

JACINTO MOREIRA DE LANA

**ECOLOGIA DA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA NA
BACIA DO RIO DOCE, ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Botânica, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

L243e
2006

Lana, Jacinto Moreira de, 1969-

Ecologia da paisagem de Mata Atlântica na Bacia do Rio
Doce, estado de Minas Gerais / Jacinto Moreira de Lana.

– Viçosa : UFV, 2006.

xi, 116f. : il. ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Agostinho Lopes de Souza.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 84-95.

1. Vegetação - Classificação - Mata Atlântica.
 2. Conservação da natureza. 3. Sistemas de informação geográfica. 4. Ecologia das bacias hidrográficas.
- I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 581.981

JACINTO MOREIRA DE LANA

**ECOLOGIA DA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA NA
BACIA DO RIO DOCE, ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 28 de agosto de 2006.



Prof. Alexandre Francisco da Silva
(Co-Orientador)



Prof. João Augusto Alves Meira Neto
(Co-Orientador)



Prof. Vicente Paulo Soares



Prof. Elpidio Inácio Fernandes Filho



Prof. Agostinho Lopes de Souza
(Orientador)

À Maria e ao Cauan, pela alegria de viver.

À minha mãe e aos meus irmãos.

Aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que foram indispensáveis para este trabalho se tornar realidade.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Biologia Vegetal, pela oportunidade de realizar este curso.

Ao professor Agostinho Lopes de Souza, pela dedicação na orientação deste trabalho e, acima de tudo, pela amizade e confiança.

Ao professor João Augusto Alves Meira Neto, pela amizade e pelos conhecimentos compartilhados.

Ao professor Alexandre Francisco da Silva (1947-2006), meu orientador na iniciação científica e conselheiro neste trabalho. Serei eternamente grato por ser um dos discípulos deste profissional e pessoa tão especial.

Ao Deuseles João Firme, pela amizade, pela confiança e pelos preciosos ensinamentos do dia-a-dia.

Ao Ângelo, pela dedicação.

Aos amigos Júlio, Edson, Paulo, Claret e Mary, pela presença harmoniosa em meus dias.

Aos meus irmãos e a todos os meus amigos.

À minha mãe e ao meu avô, pelo amor que sempre me dedicaram.

À Maria e ao Cauan, minha eterna gratidão. Vocês são a razão de eu conseguir realizar meus sonhos.

BIOGRAFIA

JACINTO MOREIRA DE LANA, filho de Jesus Moreira de Lana (*in memoriam*) e de Maria da Conceição Maia, nasceu em 13 de fevereiro de 1969, no município de Senador Firmino, Estado de Minas Gerais.

Em 1997, graduou-se engenheiro florestal pela Universidade Federal de Viçosa e iniciou sua carreira profissional neste mesmo ano, como funcionário da Sociedade de Investigações Florestais.

De 1999 a 2004, atuou como consultor na área florestal e ambiental.

Em março de 2004, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Botânica, em nível de Mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, defendendo tese em agosto de 2006.

Em janeiro de 2005, foi contratado pela Celulose Nipo-Brasileira S.A. - CENIBRA, onde atua como Consultor Técnico da Coordenação de Meio Ambiente Florestal.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Mapeamento e classificação da cobertura vegetal	5
3.1.1. Estágio de sucessão.....	5
3.1.2. Forma dos remanescentes.....	6
3.1.3. Classe de tamanho.....	6
3.1.4. Posição no relevo	7
3.1.5. Grau de isolamento e de conectividade	7
3.1.6. Tipo de vizinhança	8
3.2. Sistemas de informações geográficas no planejamento da conservação ambiental.....	9
3.3. Ciências ambientais e planejamento da conservação.....	11
3.3.1. Biodiversidade, estrutura e dinâmica de fragmentos florestais.....	11
3.4. Técnicas de manejo para conservação da biodiversidade.....	14
3.4.1. Manejo em nível de populações.....	15

	Página
3.4.2. Manejo em nível de fragmento	18
3.4.3. Manejo em nível regional.....	19
3.5. Aplicação de princípios de sucessão secundária em conservação ambiental	20
3.6. Critérios para marcação de áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente.....	21
3.7. Ecologia da paisagem.....	22
3.8. Paisagem e fragmentação.....	24
3.9. Efeito de borda	25
3.9.1. Efeitos de borda de natureza abiótica	26
3.9.2. Efeitos de borda de natureza biótica direta e indireta	27
3.10. Isolamento e conectividade de fragmentos florestais	29
3.11. Corredores.....	30
3.11.1. Condução e habitat.....	32
3.11.2. Filtro e barreira.....	32
3.11.3. Fonte e dreno.....	33
3.12. Zonas de amortecimento.....	34
3.13. Considerações sobre o manejo	36
4. MATERIAIS E MÉTODOS	38
4.1. Caracterização das áreas estudadas.....	38
4.2. Classificação dos estágios sucessionais	42
4.2.1. Base legal da classificação	42
4.2.2. Mapeamento e classificação	43
4.3. Classe de tamanho das áreas preservadas.....	50
4.4. Fator de forma das áreas preservadas	50
4.5. Posição no relevo das áreas preservadas.....	51
4.6. Grau de isolamento das áreas preservadas.....	52
4.7. Mapeamento de áreas de preservação permanente	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
5.1. Estágio de sucessão	54
5.2. Classes de tamanho	61
5.3. Grau de isolamento	65
5.4. Posição no relevo	68
5.5. Classes de fator de forma.....	73
5.6. Tipo de vizinhança	77
5.7. Estratégia de conservação	77

	Página
6. CONCLUSÕES	81
7. REFERÊNCIAS	84
APÊNDICES.....	96
APÊNDICE A - RESOLUÇÃO CONAMA Nº 10, DE 1º DE OUTUBRO DE 1993	97
APÊNDICE B - MAPAS DA CLASSIFICAÇÃO POR ESTÁGIOS DE SUCESSÃO.....	102
APÊNDICE C - LISTA DOS FRAGMENTOS DE ÁREAS PRESERVADAS POR PERÍMETRO, ÁREA E FATOR DE FORMA.....	105

RESUMO

LANA, Jacinto Moreira de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2006.
Ecologia da paisagem de Mata Atlântica na Bacia do Rio Doce, Estado de Minas Gerais. Orientador: Agostinho Lopes de Souza. Co-Orientadores: João Augusto Alves Meira Neto e Alexandre Francisco da Silva.

O presente estudo foi realizado em duas áreas situadas nos municípios de Coronel Fabriciano, Antônio Dias, Caratinga e Bom Jesus do Galho, leste do Estado de Minas Gerais, que são utilizadas para plantação de eucalipto. O objetivo foi utilizar ferramentas como aerofotografias, mapas e programas de computador, aliados às ciências ambientais, para diagnosticar e subsidiar o planejamento da conservação ambiental de ecossistemas fragmentados. Para tanto, foram estudadas duas áreas quadradas, de 6.400,00 ha cada, sendo uma situada em região montanhosa, denominada Cocais, e a outra situada em região com relevo suave-ondulado, denominada Ipaba. Nessas áreas foram realizadas as classificações da cobertura vegetal preservada com base nos parâmetros de estágios de sucessão estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993. Foram obtidas também as classificações por classes de tamanho, grau de isolamento, posição no relevo e fator de forma, utilizando programas de mapeamento e sistemas de informação geográfica. Os resultados obtidos demonstraram que: em Cocais, destacaram-se a vegetação em estágios de sucessão inicial e médio, que representavam, respectivamente, 52 e 31% do total das áreas preservadas. Em Ipaba, destacaram-se as áreas em estágio médio e reservas com eucaliptos, respectivamente

com 33 e 25% do total das áreas preservadas. Em Cocais existia um percentual maior de áreas com cobertura florestal autóctone, em relação à área de Ipaba, sendo 86 e 60%, respectivamente. Há grande concentração de fragmentos de áreas preservadas na menor classe de tamanho (< 5 ha), correspondendo a 69,5% (169 fragmentos) em Cocais e a 68,9% (135 fragmentos) em Ipaba. Todavia, observou-se que os fragmentos de até 5 ha correspondiam a apenas 10% da área total preservada em Cocais e em Ipaba, a apenas 6% da área total preservada. Observou-se também que os fragmentos maiores que 50 ha, em Cocais, eram apenas 4% do total, embora representassem 53% do total de áreas preservadas. Essa relação foi ainda mais evidente em Ipaba, onde os fragmentos maiores que 50 ha eram apenas 6% do total e representavam 67% do total de áreas preservadas. A análise do grau de isolamento evidenciou que os 35 fragmentos considerados isolados totalizaram 98,25 ha, correspondendo a apenas 3,99% do total de áreas preservadas de Cocais. Na área de Ipaba, 19 fragmentos foram considerados isolados, totalizando 56,28 ha e correspondendo a apenas 1,94% do total de áreas preservadas. Quanto à análise do fator de forma dos fragmentos florestais situados nas áreas estudadas, evidenciou-se que a maior parte era menor que 5 ha e possuía baixos valores de fator de forma. Os fragmentos maiores possuíam valores altos de fator de forma, evidenciando a tendência de maior estabilidade desses fragmentos. Os padrões de distribuição espacial da rede de drenagem das áreas estudadas eram distintos, e a análise desses padrões evidenciou que a demarcação das áreas de reserva legal deve sempre ser realizada junto às áreas de preservação permanente, visando a conectividade das áreas. As diferenças dos padrões indicaram que, em Cocais, os corredores de fauna eram formados pelas áreas de preservação permanente, que interligam áreas de reserva legal, e que em Ipaba esses corredores eram formados pelas áreas de reserva legal, que interligavam áreas de preservação permanente que eram mais distantes e, em alguns casos, isoladas. As análises dos parâmetros estudados foram fundamentais para elaboração de estratégias e proposições de manejo, visando a conservação ambiental de ecossistemas fragmentados, com técnicas de manejo da paisagem. A aplicação da metodologia proposta permite criar uma rede de áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente conectadas em distintos relevos, garantindo a formação de corredores de fauna e, em larga escala, corredores de biodiversidade.

ABSTRACT

LANA, Jacinto Moreira de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August 2006.
Landscape ecology and conservation strategy of fragmented ecosystems.
Adviser: Agostinho Lopes de Souza. Co-Advisers: João Augusto Alves Meira Neto and Alexandre Francisco da Silva.

The present study was carried out in two eucalyptus plantation areas in eastern Minas Gerais, Brazil. It aimed to use tools such as aerial photographs, map and softwares, combined with environmental sciences to diagnose and give support to environmental conservation of fragmented ecosystems. Thus, two square areas totaling 6.400,00 hectares each, were studied, one in a mountainous region, known as Cocais, and the other situated in a softly undulated relief, known as Ipaba. Mapping and classification of the preserved native vegetation was conducted based on the parameters established by CONAMA, Resolution no. 10, October 1, 1993. Classification per class size, isolation degree, position in the relief and shape factor were obtained by using mapping software and geographical information systems. The results highlighted that initial and medium successional stage vegetations predominated in Cocais, accounting for 52% and 31%, respectively, of the preserved total areas. In Ipaba, the predominant areas were medium stage and eucalyptus reserves, accounting for 33% and 25%, respectively, of the total preserved areas. A higher percentage of autochthonous forest cover was found in Cocais, as compared to Ipaba, 68% and 60%, respectively. A higher concentration of small size class preserved areas (< 5 ha) was verified, corresponding to 69.5% (169 fragments) in

Cocais and 68.9% (135 fragments) in Ipaba. However, the fragments up to 5 hectares were observed to correspond to only 10% of the total preserved area in Cocais and only 6% in Ipaba. It was also observed that the fragments larger than 50 hectares in Cocais accounted to only 4% of the total, although representing 53% of the total preserved area. This relation became more evident in Ipaba, where the fragments larger than 50 hectares accounted for only 6% of the total, representing 67% of the total preserved area. The isolation degree analysis showed that the 35 fragments considered as isolated, totaled 98.25 hectares, corresponding only to 3.99% of the total preserved areas in Cocais. On the other hand, 19 fragments were considered isolated in Ipaba, totaling 56.28 hectares and corresponding to only 1.94% of the total preserved areas. Regarding the shape factor of the forest fragments situated in the studied areas, it was evidenced that most of it was below 5.0 hectares, with low levels of shape factor. It was verified that the larger fragments had higher shape factor values, indicating a tendency towards more stable fragments. The space distribution standards for drainage network on the studied areas were distinct and their analysis stressed that demarcation of legal reserves must always be conducted along with permanent area preservation, so as to form fauna corridors. The differences between standards indicate that in Cocais the fauna corridors are formed by permanent preservation areas interconnecting with legal reserve areas, while in Ipaba, these corridors are formed by the legal reserve areas interconnecting with more distant, and, in some cases, isolated, permanent preservation areas. The analyses of the parameters studied are fundamental for the elaboration of strategies and management proposals aiming at environmental conservation of fragmented ecosystems using landscape management techniques. The use of the proposed methodology allows the establishment of a network of legal reserve and permanent preservation areas connected in distinct reliefs, guaranteeing fauna corridor establishment and, at a large scale, biodiversity corridors.

1. INTRODUÇÃO

Desde os primórdios do domínio dos ecossistemas naturais pelas populações de *Homo sapiens* que a ocupação antrópica vem causando contínuos distúrbios a esses ecossistemas (CAIRNS JR., 2004). A fragmentação de ecossistemas florestais figura na lista dos impactos humanos sobre o ambiente (BROWN et al., 2002) e é citada no artigo sobre sustentabilidade e alteração antropogênica dos processos evolucionários (CAIRNS JR., 2004). Fragmentação de ecossistemas também foi o tema do livro que compõe a série BIODIVERSIDADE, criada pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA, 2003).

A história do antropismo e da redução da cobertura florestal natural no Brasil segue a rotina dos demais países e continentes. Da cobertura vegetal original do bioma Mata Atlântica que existia em 1500 restam apenas fragmentos isolados, em sua maioria pequenos fragmentos localizados em propriedades rurais e uma minoria, de médio ou grande porte, protegida precariamente na forma de Unidades de Conservação (MMA, 2003).

A Mata Atlântica e seus ecossistemas associados cobriam originalmente uma área de 1.350.000 km², que correspondia a cerca de 15% do território brasileiro, espalhados por 17 Estados (RS, SC, PR, SP, GO, MS, RJ, MG, ES, BA, AL, SE, PB, PE, RN, CE e PI). Até 2000, a cobertura vegetal original estava drasticamente reduzida e espacialmente fragmentada, restando na área de domínio do bioma Mata Atlântica, compreendidos pelos Estados de BA, ES, GO, MS, MG, PR, RJ, RS, SC e SP, somente 216.623 km² (S.O.S. MATA ATLÂNTICA/INPE, 2002).

