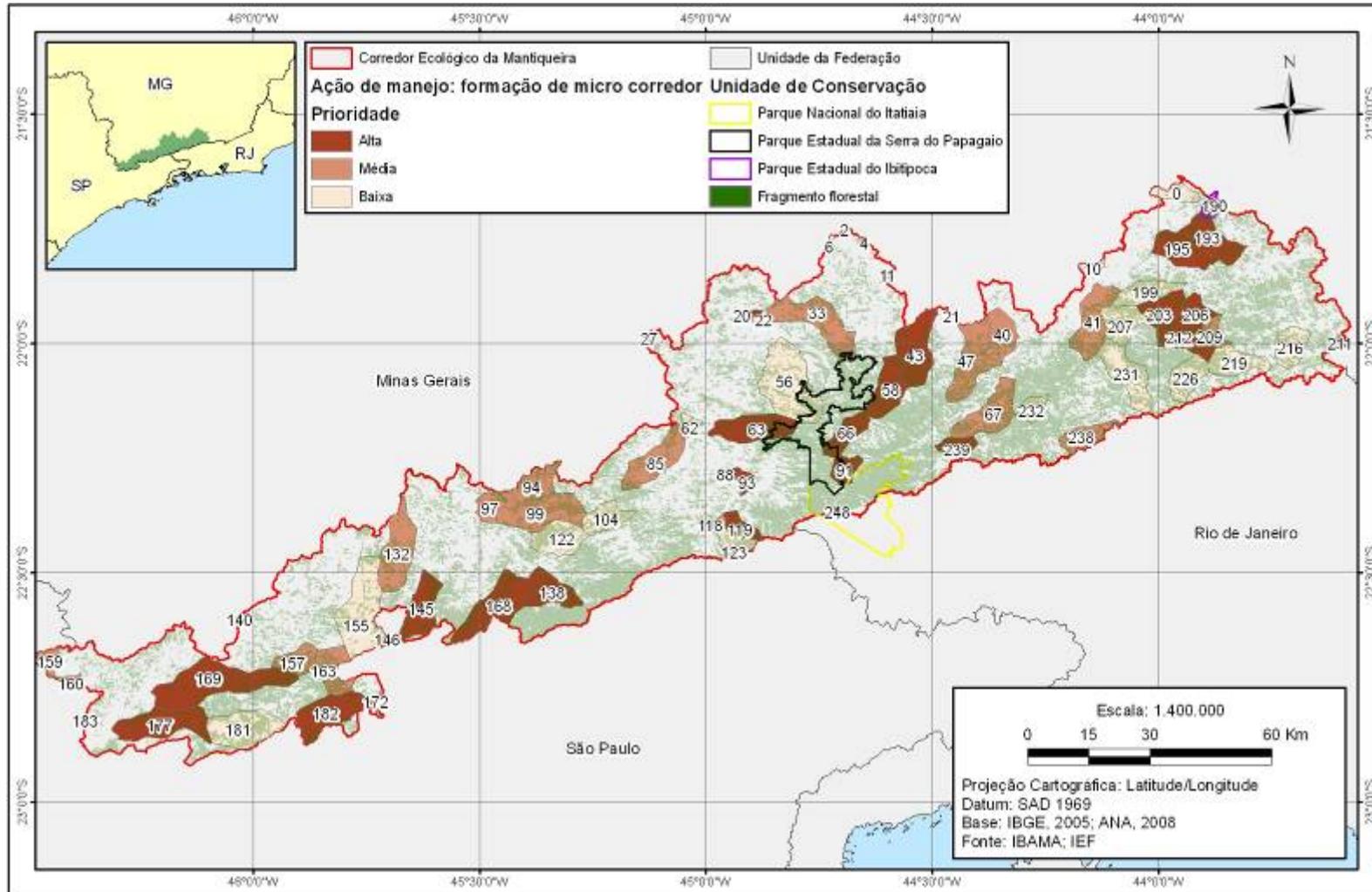


Anexo 18 – Priorização do conjunto de micro bacias do grupo de manejo ‘proteção’