O processo de fragmentação segue a mesma tendência nas áreas de domínios dos biomas Cerrado, Caatinga e Floresta Equatorial (Amazônia Legal brasileira). Enfim, o processo global de fragmentação de habitats é, provavelmente, o maior impacto que o homem tem causado ao ambiente natural (MMA, 2003). Portanto, estratégias de ações conjuntas de empresas, Estado e sociedade precisam ser implementadas no sentido de reverter essa rotina ambientalmente incorreta.

As paisagens nas propriedades de empresas florestais já mostram nítidas diferenças, porque os projetos de reflorestamento dependem de licenciamento ambiental (BRASIL, 1981; MINAS GERAIS, 2004). Esses processos de licenciamento prevêm a necessidade de conservar as áreas de reservas naturais remanescentes, o que está evidenciado nos processos de certificação das florestas de produção (ITTO, 1994; FSC, 1998; IMAFLORA, 1999; ABNT, 2004). Em geral, a gestão ambiental das propriedades agrícolas e pecuárias ainda carece de estratégias conjuntas de ações ambientais, visando recuperar e conservar as áreas de reservas protegidas na propriedade: Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 1965; CONAMA, 2002), Áreas de Reserva Legal (BRASIL, 1965; 2001) e Unidades de Conservação (BRASIL, 2000; 2002). Para cumprir plenamente seus objetivos, todas elas devem ser administradas mediante um plano de manejo (BRASIL, 2000, 2002).

Não somente as grandes reservas com cobertura florestal original, mas também as extensas áreas com cobertura florestal que caracterizam os grandes projetos de base florestal englobam numerosos valores sociais e ambientais, como: a biodiversidade remanescente dos ecossistemas originais, os solos, os recursos hídricos, a paisagem, os processos ecológicos e os ecossistemas. Não só é importante conservar os referidos valores do meio ambiente, como também recuperá-los deve ser uma rotina no manejo florestal de uma organização (HIGHMAN et al., 2005).

Se por um lado o homem, no seu afã de dominação, causou drásticos distúrbios ao ambiente natural e aos processos ecológicos, por outro desenvolveu ciências e tecnologias que devem ser utilizadas, sobretudo para reverter esse processo de degradação ambiental. Então, hoje, a sociedade em geral, o Estado e as organizações podem dispor de conhecimentos científicos e de modernas ferramentas, por exemplo, de SIG (Sistemas de Informações Geográficas), de mapas e de imagens de satélite, além de estratégias para conservar, recuperar e preservar os valores sociais e ambientais dos ecossistemas naturais.

Estratégia de conservação deve ser parte integrante do plano de manejo de uma empresa florestal e compreende as ações para o manejo dos valores sociais e ambientais onde a empresa atua (HIGMAN et al., 2005). Portanto, as ações de manejo para conservação podem afetar a rotina de operações florestais da empresa e impactar, em curto, médio e longo prazo, o planejamento e a execução das operações florestais. Os principais elementos de uma estratégia de conservação são: mapear e discriminar as áreas legalmente protegidas na propriedade (reserva legal e preservação permanente); proteger áreas para conservação; recuperar áreas de conservação; identificar e proteger espécies, principalmente, espécies raras, ameaçadas e em perigo; identificar e controlar riscos à biodiversidade (extração de madeira e de plantas nativas, caça e captura de animais silvestres, invasão de propriedade, fogo, pastoreio etc.); conectar áreas de reservas; e identificar e manejar áreas de alto valor para conservação.

As ferramentas disponíveis para gestão da conservação da biodiversidade abordadas no presente estudo compreendem: cobertura aerofotogramétrica, mapas e programas de computador, que aliados às ciências ambientais permitem planejar uma estratégia de conservação em escalas local e regional, englobando toda a diversidade de ecossistemas, paisagem e usos atual e legal da terra, representativos da região leste do Estado de Minas Gerais.

2. OBJETIVOS

Este estudo teve como objetivo principal subsidiar o planejamento para a conservação ambiental de ecossistemas fragmentados, utilizando a tecnologia do geoprocessamento, aliada às ciências ambientais, em duas áreas da bacia do rio Doce, leste do Estado de Minas Gerais. Os objetivos secundários foram:

- Classificar a cobertura vegetal com base nos parâmetros de estágios de sucessão estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993, de duas áreas distintas, quanto à altitude, topografia e geologia.

- Criar classificações para as coberturas vegetais que ocorrem as áreas de estudo e que não estão contempladas na classificação estabelecida pela Resolução CONAMA.

- Ilustrar em diagramas de perfil os estágios de sucessão definidos pela Resolução CONAMA nº 10/93 e os demais encontrados nas áreas de estudo.

- Mapear a classificação das duas áreas em estudo.

- Utilizar sistemas de informação geográfica para tratamento das informações sobre a cobertura vegetal das duas áreas estudadas.

- Elaborar estratégias e proposições de manejo para conservação ambiental com técnicas de manejo da paisagem a partir dos resultados da classificação das áreas estudadas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Mapeamento e classificação da cobertura vegetal

O mapeamento e a classificação da cobertura vegetal são o primeiro passo que deve ser executado em um diagnóstico ambiental, visando elaborar uma estratégia de conservação ambiental. As seguintes variáveis das áreas de reservas ou fragmentos podem ser classificadas: tipo vegetal; estágio de sucessão ou de regeneração; classes de tamanhos; forma; grau de isolamento ou conectividade; posição no relevo; exposição solar; e tipo de vizinhança. A análise conjunta das variáveis permite a caracterização detalhada da paisagem, conhecer o estado de conservação geral de uma região e fundamentar a elaboração e a execução de uma estratégia de conservação ambiental.

3.1.1. Estágio de sucessão

A classificação da cobertura vegetal, realizada em nível regional, deve ser fundamentada em parâmetros estabelecidos para um contexto amplo, preferencialmente aplicado ao bioma em que se insere a área a ser classificada.

Para o bioma Mata Atlântica, a Resolução nº 10 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 1º de outubro de 1993, em seu Artigo 1º, estabeleceu parâmetros básicos para os distintos estágios sucessionais das formações florestais primárias e secundárias (Apêndice A).

A classificação de estágios de sucessão da Mata Atlântica estabelecida pela Resolução CONAMA nº 10, de 10 de outubro de 1993, foi utilizada por SIF (2003) para classificar fragmentos florestais secundários no leste de Minas Gerais e apresentou facilidade de aplicação. A classificação executada com base nesses parâmetros consistiu no subsídio principal para o planejamento ambiental das áreas classificadas.

3.1.2. Forma dos remanescentes

A forma de um fragmento de habitat afeta diretamente a relação entre o perímetro e a área desse fragmento. Esta relação é inversamente relacionada com o comprimento da borda (MMA, 2003). Assim, os efeitos da forma dos fragmentos sobre a diversidade biológica e sustentabilidade da floresta podem ser tão marcantes como a influência do tamanho. Fragmentos de forma arredondada ou circular apresentam baixa razão borda/interior. Viana (1990) afirmou que a razão borda/interior é que vai determinar a influência do efeito de borda, sendo este efeito decorrente de modificações na luminosidade, temperatura, umidade e velocidade do vento, que são mais pronunciadas nas bordas da floresta, diminuindo no sentido do seu interior. O autor citou ainda que para as plantas os efeitos de borda podem ser diretos (climáticos) ou indiretos (interações com predadores, dispersores, cipós etc.) e que para uma mesma forma a fração do fragmento sujeita ao efeito de borda é inversamente proporcional ao tamanho do fragmento. Portanto, as influências físicas e biológicas que ocorrem nas bordas dos fragmentos vão alterar mais pronunciadamente a estrutura e a composição nas áreas florestais localizadas nas periferias dos fragmentos, e, quase sempre, quanto maior é a fração do fragmento florestal sujeita ao efeito de borda, maior a área perturbada. Como a maioria dos fragmentos florestais de Mata Atlântica possui forma alongada (geralmente situados nos topos de morros), estes apresentam, em geral, acentuado efeito de borda.

3.1.3. Classe de tamanho

Quanto à área de fragmentos florestais, há alta correlação entre diversidade biológica e tamanho do fragmento, sendo citado, em vários trabalhos (MACARTHUR e WILSON, 1967; PEREIRA, 1999; MMA, 2003), que ocorre

redução do número de espécies em razão da diminuição da área do fragmento florestal. Viana (1990) relatou que o tamanho dos fragmentos afeta a dinâmica das populações animais e vegetais, sendo necessário promover ações de manejo. Como primeiro passo para o manejo, é preciso conhecer a distribuição de tamanho dos fragmentos. Na área de domínio da Mata Atlântica, a ocupação antrópica redundou na formação de um grande número de fragmentos pequenos, o que resulta em populações pequenas, para um grande número de espécies arbóreas (S.O.S. MATA ATLÂNTICA/INPE/ISA, 1998). Este fato constitui um sério problema para a auto-sustentabilidade das populações, incluindo problemas de endogamia, falta de polinizadores, dispersores etc. O resultado desse processo de fragmentação e perturbação foi a formação de fragmentos que apresentam sérios indícios de insustentabilidade (MMA, 2003).

3.1.4. Posição no relevo

A posição de um fragmento em relação ao relevo (toposeqüência) influencia bastante a sua composição florística, posto que há espécies características de baixada, encosta e topos de morros, que têm suas ocorrências ligadas a fatores como fertilidade, produtividade e umidade do solo, altitude, declividade etc. No domínio da Mata Atlântica, em regiões de relevo ondulado a montanhoso, a ocupação antrópica fez predominar remanescentes florestais situados, em sua maioria, nas calotas superiores dos morros (topos) e em áreas de maior declividade, o que influencia grandemente a composição, altura e estratificação das “ilhas” florestais (GALINDO-LEAL et al., 2005).

3.1.5. Grau de isolamento e de conectividade

Outra característica que influencia a estrutura e a dinâmica de fragmentos florestais é o grau de isolamento dos fragmentos. Forman e Godron (1986) definiram grau de isolamento de um fragmento como sendo a média das distâncias até os fragmentos vizinhos mais próximos. Em áreas de Mata Atlântica, onde se observa uma pequena densidade de fragmentos florestais, o grau de isolamento pode influenciar substancialmente a migração de propágulos e animais, podendo comprometer a biodiversidade dos mesmos. Segundo Viana (1990), o grau de

isolamento é um importante fator na determinação do tamanho efetivo de um fragmento florestal. O autor relatou que o tamanho efetivo de um fragmento florestal é determinado pela área, pelo grau de diferença entre a vegetação e a vizinhança do fragmento e pelo grau de isolamento. Dentro do conceito de tamanho efetivo de fragmentos, cita-se que o efeito da distância de outras áreas florestais e a permeabilidade da vegetação vizinha determinam o tamanho efetivo destes fragmentos. Áreas florestais separadas por pequenas distâncias e vizinhas de vegetação mais permeável possuem maior tamanho efetivo. A ligação de fragmentos através de corredores de vegetação também pode aumentar a área efetiva destes. Trabalhos desenvolvidos por Almeida e Laranjeiro (1992) mostraram que, em relação à avifauna, existe grande migração de aves nas áreas de reflorestamentos próximas às áreas de mata. Os autores concluíram que a presença do sub-bosque também pode aumentar o tamanho efetivo dos fragmentos florestais.

Nos estudos biológicos das ilhas continentais, observou-se que a diversidade das espécies presentes nesses locais depende basicamente de dois fatores: diversidade e complexidade dos ecossistemas ali representados, e distância das fontes de colonização (McARTHUR e WHITMORE, 1979).

Estudos realizados na bacia do rio Macacu, no Estado do Rio de Janeiro, demonstram que quanto maior a distância entre fragmentos florestais, menor é a similaridade entre as comunidades de pequenos mamíferos dos fragmentos (MMA, 2003), indicando que, provavelmente, as restrições aos processos de colonização podem influenciar a composição de espécies nos fragmentos florestais.

3.1.6. Tipo de vizinhança

O tipo de vizinhança pode influenciar a diversidade e a dinâmica do ecossistema florestal. As áreas circunvizinhas de um fragmento florestal podem funcionar como barreira para o trânsito de animais (plântio de cana), como fonte de propágulos invasores (sementes de gramíneas), como fonte de poluentes (agrotóxicos), como fonte de perturbação (fogo, caçadores) ou como modificadores climáticos (pastagem) (VIANA, 1990). Em pesquisa desenvolvida pela ESALQ/USP em áreas florestais circundadas por reflorestamento, foi observado que no fragmento localizado junto ao plântio de cana houve maior incidência de fogo, maior frequência de queda de árvores nas bordas, maior ocorrência de cipós e maior intensidade de

perturbações antrópicas do que nos fragmentos circundados por reflorestamento (VIANA, 1990).

Estudo realizado no Vale do Rio Doce demonstrou ocorrência de alta infestação de gramíneas em sub-bosque de um fragmento florestal vizinho de pastagens (SIF, 2003). Por outro lado, fragmentos vizinhos de plantações florestais são beneficiados com o aumento da área de vida para as populações da fauna e pelos corredores formados pelas plantações, permitindo a entrada e a saída de propágulos vegetais (FIRME et al., 2006).

3.2. Sistemas de informações geográficas no planejamento da conservação ambiental

A denominação Sistemas de Informações Geográficas (SIG) é comumente confundida com geoprocessamento. O nome geoprocessamento é o conceito mais abrangente e representa qualquer tipo de processamento de dados georreferenciados, enquanto um SIG processa dados gráficos e não-gráficos, com ênfase em análises espaciais e modelagens de superfícies.

Segundo Meneguette (2001), para melhor compreender o que representa um SIG, devem-se conhecer as definições de sistema, informação geográfica e sistema de informação, quais sejam:

a) Sistema: Conjunto ou arranjo de elementos relacionados de tal maneira a formar uma unidade ou um todo organizado, que se insere em um sistema mais amplo.

b) Informação geográfica: Conjunto de dados ou valores que podem ser apresentados em forma gráfica, numérica ou alfanumérica, cujo significado contém associações ou relações de natureza espacial.

c) Sistema de informação: Conjunto de elementos inter-relacionados que visam a coleta, entrada, armazenamento, tratamento, análise e provisão de informações.

É cada vez mais necessário interagir informações de diferentes fontes, visto que somente a partir dessas interações podem ser obtidas informações confiáveis para a tomada de decisão e para o planejamento da conservação ambiental.

Segundo Câmara e Medeiros (1998), um SIG armazena a geometria e os atributos dos dados que são georreferenciados, isto é, localizados na superfície terrestre

e em uma projeção cartográfica qualquer. Os dados tratados em geoprocessamento têm como principal característica a diversidade de fontes geradoras e de formatos apresentados.

Uma das vantagens da utilização de um SIG é a possibilidade de se fazer simulações, o que pode ser definido como análise espacial, que se resume em fazer comparações entre diferentes situações, simuladas ou não. A seguir estão apresentadas algumas definições de SIG, citadas por INPE (1998) e Câmara e Medeiros (1998), e seus respectivos autores:

a) “Um conjunto manual ou computacional de procedimentos utilizados para armazenar dados georreferenciados” (ARONOFF, 1993).

b) “Conjunto poderoso de ferramentas para coletar, armazenar, recuperar, transformar e visualizar dados sobre o mundo o real” (BURROUGH, 1986).

c) “Um sistema de suporte à decisão que integra dados referenciados espacialmente num ambiente de respostas a problemas” (COWEN, 1988).

d) “Um banco de dados indexados espacialmente, sobre o qual opera um conjunto de procedimentos para responder a consultas sobre entidades espaciais” (SMITH et al., 1993).

Essas definições refletem a multiplicidade de usos e apontam o SIG como uma ferramenta multidisciplinar para o estudo e o planejamento do uso do solo, incluindo o planejamento da conservação ambiental.

A produção e a atualização de SIGs aplicáveis ao planejamento ambiental vêm sendo intensificadas nos últimos anos. Existem vários SIGs com capacidade para processamento e tratamento de informações obtidas de diagnósticos ambientais, e vários são os trabalhos científicos que já utilizaram esses programas como ferramenta.

Oliveira (1997) utilizou **Idrisi for Windows**, version 1.0, para diagnosticar fragmentos florestais nativos na região sul do Estado da Bahia. Os resultados desse estudo demonstraram que os programas utilizados foram eficientes para o mapeamento e diagnóstico dos remanescentes florestais nativos, e o autor os recomendou como uma evolução e, ou, revolução para esse tipo de trabalho.

Bernardi (2001) mapeou, em duas épocas diferentes, uma área de aproximadamente 1.000.000 ha localizada no sudoeste de Estado de Santa Catarina, e detectou, com o uso de um sistema de informações geográficas, mudanças no uso do solo ocorridas na região, analisando imagens Landsat 5 TM.

Pereira (1999) mapeou e caracterizou os fragmentos florestais de vegetação arbórea a partir de fotografias aéreas (UFV, 1994), ortofotocartas (CEMIG, 1986) e cartas geográficas (IBGE, 1979), e elaborou propostas para implementar melhorias ambientais nos remanescentes.

Martins (1998), Albanez (2000), Martins (2002), Altoé (2005), Hott et al. (2005), Ribeiro et al. (2005), dentre outros, utilizando a tecnologia do SIG, descreveram metodologias de análise da fragmentação florestal, demarcação de áreas de preservação permanente e estratégias para conservação ambiental.

3.3. Ciências ambientais e planejamento da conservação

3.3.1. Biodiversidade, estrutura e dinâmica de fragmentos florestais

A floresta fragmentada é submetida, com o passar do tempo, a grandes modificações, principalmente em função do isolamento e da redução de área. Esses fatores modificam a composição de espécies (flora e fauna), a estrutura e a dinâmica da floresta e aumentam o número de árvores mortas, de cipós e a incidência de fatores antrópicos, e em decorrência destas alterações a sustentabilidade desse fragmento pode ficar comprometida.

Dentre as conseqüências mais importantes do processo de fragmentação das florestas tropicais, segundo Viana (1990), podem ser citadas a diminuição da diversidade biológica, o distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, as mudanças climáticas, a degradação dos recursos naturais e a deterioração da qualidade de vida das populações tradicionais. A redução da área florestal leva à redução significativa do número de espécies, afetando também a dinâmica das populações de animais e plantas, podendo comprometer a regeneração natural e, conseqüentemente, a sustentabilidade das florestas. Pode-se notar que nas áreas de Mata Atlântica os fragmentos florestais estão, em sua maioria, em processo de degradação e precisando de adoção de técnicas de manejo para recuperação da biodiversidade, necessária para torná-los mais produtivos, seja do ponto de vista econômico, seja do ponto de vista ecológico. Assim, o processo de fragmentação florestal faz acentuar as perdas de qualidade, tanto ecológica quanto econômica, dos remanescentes de habitat, em função da mortalidade resultante do efeito de borda e da extinção local da população (DÁRIO, 1999).

O estudo da fragmentação é baseado, em grande parte, na teoria de biogeografia de ilhas oceânicas (MACARTHUR e WILSON, 1967). Essa teoria auxilia na interpretação e nos estudos das modificações provocadas pelo processo de isolamento de pequenas áreas e produziu um corpo de conhecimento teórico significativo, envolvendo modelos descritivos e preditivos da variação da diversidade biológica, em função do tamanho da ilha. Segundo a teoria da biogeografia de ilhas, a diminuição da superfície está normalmente associada à diminuição exponencial do número de espécies (MACARTHUR e WILSON, 1967). A teoria da biogeografia das ilhas procura associar as características de ilhas oceânicas e “ilhas continentais”.

As ilhas, segundo Odum (1983), fornecem laboratórios naturais para o estudo da evolução. Em termos simples, a teoria prevê que o número de espécies de uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre a imigração de novas espécies e a extinção daquelas já presentes.

Wilson e Willis (1975) e Odum (1981) sugeriram que a teoria de biogeografia de ilhas fornece uma base para o planejamento de reservas naturais estabelecidas para preservarem a diversidade natural ou espécies ameaçadas, ou ambas as coisas. De acordo com estas considerações,

uma reserva grande é preferível a um grupo de reservas menores que tenham a mesma área. Se forem inevitáveis parques pequenos, eles devem estar situados próximos uns aos outros ou ligados por corredores de vegetação para facilitar a imigração. Uma forma circular que maximiza a proporção entre a área e o perímetro é preferível a uma reserva alongada. Como as reservas ou parques estabelecidos dentro de uma área continental raramente são tão isolados quanto ilhas oceânicas ou costeiras, não há certeza se o modelo de MacArthur e Wilson se aplica ou não (ODUM, 1983).

Segundo Rankin-de-Merona e Ackerly (1987), ilhas oceânicas e continentais estão sujeitas a muitas condições similares, de forma que as prerrogativas, a seguir, aplicam-se a todos tipos de ilhas:

- Propágulos têm maior probabilidade de alcançar, estabelecer-se e colonizar uma ilha, quanto maior for a mesma, independentemente da natureza do propágulo.

- A probabilidade de uma diferenciação taxonômica em uma ilha se tornar endêmica está positivamente correlacionada com o grau de isolamento da ilha.

- A probabilidade de um propágulo alcançar uma ilha está inversamente correlacionada com a distância entre a ilha e a fonte de propágulo.

Para o conhecimento de características estruturais dos remanescentes, visando a elaboração de planos de manejo para produção madeireira ou conservação da biodiversidade, torna-se necessária a realização de uma análise estrutural, onde serão obtidos dados básicos sobre as diferentes espécies presentes nesses fragmentos. Informações referentes à frequência, densidade e dominância das espécies, assim como valores de importância, diversidade, agregação e outros, podem auxiliar no manejo dos remanescentes. Os resultados das análises estruturais, segundo Lamprecht (1962), permitem, entre outras coisas, deduções importantes acerca da origem, das características ecológicas, do dinamismo e das tendências do futuro desenvolvimento das comunidades florestais. Segundo o autor, esses estudos podem traçar bases sólidas para aumentar os acertos das ações de manejo.

Pode-se observar que a grande maioria dos fragmentos florestais de Mata Atlântica apresenta-se bastante modificada em estrutura e composição de espécies vegetais, sendo essas modificações ocasionadas tanto pelo processo de isolamento, como pela extração seletiva e freqüente de madeira. A exploração seletiva de espécies de valor econômico leva, muitas vezes, à extinção local de espécies. Desde a extração do pau-brasil (primeiro ciclo da economia brasileira) até o final do século XX, predominou esse modelo de exploração, no qual determinada espécie é retirada da área até sua total extinção. Até mesmo o corte de árvores isoladas dentro da floresta ocasiona a abertura de grandes clareiras, portanto condicionando a floresta a uma dinâmica sucessional diferente da natural. Por conseguinte, observa-se que as espécies dominantes diminuem sua frequência e que muitas populações foram totalmente dizimadas nas regiões mais afetadas pela ação do homem. Essa degradação fica mais bem caracterizada se considerar como biodiversidade não somente o conjunto de espécies de plantas e animais e outros organismos, mas também todo o patrimônio genético de cada espécie e variedade do ecossistema (CIMA,1991).

A estrutura e a dinâmica da floresta podem ser afetadas por diversos fatores, sendo os principais: histórico de perturbações, tamanho, forma, tipo de vizinhança e grau de isolamento e posição topográfica.

A história de perturbações consiste em um apanhado de todas atividades, principalmente as antrópicas, que ocorreram na área estudada, sendo importante que

se promova o levantamento, o mais complexo possível, de forma a retornar ao máximo no tempo. Segundo Viana (1990), para entender a estrutura e a dinâmica atuais de um fragmento é importante reconstruir ao máximo a história da vegetação local. O autor relatou que a maior parte dos fragmentos florestais remanescentes da Mata Atlântica sofreu algum tipo de perturbação antrópica nos últimos quatro séculos, existindo poucas exceções em áreas de difícil acesso.

Uma análise do processo histórico de colonização humana ao longo da rodovia BR 163, na região do Baixo Tapajós, evidenciou tendência geral de redução tanto na riqueza, quanto na abundância de espécies de primatas, relacionada ao tempo de colonização (MMA, 2003).

Modificações na estrutura e composição dos ecossistemas florestais podem ser notadas logo após a ocorrência do processo de fragmentação. Frankel e Soulé (1981) observaram que reservas isoladas apresentavam, após 19 meses de isolamento da área, mudanças ecológicas na estrutura, no comportamento reprodutivo de alguns indivíduos e na interação de plantas e animais, evidenciando que mudanças significativas já estariam ocorrendo nas dinâmicas das populações nas reservas isoladas. Os autores empregaram o termo **colapso** para caracterizar a rápida erosão de diversidade de espécies, atribuível, direta ou indiretamente, às conseqüências da insularização, tendo como entrada ao processo a imigração e a especiação. Em função das relações de números de espécies/área, esses autores citaram que, em termos médios, uma reserva excluiria cerca de 30% das espécies da comunidade original para cada redução de dez vezes a área original.

3.4. Técnicas de manejo para conservação da biodiversidade

Até o presente, mostrou-se que os fragmentos florestais possuem determinadas características estruturais e biológicas, sendo a maioria decorrente do isolamento. Essas características, dependendo de sua intensidade, podem comprometer a sustentabilidade dos remanescentes florestais, tornando necessárias ações de manejo que visam a conservação e a máxima recuperação possível da biodiversidade original. Para tanto, várias técnicas de manejo podem ser utilizadas.

3.4.1. Manejo em nível de populações

No manejo de fragmentos florestais é fundamental o conhecimento da ecologia das espécies, principalmente daquelas que foram objeto de colheitas e se encontram com populações pequenas ou ameaçadas de extinção (REIS et al., 1992). Esta medida é básica quando se pretende realizar um manejo sustentável, envolvendo usos econômicos dos solos em consonância com a conservação da biodiversidade. Como existe grande interação entre populações vegetais e animais em ecossistemas florestais tropicais, o monitoramento de determinadas populações vegetais e animais possibilita a contínua avaliação de partes da comunidade (REIS et al., 1992). Segundo os autores, as espécies escolhidas para acompanhamento da dinâmica de suas populações devem caracterizar as intrincadas relações plantas/animais, envolvendo principalmente os processos de polinização e dispersão de sementes, uma vez que eles influenciarão diretamente o fluxo gênico das populações.

Viana (1990) relatou que a fase do ciclo de vida que está limitando a perpetuidade de uma espécie pode ser a frutificação, a germinação, o crescimento de plântulas etc., devendo ser alvo preferencial das práticas de manejo. O autor descreveu uma seqüência prática para diagnose do problema da regeneração natural de espécies arbóreas, em que a primeira etapa é verificar se há produção de sementes. Em caso negativo, o problema pode ser de polinização insuficiente ou excessivamente endogâmica, excesso de predação, ou estresse climático ou edáfico. Caso haja produção de sementes, o segundo passo é verificar se está ocorrendo germinação de sementes. Em caso negativo, o problema pode ser a falta de dispersão de sementes, o excesso de predação e doenças, ou ambiente físico-químico inadequado. Caso haja germinação de sementes, o próximo passo é verificar se o crescimento de plântulas e arvoretas está ocorrendo normalmente. Se este fato não estiver ocorrendo, pode ser resultado de excesso de competição com cipós e outras plantas, ambiente físico-químico inadequado, excesso de predação e doenças, ou excessiva quebra de árvore pela ação dos ventos.

A partir do diagnóstico da regeneração natural, podem ser definidas técnicas de manejo para solucionar o problema e regularizar o processo. Após a identificação dos fatores limitantes ao crescimento das populações de espécies em fragmentos florestais, podem ser selecionados os tratamentos silviculturais mais apropriados. Além dos tratamentos tradicionais, podem ser usados a reintrodução de espécies e o

manejo de populações de animais polinizadores e dispersores, além do controle de predadores e de doenças. O manejo do ambiente físico-químico pode ser feito com adubação e correção do solo, além do desbaste de vegetação competidora para o controle da luminosidade.

Pequenas populações podem comprometer a perpetuidade de algumas espécies. Rankin-de-Merona e Ackerly (1987) consideraram como um sério problema de sustentabilidade em pequenos fragmentos a população reduzida de muitas espécies de plantas, geralmente inferior a 15 indivíduos. Devem-se considerar para espécies raras problemas como a endogamia, a falta de polinizadores e dispersores e, ainda, a proliferação de espécies competidoras e invasoras.

Florestas secundárias jovens são caracterizadas por apresentar alta incidência de árvores mortas, alta concentração de cipós e espécies com elevado número de indivíduos, podendo caracterizar infestações. O conhecimento da estrutura demográfica, a distribuição de espécies e os comportamentos reprodutivos devem ser considerados, quando se pretende manejar os fragmentos florestais para conservação da biodiversidade.

Conforme Viana (1990), a partir de uma análise demográfica pode-se responder a pergunta central primordial: “estão as populações em equilíbrio, extinção ou crescimento?” A primeira etapa de uma análise demográfica é o levantamento da distribuição das classes de tamanho das populações, que no caso de árvores equivale ao inventário da distribuição diamétrica das árvores e arvoretas e das alturas das plântulas. Essa distribuição permite detectar casos extremos, como aqueles em que não ocorre regeneração natural.