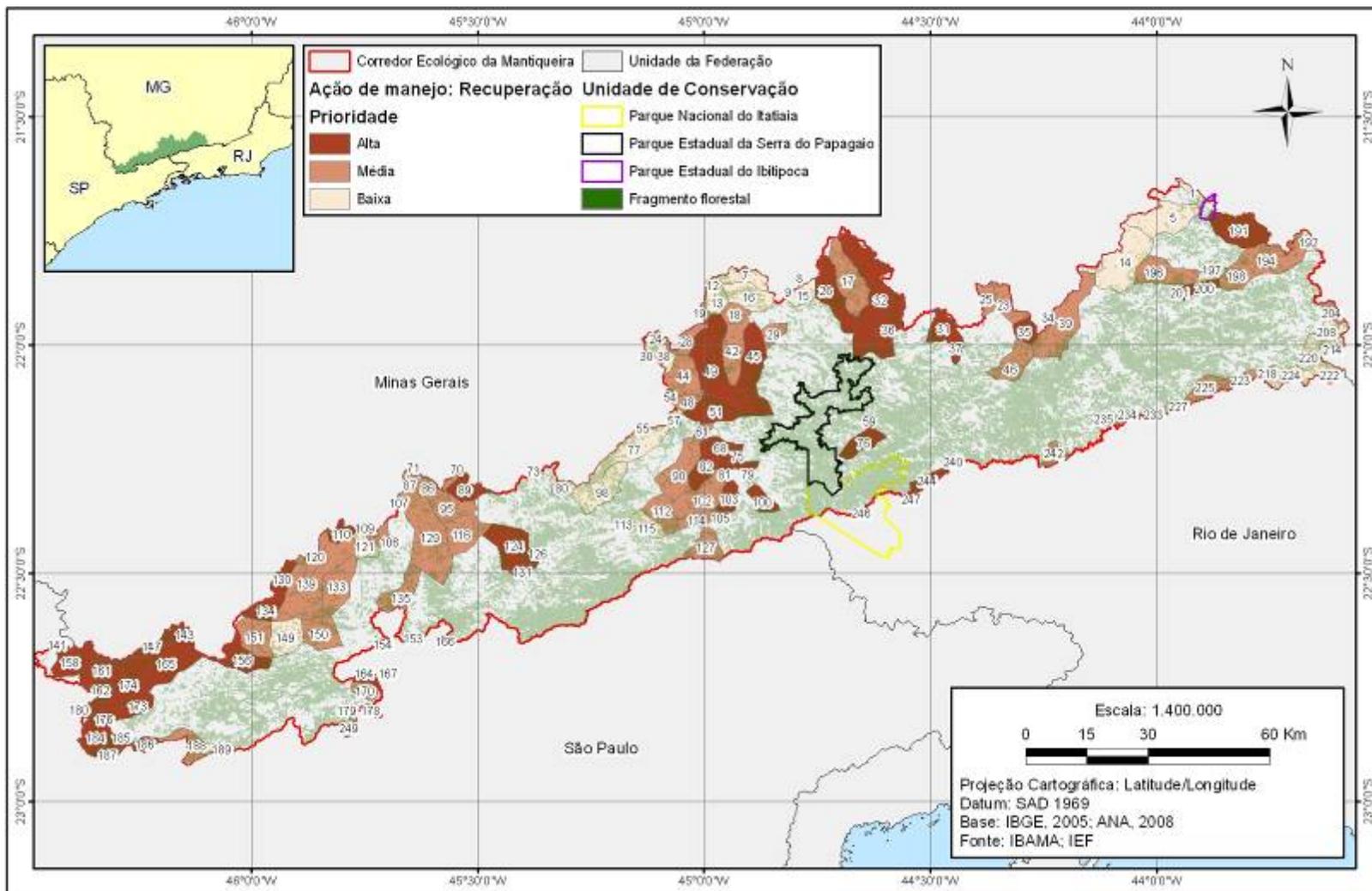
A numeração refere-se ao identificador da microbacia.