Características de espécies como tamanho, fecundidade e suscetibilidade à predação e às mudanças climáticas resultam em grandes diferenças nas taxas de crescimento e tempo de persistência nos fragmentos (RANKIN-DE-MERONA et al., 1987). Populações mais sensíveis a perturbações ambientais podem apresentar freqüentemente flutuações e serem extintas mais rapidamente do que aquelas que apresentam a mesma média de freqüência, mas que são menos sensíveis às perturbações (CASWEL, 1989).

Quando se pretende manejar fragmentos florestais com a finalidade de conservar a biodiversidade do ecossistema, torna-se necessário recuperar populações e ambientes degradados. Uma técnica que pode ser adotada com esta finalidade é o enriquecimento dos fragmentos florestais (REIS et al., 1992). Para tanto, é preciso

conhecer alguns parâmetros básicos de cada espécie, como fenologia, estratégias de reprodução, número ideal de porta-semente, tipos de flores, frutos, ciclos de vida e as características ecofisiológicas das espécies. O enriquecimento de fragmentos florestais deve contemplar espécies que atendam aos objetivos ecológicos, visando, assim, aumentar a diversidade biológica desses fragmentos. As espécies frutíferas, por exemplo, devido à oferta de alimentos, podem reter determinadas espécies da fauna silvestre por mais tempo na área florestal.

Diante da dificuldade de avaliar processos dinâmicos de comunidades tão complexas como florestas tropicais, estudos têm sido propostos, no sentido de monitorar a dinâmica de algumas espécies-chave dentro do sistema (REIS et al., 1992). Os autores mencionaram a necessidade de controlar as taxas de incremento de determinadas espécies arbóreas (mutualistas-chave) sob manejo, evitando sua substituição dentro da comunidade florestal. Também seria de fundamental importância avaliar algum outro organismo associado (elos móveis), pois o equilíbrio dinâmico de ambos seria um forte indício da conservação da comunidade como um todo, devido ao forte entrelaçamento das comunidades dentro de ecossistemas tropicais. A interação entre a flora e a fauna em florestas tropicais é muito estreita. Por conseguinte, processos de polinização, dispersão ou herbivoria são diretamente relacionados com a dinâmica das espécies.

A maioria das espécies da floresta tropical é polinizada e dispersa por animais, e a ausência desses polinizadores e dispersores de sementes pode afetar diretamente a taxa de crescimento da população de plantas (COSTA et al., 1992). Segundo Caswel (1989), se existe o interesse na não-extinção local de populações, deve-se aprofundar a análise demográfica, para determinar a fase do ciclo de vida que mais afeta a taxa de crescimento populacional.

Em trabalho desenvolvido por Costa et al. (1992), com o objetivo de acompanhar a síndrome de dispersão de espécies na Reserva Florestal de Linhares, foi observado que 74% das espécies apresentavam síndrome de dispersão do tipo zoocoria, 24% das espécies anemocoria e apenas 4% de autocoria. Nesses experimentos, a dispersão do tipo zoocórica foi predominante nas Leguminosae (*Inga*, *Ormosia*, *Swartzia* e *Andira*), Myrtaceae (*Myrcia* e *Eugenia*), Lauraceae (*Ocotea*), Sapindaceae (*Talisia*) e Flacourtiaceae (*Casearia*). Entre as anemocóricas ressaltaram-se Bignoniaceae (*Tabebuia*), Lecythidaceae (*Cariniana*), e Vochysiaceae (*Qualea*). Outros trabalhos, como o desenvolvido por Mathes (1980), em floresta

mesófila, apresentam resultados semelhantes: 69,7% das espécies foram zoocóricas, 23,64% anemocóricas e 6,66% autocóricas. Costa et al. (1992) concluíram que para a formação estudada a sucessão depende da ação de agentes dispersores bióticos e que as técnicas propostas para o manejo dessas áreas têm de levar em conta as conseqüências para as populações animais.

O manejo para conservação deve estar embasado em estudos das populações das diferentes espécies, nas diferentes classes de diâmetro e altura, procurando identificar o motivo da redução ou do crescimento de espécies nos diferentes estratos de uma comunidade vegetal.

3.4.2. Manejo em nível de fragmento

Em termos de técnicas de manejo a serem aplicadas em nível de fragmento, podem-se inferir diversos tratamentos para a “ilha florestal” como um todo. Dentre os tratamentos silviculturais usados citam-se: corte de cipós; desbaste; plantio de enriquecimento; anelamento de espécies indesejáveis; proteção contra incêndio, caça e extração de vegetação ilegal; estabelecimento de bordaduras e corredores entre fragmentos; e enriquecimento e manejo da fauna, especialmente os polinizadores, dispersores e predadores de sementes.

Pode-se, ainda, incluir como tratamentos culturais o controle de bambus e taquaras, que são comuns, principalmente, em áreas florestais atingidas por incêndios.

Como referência ao corte de cipós, é preciso observar que esta operação não deve constituir-se na sua erradicação, mas sim no controle da sua população, posto que eles contribuem para manutenção das populações de diversas espécies da fauna silvestre (LOPES, 2005). A elevada dominância de cipós é associada à baixa densidade de regeneração natural da floresta. Dentre os diversos efeitos prejudiciais causados pelos cipós, citam-se: aumento do sombreamento do piso da floresta, prejudicando a regeneração natural; competição por luz com as árvores dominantes, influenciando a floração, frutificação e produção de sementes; e aumento da mortalidade de árvores, devido à competição por luz e, ou, nutrientes, ou parasitismo (JANZEN, 1983).

Estudo realizado em uma Floresta Ombrófila Densa secundária demonstrou que o corte dos cipós pode ser importante técnica para estimular a regeneração natural e o desenvolvimento dos estratos arbóreos (SCHETTINO, 1999).

A retirada de espécies invasoras ao redor das plantas é uma prática que pode ser realizada em nível de espécies e visa beneficiar as mudas plantadas ou regeneradas. Este trato cultural é feito visando estimular o crescimento dessas mudas, principalmente quando é desejável que a espécie participe do dossel da floresta.

A combinação de vários aspectos, como alto porcentual de redução da cobertura de vegetação nativa; pequena área individual; formato alongado dos fragmentos; baixa frequência natural de muitas espécies; elevada densidade de espécies invasoras; e alta vulnerabilidade a perturbações antrópicas, configura um quadro de extrema gravidade para a conservação da biodiversidade (MMA, 2002).

3.4.3. Manejo em nível regional

A abordagem de fragmentos, no contexto regional, é importante, posto que se consideram fatores como: frequência, tamanho, forma, estágio sucessional, estado de conservação, distribuição espacial e tipo de vizinhança.

Em uma abordagem em nível de “ecologia da paisagem”, a primeira alternativa para manejo é o plantio de quebra-ventos nas margens dos fragmentos. Esse tratamento tem como objetivos diminuir o tombamento de árvores na borda e modificar o microclima da borda. O quebra-vento deve ser implantado nas faces mais sujeitas à ocorrência de vendavais. Os quebra-ventos, plantio de árvores na borda, se justificam mais em fragmentos sujeitos à alta mortalidade de árvores e ocorrência de cipós na borda (SIF, 2003). Como outra alternativa de manejo em nível de paisagem, a implantação de corredores de vegetação natural entre fragmentos isolados é comumente recomendada (DÁRIO, 1999; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2001; SIF, 2003, 2005). Este tratamento tem como objetivo aumentar o tamanho efetivo dos fragmentos por meio do aumento do fluxo de animais, pólen e sementes. Os corredores são mais recomendados para fragmentos pequenos e isolados por grandes distâncias e, ou, com vizinhança pouco permeável ao movimento de animais. Não só os corredores de vegetação natural são eficientes para interligar fragmentos, mas também os povoamentos homogêneos com espécies madeireiras de rápido crescimento, notadamente quando esses povoamentos estão situados entre os fragmentos florestais (FIRME et al., 2006).

3.5. Aplicação de princípios de sucessão secundária em conservação ambiental

Os estágios sucessionais de uma floresta fragmentada são caracterizados em termos de microclima, solo, vegetação, animais e condições microclimáticas. Existe uma composição florística e faunística característica de cada estágio sucessional, sendo esta biota adaptada às características presentes. Existem diversos estudos sobre processos sucessionais em florestas tropicais, devendo ser ressaltado que estes processos estão, em grande parte, ligados à dinâmica das clareiras. Constituem as clareiras as aberturas que ocorrem no dossel superior da floresta. Estas têm características diversas e originam diferentes condições ambientais, principalmente quanto aos fatores temperatura e luminosidade. Esse processo de dinâmica de sucessão em clareiras garante a permanência de muitas espécies no ecossistema (JARDIM et al., 1993).

Uma floresta inequívoca, de acordo como Whitmore (1978), é um mosaico de manchas em diferentes estágios de maturidade, cujo ciclo de crescimento se inicia com as clareiras. O autor relata que para muitas espécies um dos principais fatores que regulam a estrutura da população é a chance de ocorrência de uma clareira sobre as plântulas, a qual lhes permite crescer. O tamanho da área, a presença de propágulos no sítio, a distância das fontes de colonização e as condições de tempo podem, juntas, explicar a variabilidade de sítio para sítio em sucessão, após ação antrópica ou natural (PICCKET, 1983). Portanto, as clareiras de tamanhos e formas variáveis ocasionam mudança na composição e estrutura da floresta tropical, devendo ser destacado que o estudo da dinâmica das clareiras representa importante variável no manejo para conservação das florestas tropicais. Dependendo do tamanho da clareira, do ambiente físico e da taxa de recorrência, a floresta vai possuir uma estrutura característica (JARDIM et al., 1993).

A análise estrutural da floresta pode fornecer importantes subsídios para a análise desse ecossistema em termos de sucessão florestal. Por meio da análise da estrutura diamétrica de uma espécie podem ser tiradas várias conclusões sobre sua auto-ecologia e participação na floresta. Espécies tolerantes possuem distribuição em forma de J-invertido, já as espécies pioneiras, características de estágios iniciais da sucessão florestal, apresentam ausência de indivíduos nas classes inferiores de diâmetros nos estágios mais avançados da sucessão. A distribuição da espécie nos diferentes estratos da floresta, assim como sua presença ou ausência na regeneração

natural, pode oferecer indicativos da tolerância, do comportamento e da participação da espécie em outros estágios sucessionais. O estudo da regeneração natural pode sugerir acerca da permanência das espécies na floresta (JARDIM et al., 1993). Segundo Swaine e Hall (1983), citado por Jardim et al. (1993), resultados obtidos em trabalhos desenvolvidos em Ghana (na África Tropical) demonstraram que a diversidade florística da vegetação sucessional foi maior que a da floresta madura, indicando a necessidade da formação de clareiras para ativação do processo sucessional.

O conhecimento das estruturas horizontal e vertical da floresta, da dinâmica das clareiras, do banco de sementes do solo, do estágio sucessional e das características ecofisiológicas e reprodutivas das espécies deve ser considerado na definição de técnicas para conservação da biodiversidade (JARDIM et al., 1993).

3.6. Critérios para marcação de áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente

A delimitação das áreas de reservas florestais sempre foi um assunto bastante discutido e polêmico. O Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), em seu Artigo 16, estabeleceu um percentual mínimo de área de vegetação original que deve permanecer como depositária das características originais do ecossistema. Entretanto, não informa quanto ao melhor local para demarcação dessas reservas.

Os estudos sobre a teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR e WILSON, 1967) e fragmentação florestal fornecem subsídios para o estabelecimento de critérios para marcação de reservas naturais, principalmente na definição da forma, localização e proximidade de outras reservas. Quanto maior a área a ser delimitada, maior será sua capacidade de abrigar espécies. Em geral, o tamanho da área depende fundamentalmente das espécies de animais que ela abriga, ou seja, a área necessária para manutenção de indivíduos de lobo-guará é diferente daquela necessária para manutenção de indivíduos de pequenos mamíferos.

Entende-se por reserva natural uma região colocada à parte para proteção de espécies nela contida, possuindo o seu ambiente físico e biológico característico. O objetivo das reservas é manter esperançosamente para a perpetuidade um conjunto altamente complexo de processos genéticos, ecológicos, evolucionários, comportamentais e físicos, assim como as populações co-evoluídas que participam nesse processo (KAGEYAMA et al., 1986).

O isolamento de uma reserva natural pode provocar a decadência ecossistêmica. Em parques nacionais norte-americanos, constatou-se que houve pelo menos 42 casos, nos últimos 100 anos, de extinção de espécies de mamíferos dentro dos limites da área protegida. A razão provável é que os parques são ilhas ecológicas, danificadas em suas bordas pela ação humana (SCHIERHOLZ, 1991).

Quanto à redução do número de espécies devido à redução de área, em termos médios, uma reserva excluiria cerca de 30% das espécies da comunidade original para cada redução de dez vezes em sua área total (KAGEYAMA et al., 1986).

Diversos autores discutiram os melhores critérios para marcação de reservas florestais. Entre eles, Frankel e Soulé (1981) propuseram as seguintes regras para delinear as reservas florestais:

a) as reservas têm de ser tão grandes quanto possíveis, pois a taxa de extinção diminuiu com o tamanho da área; e

b) as reservas têm de ser tão proximamente juntas quanto possível, porque a imigração é mais possível se as reservas estão próximas.

3.7. Ecologia da paisagem

A paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas (em geral, ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso ou ocupação de terras), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (grau de proximidade e de fragmentação) dessas unidades, devendo esta heterogeneidade existir para pelo menos um fator, segundo um observador e em uma determinada escala de observação (METZGER, 2001).

O termo ecologia de paisagem foi empregado pela primeira vez em 1939, pelo biogeógrafo alemão Carl Troll (1899-1975), apenas quatro anos após Tansley (1935) ter introduzido o conceito de “ecossistema” (METZGER, 2001). O ponto de partida da ecologia de paisagens é muito semelhante ao da ecologia de ecossistemas: a observação das inter-relações da biota (incluindo o homem) com o seu ambiente, formando um todo. No entanto, a definição de paisagem difere bastante da definição de ecossistema. Ao definir ecossistema, Tansley (1935) deixa claro que se trata de um “sistema” onde há interdependência de seus componentes e existência de um ciclo de matéria e de mecanismos de auto-regulação (TROPPIAIR, 2000). A noção

básica de paisagem é a espacialidade, a heterogeneidade do espaço onde o homem habita (TROLL, 1971).

A paisagem não se caracteriza, em princípio, por ter as propriedades de um “sistema”. O ecólogo da paisagem tem uma preocupação maior em estudar a heterogeneidade espacial (i.e., relações horizontais), o que contrasta com a visão do ecólogo de ecossistema, que busca entender as interações de uma comunidade com o sistema abiótico (i.e., relações verticais) em um ambiente relativamente homogêneo. A entidade espacial heterogênea que constitui uma paisagem engloba aspectos geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto culturais. Esta noção visual, espacial e global está profundamente impregnada nas abordagens atuais de ecologia de paisagens.

Portanto, a ecologia de paisagens possui várias definições e duas abordagens básicas, a saber: uma área de conhecimento que considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas espaciais e temporais através de paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e o manejo da heterogeneidade espacial (RISSER et al., 1984); o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (FORMAN e GODRON, 1986); uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (TURNER, 1989); uma forma de considerar a heterogeneidade ambiental em termos espacialmente explícitos (WIENS et al., 1993); a investigação da estrutura e do funcionamento de ecossistemas na escala da paisagem (POJAR et al., 1994); uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e o seu espaço de vida, natural e construído (NAVEH e LIEBERMAN, 1994).

Essas definições mostram uma nítida bifurcação no foco principal de interesse do ecólogo da paisagem. De um lado, há uma *ecologia humana de paisagens*, centrada nas interações do homem com seu ambiente, onde a paisagem é vista como o fruto da interação da sociedade com a natureza. Essa é a linha seguida pela “abordagem geográfica”, representada aqui pela definição de Naveh e Lieberman (1994). De outro lado, há uma *ecologia espacial de paisagens*, particularmente preocupada na compreensão das conseqüências do padrão espacial (i.e., a forma pela qual a heterogeneidade se expressa espacialmente) nos processos ecológicos. Esta é a linha principal de pesquisa na “abordagem ecológica”.

3.8. Paisagem e fragmentação

Segundo MMA (2003), fragmentação consiste no processo de dividir um todo em partes. Em geral, quando se fala em fragmentação, pensa-se em uma floresta que foi derrubada, mas que partes dela foram deixadas mais ou menos intactas. Entretanto, a fragmentação pode referir-se às alterações no habitat original, terrestre ou aquático. Neste caso, a fragmentação é um processo no qual um habitat contínuo é dividido em manchas, ou fragmentos, mais ou menos isoladas (SHAFER, 1990).

A estrutura da paisagem interfere na dinâmica de populações, alterando os riscos de extinção e as possibilidades de deslocamento das populações pela mesma (SAUNDERS et al., 1991; ANDRÉN, 1994; COLLINGE, 1996). Ao ocorrer o processo de fragmentação do habitat, com a conseqüente ruptura da continuidade das unidades da paisagem que apresentam melhores qualidades de recursos para as populações, modifica-se a estrutura da paisagem, acarretando mudanças na composição e diversidade das comunidades.

Essas relações entre estrutura da paisagem e diversidade de comunidades vêm sendo amplamente estudadas desde a década de 1970, com a famosa aplicação da teoria do equilíbrio dinâmico de ilhas (MCARTHUR e WILSON, 1967), devidamente extrapolada para fragmentos de habitats continentais, juntamente com a teoria de dinâmica de metapopulações (LEVINS, 1969).

Nesse contexto de fragmentação de habitats, a teoria de biogeografia de ilhas tem norteado estudos focados principalmente nas influências advindas do tamanho do fragmento de habitat e do isolamento das espécies de uma comunidade (FORMAN et al., 1976; NEWMARK, 1991; BIERREGAARD et al., 1993), ao passo que o conceito de dinâmica de metapopulações concentra sua atenção na conectividade e no intercâmbio de indivíduos, pólen e propágulos entre as subpopulações distribuídas em uma dada estrutura espacial (HANSKI et al., 1995).

A teoria de equilíbrio da biogeografia de ilhas foi proposta no intuito de trazer às claras a composição de espécies animais em ilhas oceânicas, postulando que o tamanho de uma ilha e a distância de uma área-fonte de espécies colonizadoras no continente determinam o número de espécies presentes na dada ilha. Assim, ilhas situadas mais perto da área-fonte poderão ter maiores taxas de imigração do que ilhas mais distantes, enquanto ilhas maiores terão menores taxas de extinção do que ilhas menores (MACARTHUR e WILSON, 1967).

Os autores relataram, de acordo com os preceitos citados, que ilhas grandes próximas aos continentes poderão apresentar menores taxas de extinção que ilhas menores distantes dos continentes.

Ainda a partir dessas premissas, é sugerido que podem-se tecer predições consistentes para comunidades animais e vegetais que habitam “ilhas” terrestres.

Essa teoria cria todo um arcabouço teórico que vem corroborando todas as hipóteses para inúmeras pesquisas em biologia da conservação, sendo o tamanho de um fragmento e a distância de uma área-fonte contínuas fatores exaustivamente considerados em estudos de fragmentação, bem como para recomendações em alocação de *design* de reservas (DIAMOND e MAY, 1976).

A teoria da metapopulação foi concebida originalmente para descrever e prever a dinâmica de populações que ocupam habitats naturalmente formados por manchas, como topos de morro (LEVINS, 1969; BROWN, 1971). Por definição, metapopulação refere-se a um conjunto ou série de populações locais, cada uma existindo em uma porção de habitat viável para a espécie em questão, separadas por uma matriz inter-habitat não viável à persistência destas populações.

Desta forma, cada subpopulação que compõe essa metapopulação tem dinâmicas próprias, e a persistência em longo prazo destas advém de um balanço contínuo entre processos de extinção e colonização (YUTTHAM et al., 2003). Estudiosos da área têm aplicado estes estudos de entendimento das oscilações entre essas populações transientes naturais para predição em fragmentos de habitat advindos de perturbação antrópica (COLLINGE, 1996).

Uma metapopulação ideal é um conjunto de populações locais nas quais há uma conectividade intermanchas de habitat que facilita o processo de imigração, viabilizando a persistência dessas subpopulações por meio do balanço favorável entre extinção e colonização (YUTTHAM et al., 2003).

3.9. Efeito de borda

Uma das principais conseqüências do processo de fragmentação é o fenômeno denominado efeito de borda. Efeito de borda é definido por Murcia (1996) como sendo o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes que são separados por uma transição abrupta. Segundo o autor, são três os tipos de efeito de borda: 1) os de natureza abiótica, que envolvem mudanças nas condições ambientais resultantes

da proximidade com a matriz inter-habitat estruturalmente distinta; 2) efeitos biológicos diretos, que envolvem alterações na abundância e distribuição das espécies, causadas diretamente pelas mudanças nas condições físicas próximo à borda (por exemplo, aumento das populações de lianas) e determinadas pela tolerância fisiológica das espécies a essas condições específicas encontradas na borda; e 3) efeitos biológicos indiretos, que se referem a mudanças nas interações entre espécies, como alterações em padrões de herbivoria, polinização e dispersão de sementes.

3.9.1. Efeitos de borda de natureza abiótica

Os fragmentos florestais que se originam a partir de perturbações antrópicas freqüentemente encontram-se circundados por uma matriz que apresenta baixas biomassa e complexidade estrutural, como pastagens e campos de agricultura, que comumente geram diferenças microclimáticas, comparados a ambientes florestais contínuos (MURCIA, 1996).

Em comparação com esses ambientes, essa matriz apresenta maior incidência de radiação solar no solo durante o dia e alta irradiação para a atmosfera durante a noite. Conseqüentemente, a temperatura durante o dia nesses ambientes tende a ser maior próximo ao solo e as variações de temperatura diárias apresentam flutuações bem acentuadas.

Já o ambiente sob o dossel florestal, em contraste, apresenta-se com temperaturas mais amenas e, conseqüentemente, maior umidade. As diferenças microclimáticas entre os dois perfis da borda criam um gradiente de temperatura e umidade que a transpassa de forma perpendicular.

Os efeitos de borda de natureza abiótica estão diretamente correlacionados a fatores como relação perímetro/área e orientação na paisagem dos fragmentos (SAUNDERS et al., 1991; METZGER, 1999). O tamanho de um dado fragmento exerce marcante influência sobre os processos ecológicos que nele ocorrem, em parte devido às mudanças oriundas da criação do habitat borda. Pelo fato de os efeitos de borda permearem a uma distância constante da borda para o centro de um fragmento, fragmentos menores conterão maiores porções de habitat borda do que fragmentos de maior tamanho (FORMAN e GODRON, 1986).

As conseqüências para fragmentos de tamanho reduzido são inúmeras, podendo ser citadas o acúmulo ou a explosão populacional de espécies invasoras e

lianas na borda do fragmento e o aumento da incidência de ventos no interior do fragmento, que causa dessecação do ambiente e arranquio de árvores, gerando condições totalmente díspares daquelas encontradas quando ao ambiente se apresentava de forma contínua e restringindo a ocorrência de espécies que necessitam dessas condições (METZGER, 1999).

De acordo com Collinge (1996), a forma geométrica de um dado fragmento de habitat influencia a extensão em que ele estará exposto ao efeito de borda e o quanto este penetrará em seu interior. Então, forma e tamanho interagem de maneira a determinar a porção de área “core” remanescente de um fragmento. O parâmetro que ilustra essa relação é o fator de forma, que é descrito pela relação entre a área de um fragmento florestal e o seu perímetro. É um parâmetro útil para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, especialmente por meio do efeito de borda (VIANA e PINHEIRO, 1998).

Portanto, a relação perímetro/área deve ser considerada com rigor quando se estima a área disponível para populações de plantas e animais que habitam apenas em habitats contínuos (SOULÉ, 1991). Esta relação poderia indicar o grau de interação do fragmento com a matriz circundante, ou seja, o grau de adequação da borda de acordo com sua forma (FORMAN e GODRON, 1986).

3.9.2. Efeitos de borda de natureza biótica direta e indireta

Em termos de composição de espécies de uma comunidade, um dos parâmetros mais importantes é a área, que explica as variações na riqueza de espécies. Em termos gerais, a riqueza de espécies diminui quando a área do fragmento é menor do que aquela necessária para a sobrevivência das populações. A área mínima necessária varia em função da espécie considerada, sendo determinada pelo tamanho do território de um indivíduo (ou de um grupo, considerando-se a ecologia da espécie) e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável (ROLSTAD, 1991).

Um segundo fator que contribui para essa diminuição é a redução da heterogeneidade interna do habitat, que ocorre de forma concomitante à perda da área e, quando potencializada pelo efeito de borda, afeta diretamente espécies que utilizam vários tipos de habitat.

Um terceiro fator ligado à diminuição de área de um fragmento é o aumento da área sob efeito de borda.

Inúmeros são os fatores de ordem biológica gerados pela fragmentação e pelo conseqüente efeito de borda. Segundo Saunders et al. (1991), a posição do fragmento na paisagem exerce influências decisivas em toda a fisionomia de um fragmento. Ela afeta padrões pré-fragmentação de geomorfologia, solo e estrutura de vegetação, determinando assim a estrutura e a composição atual de espécies de um fragmento em uma dada área. Afeta também, de forma significativa, os processos pós-fragmentação, ditando padrões de regime hídrico e luminoso, por exemplo.

Segundo Murcia (1996), os efeitos de borda de ordem biótica podem ser afetados por mudanças abióticas ocorridas em um remanescente florestal. Essas mudanças podem afetar diretamente a estrutura florestal, principalmente o aumento da incidência luminosa, que, por sua vez, pode potencializar o crescimento de plantas invasoras.

De acordo com a orientação geográfica do fragmento, esse efeito ocorre em maior ou menor grau. A borda que fica exposta em horas mais quentes do dia sofrerá muito mais efeitos que outras que recebem incidência solar em horas menos quentes do dia (MURCIA, 1996).

De acordo com Collinge (1996), o contexto em que o fragmento está inserido na paisagem, sem sombra de dúvida, será determinante nas interações entre o fragmento e a paisagem circundante. A afirmação de Janzen (1983) que “nenhum parque é uma ilha” enfatiza a influência do tipo do habitat de entorno e de atividades antrópicas na integridade ecológica de áreas protegidas.

Segundo Forman e Godron (1986), o tipo, a intensidade, o grau de dissimilaridade entre os tipos de habitat, os usos da terra e as atividades antrópicas podem influenciar de forma marcante o fluxo de matéria e nutrientes e, por conseqüência, a persistência de espécies animais e vegetais no fragmento.

Murcia (1996) relatou que essas conformações espaciais ocasionam diferentes respostas por parte das espécies componentes do sistema, resultando em mudanças locais na composição das espécies.

Por outro lado, as mudanças ocasionadas por efeito de borda podem afetar a dinâmica da interação entre as espécies nas proximidades da borda. Por exemplo, o aumento de produção vegetal, advindo do aumento de incidência luminosa, atrairá insetos herbívoros, que, por sua vez, podem atrair pássaros que nidificarão e,

conseqüentemente, atrairão predadores de ninhos e parasitas. Então, os efeitos de borda de natureza abiótica, no caso a disponibilidade de luz, podem desencadear uma série de efeitos em cascata que podem ser pulverizados pelo ecossistema por meio das interações entre as espécies (MURCIA, 1996).

Metzger (1999) postulou que a diminuição da área do fragmento também contribui para estes efeitos em cascata, pois leva à redução de recursos e, por conseguinte, à intensificação nas competições intra e interespecíficas.

Por essas razões, Rolstad (1991) determinou que a extinção de uma espécie-chave condiciona a extinção secundária de espécies dependentes, que podem ser encontradas no caso de mutualismos, comensalismos e em diversas formas de interações entre plantas e animais.

3.10. Isolamento e conectividade de fragmentos florestais

Segundo Viana e Pinheiro (1998), o grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais. A habilidade das espécies em colonizar um dado fragmento depende, em alguma instância, da distância deste a outras áreas-fonte (no caso, fragmentos de habitat semelhantes), sejam elas outros fragmentos ou áreas de habitat contínuas (SAUNDERS et al., 1991).

De acordo com Metzger (1999), o isolamento explica apenas uma pequena parte da variância da riqueza de espécies, mas em geral essa relação é significativa. O isolamento age negativamente na riqueza ao diminuir a taxa (ou o potencial) de imigração (ou recolonização). As espécies que conseguem se manter em fragmentos isolados tendem a se tornar dominantes e, portanto, a diversidade do habitat diminui por uma redução de riqueza e da equabilidade biológica.

Andrén (1994) sugeriu que a sensibilidade das espécies à fragmentação varia em função da proporção da área ocupada pelo habitat na paisagem. Em particular, ele insere um limiar no qual, em função da proporção de habitat na paisagem, promove uma variação no tamanho populacional.

Quando a proporção de habitat é superior a 0,30, o tamanho da população varia particularmente em função da redução da área do habitat; quando esta função é inferior a 0,30, os fragmentos se dispõem de forma isolada dentro de uma ampla matriz, e as espécies passam a ser particularmente sensíveis à disposição espacial dos

fragmentos de habitat. Assim, a perda de diversidade em um fragmento estaria também ligada à posição do fragmento do mesmo tipo (em termos de isolamento, por exemplo) e às características das outras unidades vizinhas.