Anexo 19 – Priorização do conjunto de micro bacias do grupo de manejo ‘formação de micro corredores’



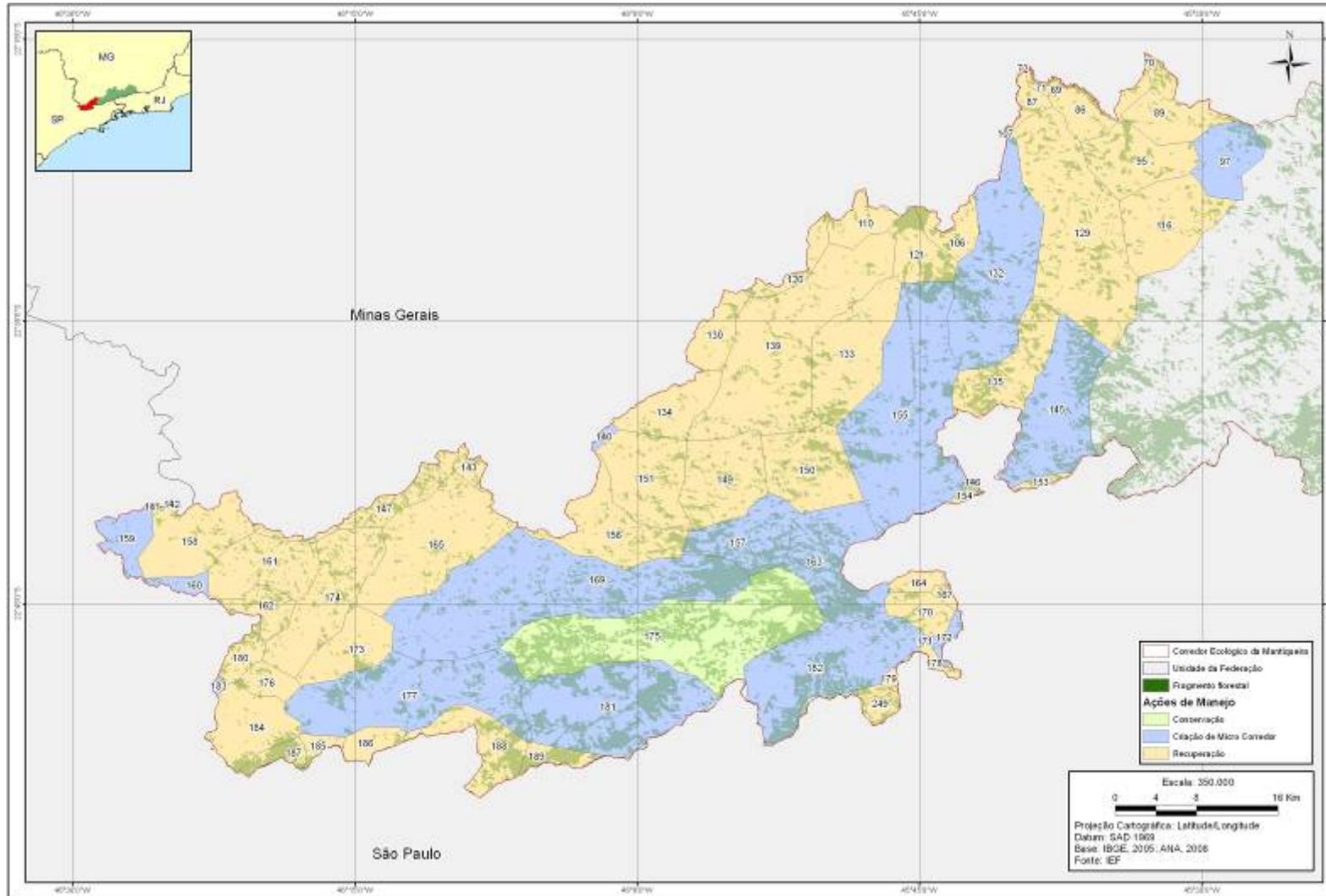
A numeração refere-se ao identificador da microbacia.