A importância da matriz e do arranjo espacial dos fragmentos é apresentada a partir do conceito de conectividade de habitat.

A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen (URBAN e SHUGART, 1986). Esta definição apresenta duplo aspecto, estrutural e funcional. O aspecto estrutural refere-se à fisionomia da paisagem (FORMAN e BAUDRY, 1984) em termos de: 1) o arranjo espacial dos fragmentos de habitat, considerando a distribuição de tamanhos ou o isolamento de fragmentos do mesmo tipo; 2) densidade e complexidade dos corredores de habitat, que depende fundamentalmente da frequência e do tipo de intersecções na rede de corredores, ou do tamanho da malha formada por esta rede; e 3) da permeabilidade da matriz, que está profundamente relacionada à resistência das unidades da matriz aos fluxos biológicos. Este aspecto é designado como conectância.

O aspecto funcional refere-se à resposta biológica específica de uma espécie à estrutura da paisagem e é uma medida da intensidade da união das subpopulações em uma unidade demográfica, a metapopulação, já definida neste trabalho. Ela é avaliada pelo fluxo de dispersão ou pela intensidade de movimento inter-habitat dos organismos (TAYLOR et al., 1993).

A conectividade estrutural pode ser utilizada para explicar a conectividade funcional. Em outras palavras, o grau de conectividade da paisagem, para uma dada espécie, deve sempre levar em conta o padrão de deslocamento de um indivíduo (SIMBERLOFF e COX, 1987).

3.11. Corredores

Segundo Soulé e Gilpin (1991), os corredores correspondem a estruturas lineares da paisagem que diferem das unidades vizinhas e que ligam pelo menos dois fragmentos de habitat anteriormente unidos. Os corredores vêm sendo utilizados para manejo de fauna há um certo período de tempo (HESS e FISHER, 2001) e, mais recentemente, têm sido associados às teorias de biogeografia de ilhas e metapopulações, discutidas anteriormente neste trabalho.

Essas duas teorias formam todo arcabouço teórico da maioria das abordagens da Biologia da Conservação, incluindo o uso de corredores para potencializar o fluxo biológico de fauna e flora entre remanescentes de paisagens fragmentadas.

De acordo com MacArthur e Wilson (1967), o número de espécies que compõe uma comunidade insular é função do tamanho desta ilha e das taxas de colonização e extinção das espécies. Esta teoria foi estendida analogamente para “ilhas” de habitat embebidas em paisagens hostis. Pelo fato de os corredores potencializarem a habilidade de movimento de fauna e flora nessas paisagens, acredita-se que incrementam a taxa de imigração de espécies e, assim, aumentam também o número de espécies presentes em um fragmento (WILLIS, 1974).

A teoria de metapopulações, por sua vez, indica que o fato de uma população estar subdividida em subpopulações pode ser fruto do processo de fragmentação antrópico. A dinâmica de uma metapopulação é função da dinâmica intra e interpopulações. Desta forma, os corredores podem realçar os fluxos entre as subpopulações componentes de uma metapopulação. Em outras palavras, habilita o fluxo de indivíduos entre manchas de habitat, diminuindo o período de tempo esperado para a recolonização de fragmentos que tenha sofrido processo de extinção local (HANSKI e GILPIN, 1991).

Essa abordagem também prevê que imigrantes de fragmentos com populações viáveis podem reverter fragmentos com população em declínio (BROWN e KODRIC-BROWN, 1977). Em combinação, acredita-se que esses fenômenos reduzam as probabilidades de extinção de espécies (HANSKI e GILPIN, 1991).

Vários tipos de corredores são distinguidos em função de suas origens. Estas origens podem ser naturais, por exemplo, as matas de galeria, ou artificiais, como as cercas-vivas. Em paisagens fragmentadas, os corredores são compostos por vegetação remanescente (METZGER, 1999).

Os papéis que os corredores podem desempenhar na paisagem derivam de uma gama de funções ecológicas: habitat, condução, filtro, barreira, fonte e dreno (FORMAN e GODRON, 1986). Foram os autores que introduziram a discussão acerca dessas seis funções ecológicas, baseadas na definição estrutural de corredores. As funções estruturais vêm sendo largamente citadas na literatura de Biologia da Conservação, principalmente no que diz respeito a manejo e conservação da biodiversidade, e serão discutidas a seguir.

3.11.1. Condução e habitat

A maioria das definições encontradas na literatura versa sobre sua capacidade em habilitar fluxo de fauna em paisagens fragmentadas. Está é a função de condução de um corredor, embora a discussão acerca de condução *versus* habitat sempre venha à tona.

Um habitat, por convenção, é uma área apropriada que combina recursos (alimento, abrigo e água) e condições ambientais ideais para sobrevivência e reprodução de espécies. Algumas pesquisas se embasam na premissa de que um corredor que oferece um habitat viável também facilitará a dispersão de organismos (DOWNES et al., 1997). Outros já centralizam a questão na função de condução e excluem a função de habitat (SOULÉ, 1991).

Muitos autores reconhecem que um corredor pode tanto prover a função de habitat como a de condução, fornecendo habitat e passagem (MERRIAM, 1991; LINDENMAYER e NIX, 1994). Noss (1993) listou as duas funções principais como residência para fauna e flora e condutores de movimento.

Em resumo, se um corredor fornece recursos necessários à sobrevivência, à reprodução e ao movimento, presta o papel de habitat. Se fornece somente condições para fluxo, é apenas um condutor.

3.11.2. Filtro e barreira

As funções de filtro e barreira separam e diferenciam áreas em lados opostos de um corredor (FORMAN, 1995). O termo filtro implica certo grau de permeabilidade e está quase sempre associado a zonas ripárias. Uma “zona-filtro” ou “zona-tampão” é toda vegetação adjacente a lagos, lagoas, cursos d`água ou qualquer outro sistema aquático que remova sedimentos e outros poluentes do escoamento superficial antes que alcance a água (SCHUELER, 1992).

Embora as zonas ripárias sempre sejam citadas como áreas de grande valia para biodiversidade, em geral esses conceitos merecem revisão, a menos que essas zonas sejam de real utilidade para a fauna em questão; elas costumam agir como filtro para certas espécies, inibindo seu movimento ao longo da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986).

Essa função é usualmente associada a escalas continentais, e deve ser enfatizada para planejamento de corredores de larga escala, como é o caso do corredor central da Mata Atlântica, no sul do Estado da Bahia (*CONSERVATION INTERNATIONAL*, 2001).

O termo barreira implica um conceito de bloqueamento. Por exemplo, estradas que servem de condutor para seres humanos são vistas como barreiras para fauna. Há muitas formas de mitigar esses efeitos, usando túneis, passagens, pontes etc., que servem como condutores de fauna para transporem essas barreiras (METZGER, 2001).

3.11.3. Fonte e dreno

Fonte e dreno são conceitos freqüentemente usados em senso demográficos. Fonte descreve um habitat em que a natalidade excede a mortalidade; dreno se refere a habitat em que a mortalidade excede a natalidade (PULLIAM, 1988). Estas funções são pouco citadas pela maioria dos autores.

Corredores mal projetados podem atuar como dreno, pela alta porcentagem de borda presente, o que expõe a predadores que residem na matriz, e pela competição com espécies generalista (SOULÉ, 1991).

A função de filtragem de poluentes que os corredores exercem é às vezes descrita como dreno, quando essas faixas-filtro retêm nutrientes e sedimentos que se deslocam em direção a cursos d'água (HESS e FISHER, 2001). A vegetação ripária ao longo de cursos d'água pode ainda ser fonte de nutrientes, quando folhas e galhos caem no curso.

A qualidade dos corredores exerce também papel fundamental no controle de fluxos. Fragmentos conectados por corredores de baixa qualidade são mais vulneráveis a extinções locais. De forma semelhante, o aumento de corredores de boa qualidade tem um efeito positivo para o tamanho de uma metapopulação (METZGER, 1999).

A estrutura externa dos corredores, definida pela largura e pela complexidade da rede de corredores, também determina os deslocamentos através da paisagem. Por exemplo, é notório que corredores mais largos irão beneficiar maior número de espécies que corredores estreitos. A largura é um parâmetro que determina a que proporção o corredor estará exposto ao efeito de borda (MURCIA, 1996). Uma

espécie de interior, restrita às condições ambientais existentes nas áreas internas dos fragmentos, não terá, teoricamente, seu deslocamento facilitado por um corredor unicamente formado por áreas de borda (SAUNDERS e HOBBS, 1991).

Ademais, a capacidade de elementos lineares da paisagem funcionarem como corredores depende da existência de rupturas ou de barreiras, bem como da diferença entre a vegetação existente no corredor e na matriz circundante (FORMAN, 1995).

Em síntese, os corredores podem ser considerados como filtros seletivos que facilitam ou não o movimento de algumas espécies em função de sua largura, composição interna e do contexto espacial em que se encontra (METZGER, 1999).

Apesar do interesse crescente que os corredores vêm suscitando, informações confiáveis sobre o deslocamento de espécies e a utilização de corredores são escassas, devido à necessidade de um investimento muito grande em trabalho de campo, que tem de ser realizado em longo prazo.

3.12. Zonas de amortecimento

Somente os corredores não são suficientes para assegurar que as reservas isoladas cumprirão o seu papel de preservar as espécies nelas contidas. O número de espécies presentes em um fragmento está diretamente relacionado à área efetiva e à diversidade de habitats do fragmento, e inversamente relacionado ao seu estágio sucessional e grau de isolamento (FORMAN e GODRON, 1986).

Se o grau de exposição da reserva ao ambiente circundante for muito alto, o seu tamanho efetivo será progressivamente reduzido pela deterioração do habitat a partir de suas margens externas, devido ao efeito de borda, propriamente dito. Para enfrentar tal problema, tem sido usado para manejo de entorno de unidades de conservação o conceito de zona-tampão ou zona de amortecimento.

Segundo MMA (2003), as zonas-tampão consistem em áreas locadas no entorno de Unidades de Conservação, onde as atividades humanas estarão sujeitas a normas e restrições específicas, principalmente no tocante ao uso do solo, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a área protegida.

O conceito de zonas-tampão, ou ainda como Noss e Harris (1986) definem: zona de uso múltiplo, advém da premissa proposta pelos mesmos autores de que a conservação da biodiversidade não depende somente das fronteiras de uma dada área protegida, mas também do contexto de paisagem onde ela se encontra inserida. Não

se pode considerar parques e reservas como sistemas fechados auto-sustentáveis, e sim partes que interagem totalmente em um contexto no qual estão localizados: a paisagem.

De acordo com esses autores, o que garantiria a perpetuação das espécies depende, em grande parte, da implementação dessas zonas de uso múltiplo, que seriam unidades de manejo com uma área “core” tal, que garantiria a viabilidade de populações de espécies em questão, sendo, por exemplo, um parque nacional ou uma área de reserva legal de um assentamento de reforma agrária, que seriam tratados como nódulos de biodiversidade. As *buffers zones* seriam faixas no entorno dessas reservas onde o uso humano com restrições seria permitido, como usos do solo alternativo, como o caso de módulos agroflorestais, atividades florestais de baixo impacto e extração de produtos florestais não-madeireiros (NOSS e HARRIS, 1986).

Segundo Salafsky e Wollenberg (2000), as populações de entorno de áreas protegidas sempre dependeram de produtos oriundos da biodiversidade nas áreas vicinais às unidades de conservação para satisfação de necessidades básicas como lenha, caça, remédios etc. Porém, de acordo com IUCN (1994), os sistemas tradicionais de áreas protegidas prescrevem que o uso de recursos de origem biológica por comunidades de entorno é atividade conflitante com os objetivos conservacionistas.

Em resposta a essas limitações, durante as três últimas décadas, os conservacionistas, sobretudo pesquisadores que trabalham em países em desenvolvimento, iniciaram trabalhos junto a essas comunidades de entorno, a fim de identificar alternativas de desenvolvimento socioeconômico-ambiental que liguem o seu sustento com a biodiversidade, sem conflitar com os objetivos de conservação propostos (MMA, 2002).

De acordo com Wells e Brandon (1992), houve demanda em se traçar estratégias de conservação juntamente com essas comunidades de entorno, com o intuito de as terem como aliadas do processo, já que o histórico de relação entorno x área protegida sempre foi conflitante, principalmente pela forma como se dava a implantação dessas áreas protegidas. Assim, essas iniciativas eram elaboradas de forma que houvesse ligação indireta entre a biodiversidade e o sustento dessas comunidades de entorno.

Portanto, as zonas-tampão, juntamente com as áreas protegidas, como parques nacionais, formaram as chamadas Reservas da Biosfera (UNESCO, 1972). Essas

áreas eram compostas por uma zona-núcleo protegida e proibida de uso direto, destinada unicamente à proteção da biodiversidade, circundadas por uma zona de amortecimento, onde há a permissão de uso direto por parte dessas populações locais.

Os desenhos dessas zonas-tampão geralmente eram feitos de forma a circundar as zonas-núcleo. Recentemente, um entendimento por parte de biólogos da conservação tem levado a delineamentos mais complexos dessas zonas, com arranjos espaciais diferenciados, incluindo encraves para comunidades locais e corredores para a biodiversidade (KREMEN et al., 1999).

Outro elemento-chave dessas zonas-tampão é o zoneamento, feito com o fim de criar um contexto espacial que permita às comunidades locais tirarem seu sustento dos recursos de natureza biológica, de forma concomitante a programas de conservação. Em outras palavras, significa diminuir a dependência dessas comunidades da biodiversidade local, como forma de sustento. As formas de manejo têm sido elaboradas dentro de diversos campos e é por consequência multidisciplinar. Inclui manejo florestal comunitário, produtos florestais não-madeireiros, sistemas agroflorestais, resolução de conflitos de forma participativa com as comunidades envolvidas etc. (STRAEDE e HELLES, 2000).

Dessa forma, tende-se a criar programas de renda alternativa, como plantio de café em zonas-tampão, plantio de espécies florestais que forneçam madeira para uso doméstico e venda, apicultura etc., seguindo uma linha de desenvolvimento sustentável e comércio justo como agentes agregadores de valor (STRAEDE e HELLES, 2000).

De acordo com Salafsky e Wollenberg (2000), a idéia básica inserida nessa abordagem é a de prover alternativas econômicas substitutas que não agridam a biodiversidade local.

3.13. Considerações sobre o manejo

Segundo Saunders et al. (1991), o manejo de ecossistemas fragmentados tem dois componentes básicos: 1) o manejo de sistemas naturais, ou a dinâmica interna dos fragmentos, e 2) o manejo das influências externas ao sistema natural. Para áreas remanescentes grandes, como o caso de parques, a ênfase deve ser o manejo da dinâmica interna do fragmento, incluindo, por exemplo, o regime de distúrbio e a dinâmica populacional de espécies-chave. Por outro lado, para áreas reduzidas, a

ênfase é trabalhar com o manejo da paisagem circundante, a fim de controlar as influências externas a esses remanescentes. Janzen (1983) postulou que as influências externas são cruciais para o manejo de fragmentos, independentemente do seu tamanho.

Como a maioria dos distúrbios e impactos sobre fragmentos advém da paisagem circundante, nas últimas décadas houve a substituição de diretrizes de manejo tradicionais de reservas, concentrando esforços no manejo integrado de paisagem.

Portanto, o manejo de entorno de áreas protegidas, o planejamento de uso da terra e a educação ambiental serão processos intrínsecos ao manejo de paisagem (RODELLO, 2003).

Pode-se considerar que os corredores constituem uma unidade de planejamento regional, muito mais do que um mecanismo de zoneamento. Um corredor inclui tanto as áreas protegidas existentes como aquelas em processo de criação, reservas privadas, áreas prioritárias para incentivos a proprietários, projetos demonstrativos e outras áreas de uso econômico intensivo (*CONSERVATION INTERNATIONAL*, 2001).

As áreas prioritárias indicam quais propriedades privadas terão preferência no recebimento de incentivos econômicos compensatórios, em troca de compromisso com a conservação da biodiversidade, não se tratando de um mecanismo de zoneamento, pois não há criação de novas restrições quanto ao uso da terra.

Sob uma perspectiva biológica, o objetivo principal do planejamento de um corredor é manter ou restaurar a conectividade da paisagem. Para atingir esse objetivo são necessárias a criação de áreas protegidas adicionais, a introdução de estratégias mais adequadas de uso da terra e a restauração de trechos degradados em áreas-chave.

Ainda mais, envolvem perspectivas socioeconômicas, levando em conta aspirações de comunidades locais como elementos-chave na equação da conservação ambiental, para que os usos do solo tenham sustentabilidade.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido em duas áreas da região do Vale do Rio Doce, situadas no leste do Estado de Minas Gerais. A área 1, doravante denominada de área de Cocais, representa as áreas montanhosas da região do Vale do Rio Doce, MG. A área 2, doravante denominada de área de Ipaba, representa as áreas de baixadas da Região do Vale do Rio Doce, MG. Cada área de estudo possui 6.400,00 ha.

4.1. Caracterização das áreas estudadas

A área de Cocais possui relevo montanhoso e está situada nos municípios de Coronel Fabriciano e Antônio Dias, entre as coordenadas UTM (Unidade Transversal de Mercador), fuso 23: 722.000N, 7.844.000E, 730.00N e 7.852.000E (Figura 1).

A área de Ipaba possui relevo suavemente ondulado e está situada nos municípios de Caratinga e Bom Jesus do Galho, entre as coordenadas UTM: 764.000N, 7.834.000E, 772.000N e 7.842.000E (Figura 1).

Tanto a área de Cocais como a de Ipaba são utilizadas para cultivo de eucalipto há cerca de 50 anos. Em ambas, cerca de 40% são áreas preservadas na forma de áreas de reserva legal e de preservação permanente, 10% ocupadas com estradas, aceiros, linhas de transmissão de energia e outros usos, e cerca de 50 % são cultivadas com eucaliptos.

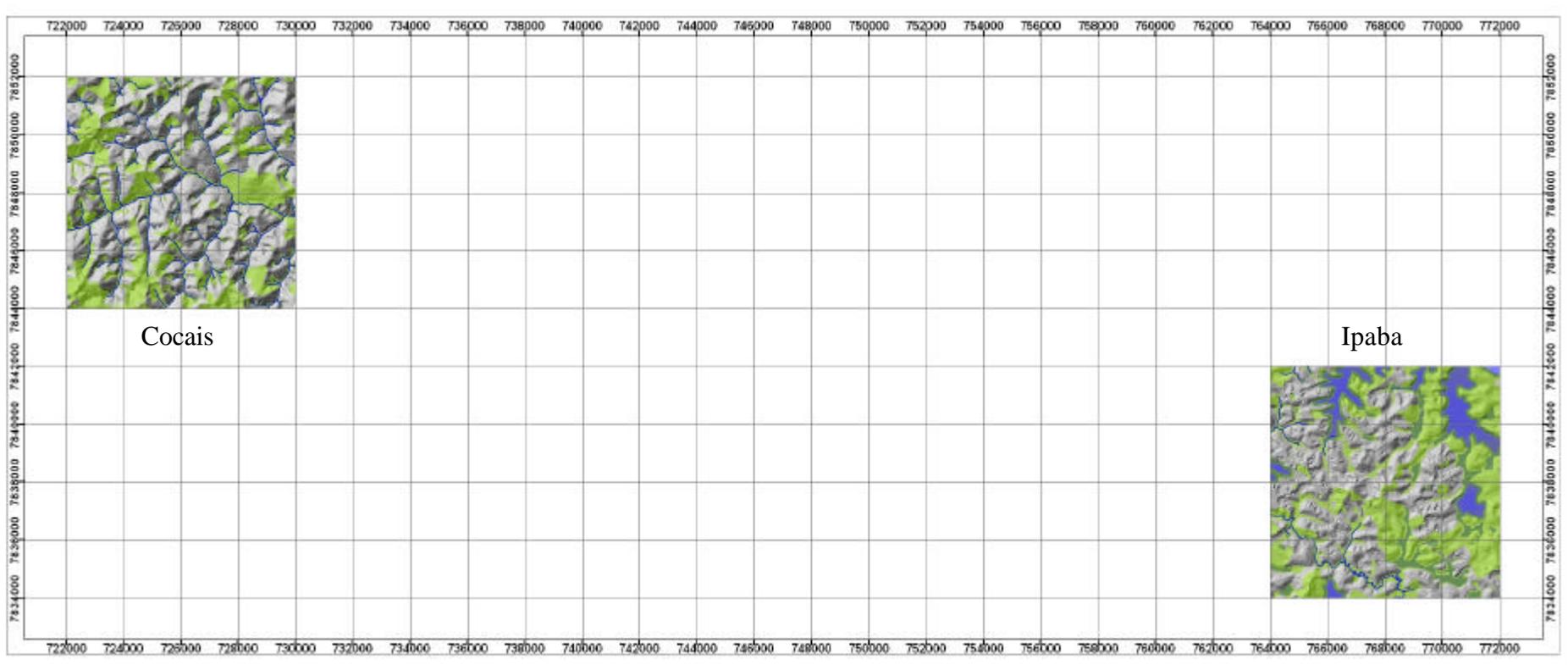


Figura 1 - Localização georreferenciada das áreas de estudos de Cocais e de Ipaba.

A tipologia vegetal original das áreas de estudo, conforme Veloso et al. (1991) e IBGE (1993), pertence à região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual e inclui-se no domínio da Mata Atlântica (Figura 2). A área de Cocais está inteiramente compreendida na faixa de altitude e latitude que a caracteriza como pertencente à região da Floresta Estacional Semidecidual Montana, enquanto a de Ipaba está inteiramente compreendida na faixa de altitude e latitude que a caracteriza como pertencente à região da Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

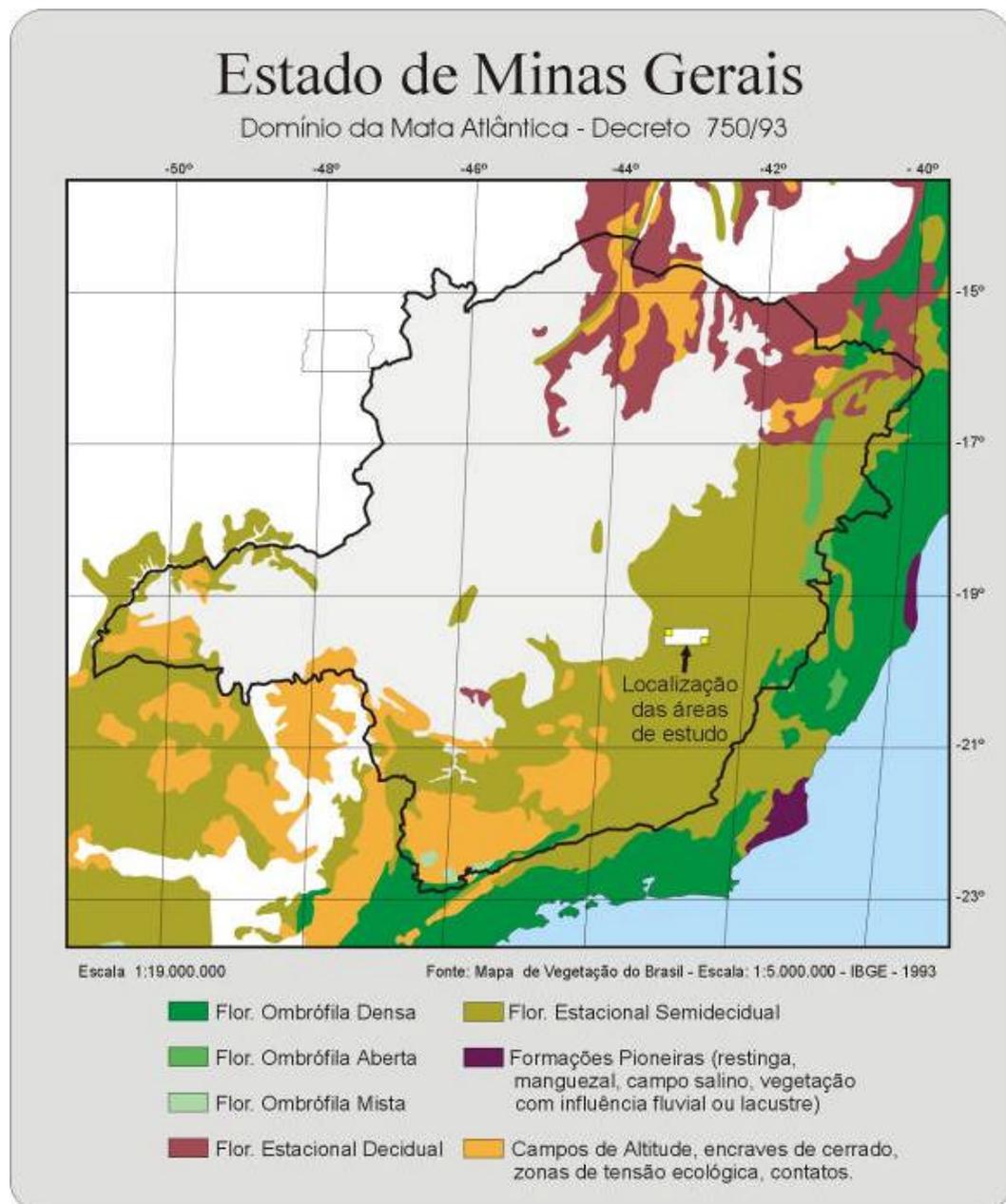


Figura 2 – Localização das áreas de estudo e das tipologias da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais.

Nas duas áreas de estudo, os fragmentos florestais remanescentes são os recursos fundamentais para construção da estratégia de recuperação, preservação e conservação da biodiversidade local.

As áreas de reservas são, na maioria, fragmentos de vegetação natural de diversos tamanhos, formas e distribuição espacial, na forma de: matas ciliares e matas mesófilas, nos estágios de regeneração inicial, médio e avançado; e situam-se em topos de morros, encostas e grotões, em geral em áreas de difícil acesso. Na sua maioria, esses fragmentos são alongados e estreitos, portanto encontram-se sob intenso efeito de borda, que provocam consideráveis alterações nas estruturas florísticas e fitossociológicas, e agravadas também por infestações de cipós, bambuzóides, gramíneas e outras invasoras, com perdas consideráveis de biodiversidade. Outras áreas declaradas como áreas de reservas estão desprovidas de vegetação arbórea nativa (autóctone), cujos estágios de regeneração não estão contemplados na resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993 (CONAMA, 1993). Conseqüentemente, foi necessário criar classes adicionais compatíveis com a realidade das áreas de estudos.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante na área de estudo de Cocais é o Cwb. A temperatura máxima (28,2 °C) ocorre nos meses de fevereiro e março e a mínima (9,7 °C) dá-se no mês de agosto, sendo a máxima média de 26,3 °C e a mínima média de 15,1 °C. A umidade relativa média do ar é de 65,4%, sendo a máxima no mês de julho igual a 69,9% e a mínima no mês de fevereiro igual a 61,7%. A precipitação pluviométrica média mensal é de 106,6 mm, sendo a máxima no mês de dezembro igual a 277,2 mm e a mínima no mês de junho igual a 12,5 mm, conforme registro da Estação Meteorológica de Antônio Dias (longitude oeste 42°51', latitude sul 19°27' e altitude 950 m) (ECOIA, 2002).

Na área de Cocais, as classes de solos e suas respectivas proporções em termos de área são: Cambissolo latossólico (31,41%), Cambissolo típico (29,16%), Latossolo Amarelo ácrico (15,45%), Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico (9,44%), Latossolo Vermelho-Amarelo (5,30%), Latossolo-Amarelo (3,11%), Latossolo-Vermelho ácrico (2,97%), Latossolo Vermelho (2,11%), Neossolo litólico (0,59%), Cambissolo háplico (0,38%), Argissolo (0,06%) e Plintossolo (0,02%). A profundidade efetiva varia de alta à média, a fertilidade é baixa e a acidez alta. A textura é argilo-arenosa, com baixa compactação e erosão dos solos e alta presença

de cascalhos. As altitudes variam de 790 a 1.300 m. Nessa região predominam rochas Ígneas ácidas e Gnaisses leucocráticos (ECOIA, 2002).

Na área de Ipaba, segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante é o Aw. A temperatura máxima (34,4 °C) ocorre no mês de fevereiro e a mínima (15,4 °C) dá-se nos meses de julho e agosto, sendo a máxima média de 32,2 °C e a mínima média de 19,4 °C. A umidade relativa média é de 59,8%, sendo a máxima no mês de abril igual a 65,6% e a mínima no mês de agosto igual a 51,8%. A precipitação pluviométrica média mensal é de 106,6 mm, sendo a máxima no mês de dezembro igual a 271,1 mm e a mínima no mês de julho igual a 13,1 mm, conforme registro da Estação Meteorológica do Viveiro Florestal, município de Belo Oriente - MG (longitude oeste 42°23', latitude sul 19°17' e altitude 214 m) (ECOIA, 2002).