Anexo 20 – Priorização do conjunto de micro bacias do grupo de manejo ‘recuperação’

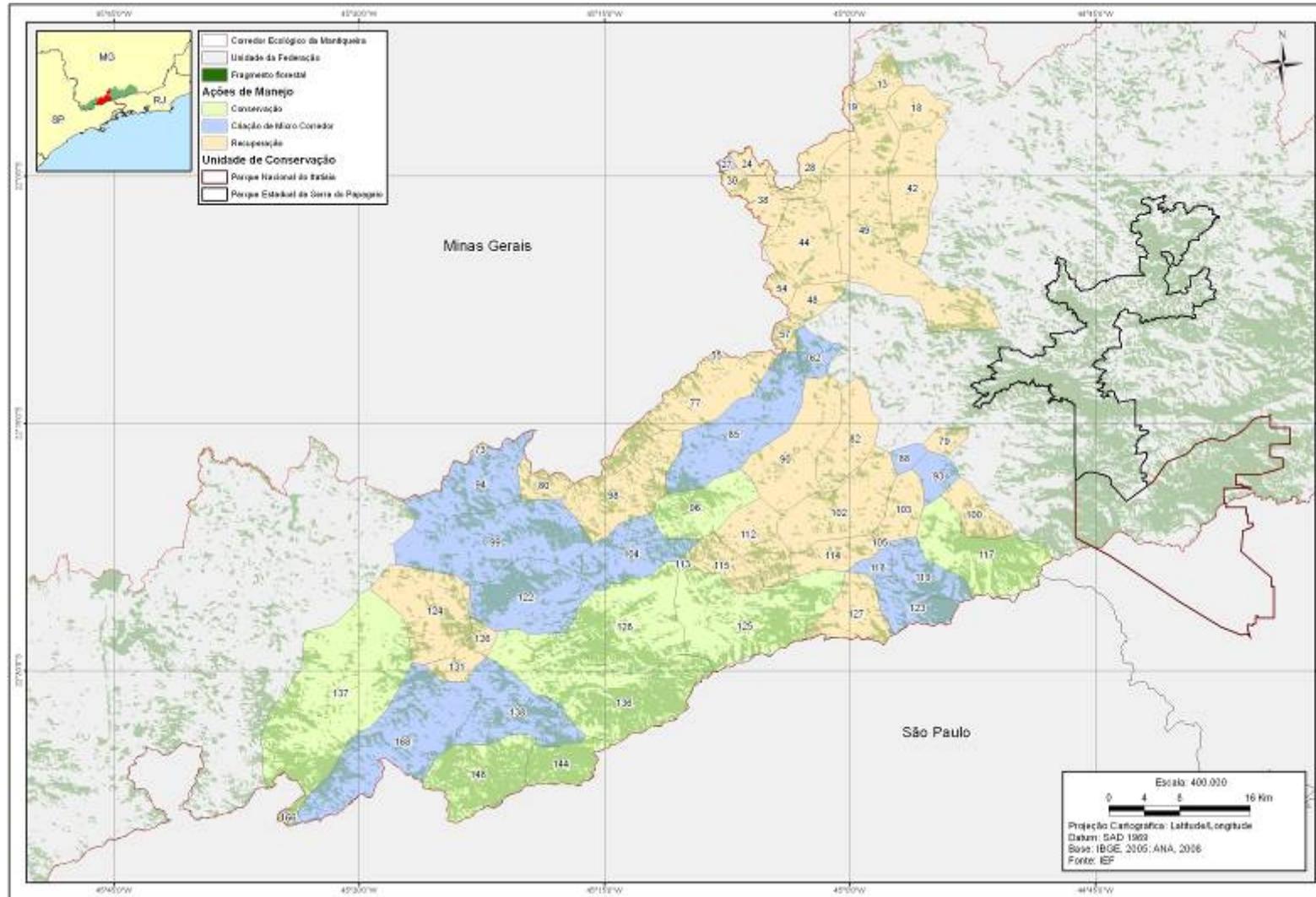


A numeração refere-se ao identificador da microbacia.

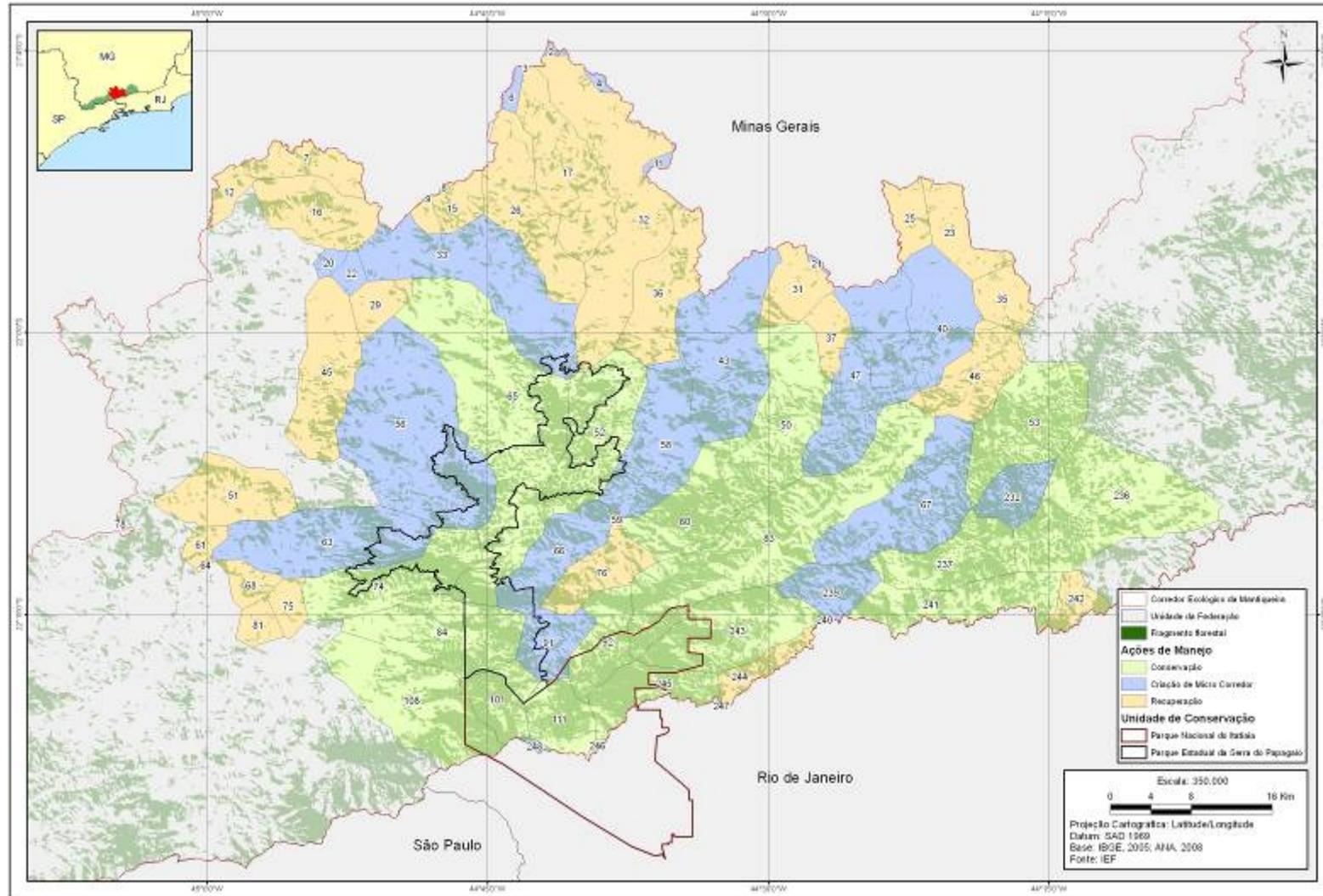
Anexo 21 – Seleção e priorização de ações de manejo no Núcleo Fernão Dias



Anexo 22 – Seleção e priorização de ações de manejo no Núcleo Mantiqueira 1



Anexo 23 – Seleção e priorização de ações de manejo no Núcleo Mantiqueira 2



Anexo 24 – Seleção e priorização de ações de manejo no Núcleo Ibitipoca