Na área de Ipaba, as classes de solos e suas respectivas proporções em termos de área são: Latossolo Amarelo (33,96%), Neossolo flúvico (20,91%), Cambissolo latossólico (15,16%), Latossolo Vermelho-Amarelo (12,16%), Cambissolo háplico (6,86%), Cambissolo típico (6,83%), Plintossolo (2,32%), Latossolo Vermelho (0,83%), Argissolo (0,34%), Neossolo litólico (0,29%), Latossolo Amarelo ácrico (0,20%) e Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico (0,14%). A profundidade efetiva varia de alta à média, a fertilidade é alta e a acidez baixa. A textura varia de argilosa à arenosa, com alta compactação e erosão dos solos e baixa presença de cascalhos. As altitudes variam de 210 a 400 m. Nesta região predominam Gnaisses Mesocráticos e Sedimentos (ECOIA, 2002).

4.2. Classificação dos estágios sucessionais

4.2.1. Base legal da classificação

Salvaguardado o direito de propriedade, as florestas e demais formas de vegetação natural são bens de uso comum a todos os habitantes do País (BRASIL, 1988). Portanto, pode-se entender que é responsabilidade do Estado e do cidadão recuperá-los e conservá-los (BRASIL, 1988). Conseqüentemente, na gestão de suas propriedades particulares, a empresa florestal procura cumprir o que a lei determina. De acordo com a legislação ambiental vigente, as áreas situadas nas propriedades rurais e legalmente protegidas são: Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 1965; CONAMA, 2002) e Áreas de Reserva Legal (BRASIL, 1965; BRASIL, 2001).

Uma vez que as áreas de estudo estão situadas na região do Vale do Rio Doce, MG, elas se enquadram no domínio do bioma Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA, 1998; IBGE, 2004) e, portanto, a gestão ambiental da propriedade também é disciplinada pelo Decreto-Lei Federal nº 750, de 23 de março de 1993 (BRASIL, 1993). Para cumprir o que determina o referido Decreto, foi instituída a Resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993 (CONAMA, 1993), que estabelece os parâmetros básicos para classificar as áreas da propriedade em estágios de sucessão ou de regeneração.

4.2.2. Mapeamento e classificação

O mapeamento e a classificação da cobertura vegetal compreendeu as áreas de Cocais e de Ipaba, cada uma com 6.400 ha, totalizando 12.800 ha. Foram utilizados mapas, técnicas de interpretação visual de ortofotocartas, levantamentos de campo e análise de documentos sobre as áreas estudadas. A base cartográfica utilizada para o mapeamento e a confecção dos mapas temáticos foram folhas topográficas na escala de 1:10.000, produzidas pelo setor de geoprocessamento da CENIBRA, e ortofotocartas com datas de vôo de 1986, também na escala de 1:10.000 (CEMIG, 1986).

A primeira etapa consistiu na transferência dos limites das áreas preservadas para as ortofotocartas, mediante a sobreposição destas nos respectivos mapas planialtimétricos das áreas de estudo.

Na segunda etapa foi realizada vistoria prévia e rápida em toda a área de estudo, para verificação da existência dos estágios de sucessão e outras classes de cobertura vegetal e definição de padrões de textura das ortofotocartas que representam esses estágios ou classes. Essa etapa teve como objetivo a elaboração de padrões ou gabaritos (Figura 3) de texturas que representassem todos os estágios de sucessão da cobertura vegetal existentes nas áreas de estudo.

Os padrões de estágios de sucessão foram ilustrados em diagramas de perfil idealizados (Figuras 4 a 10) para elucidação de parâmetros que se encontravam apenas escritos, de forma a facilitar as vistorias de campo.

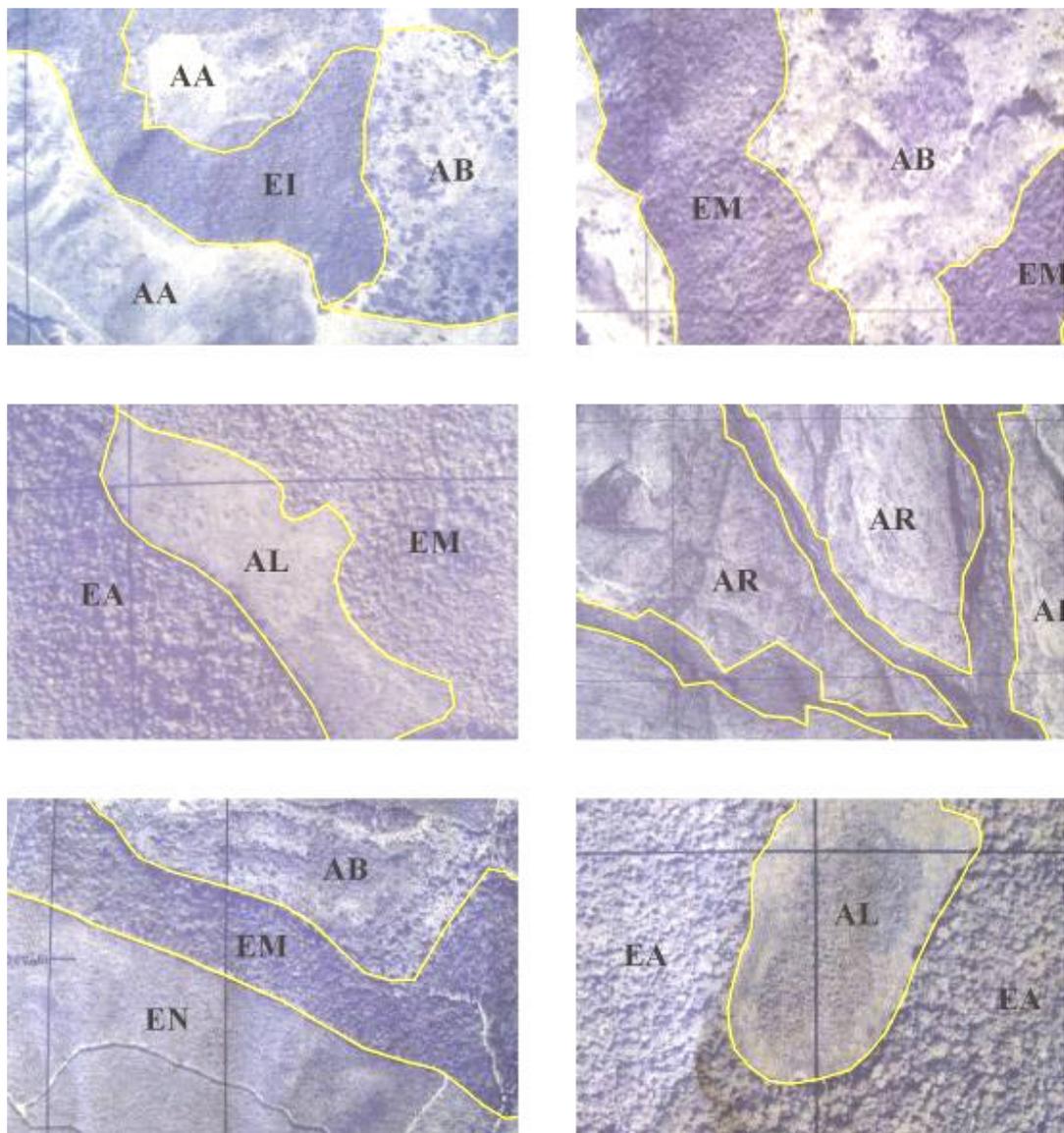


Figura 3 – Segmentos de ortofotocarta, mostrando as diferentes texturas dos estágios de regeneração da vegetação nativa das áreas estudadas no Vale do Rio Doce, leste do Estado de Minas Gerais, em que: AA = área aberta; AB = área arborizada; AL = área alagada; AR = afloramento rochoso; EN = eucalipto + nativas; EI = estágio inicial; EM = estágio médio; e EA = estágio avançado.



Figura 4 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal denominada área arborizada (AA), que é definida como início de sucessão florestal secundária, onde ocorrem espécies arbóreas pioneiras em área de campo antrópico com vegetação herbácea. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

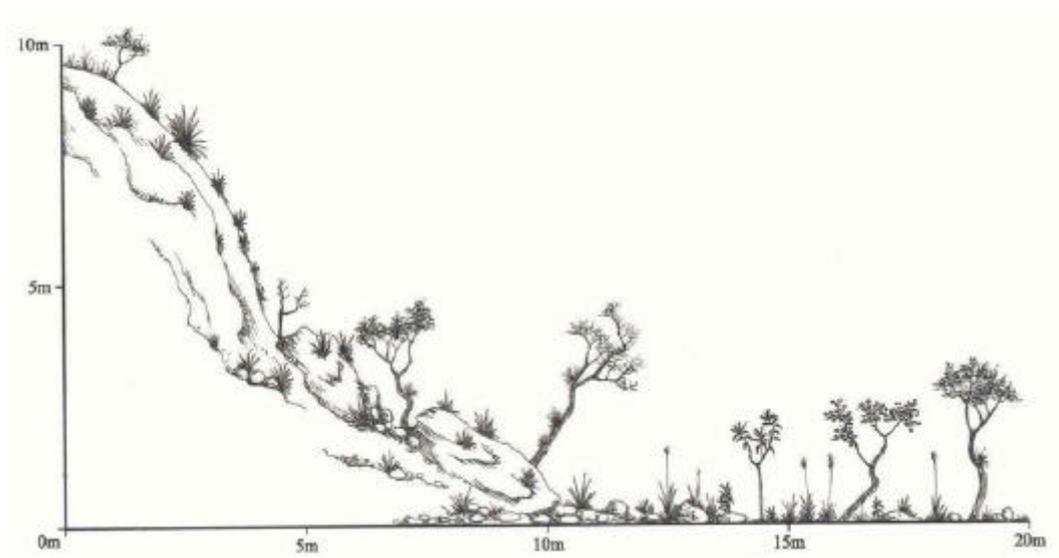


Figura 5 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal sobre afloramento rochoso (AR), onde predominam espécies herbáceas e arbustivas. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

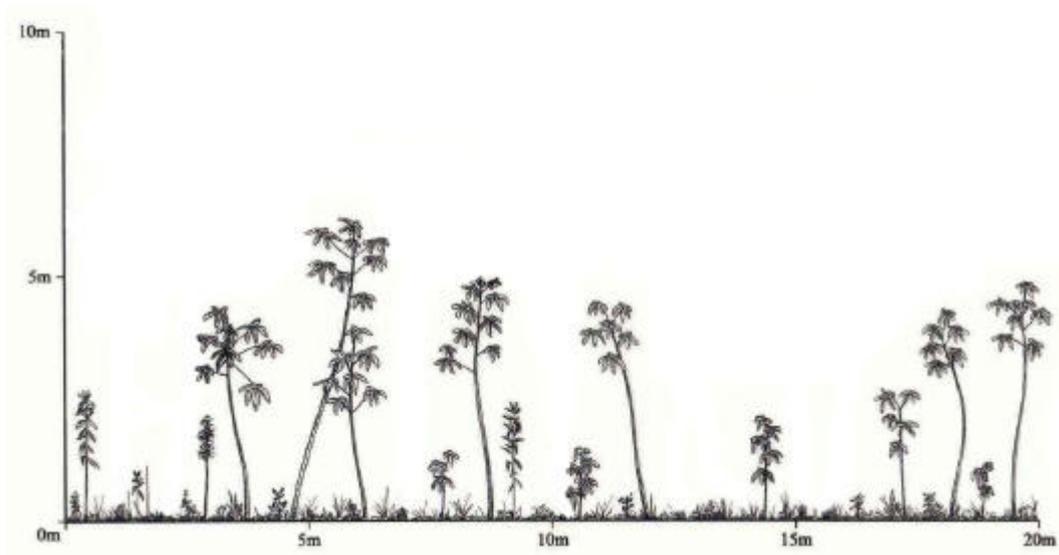


Figura 6 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal sobre áreas alagadas (AL), onde predominam espécies herbáceas, arbustivas e árvores de *Cecropia* sp. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

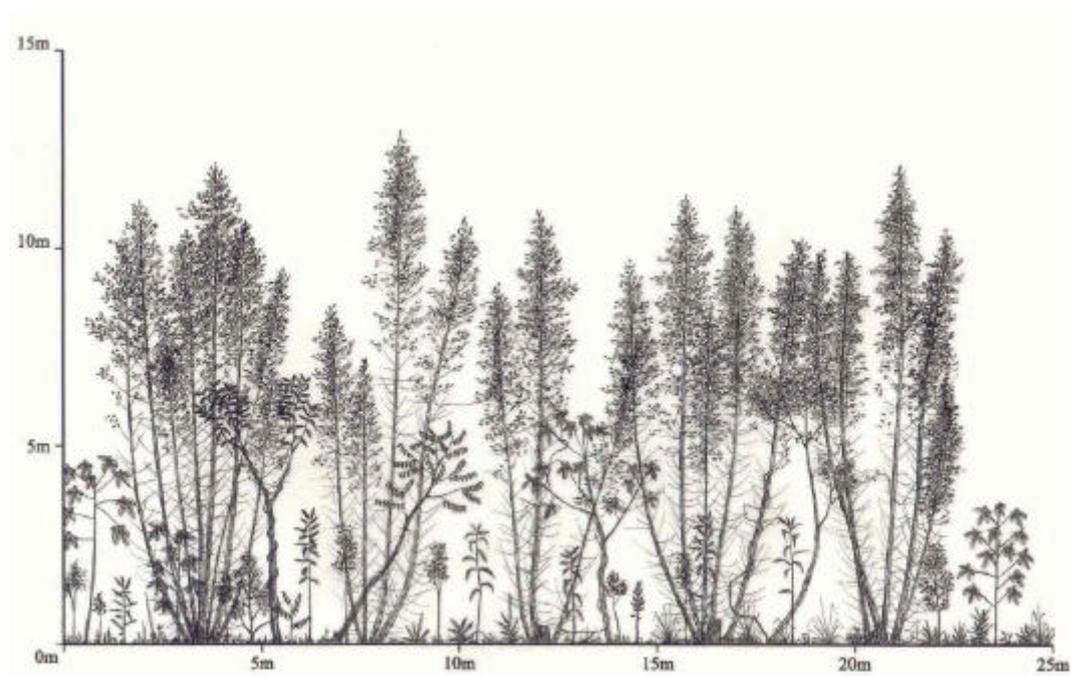


Figura 7 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal denominada por eucalipto com sub-bosque de vegetação nativa autóctone (EN). Esta classe de área preservada consiste de antigos talhões que foram destinados para compor áreas de reserva legal ou áreas de preservação permanente. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

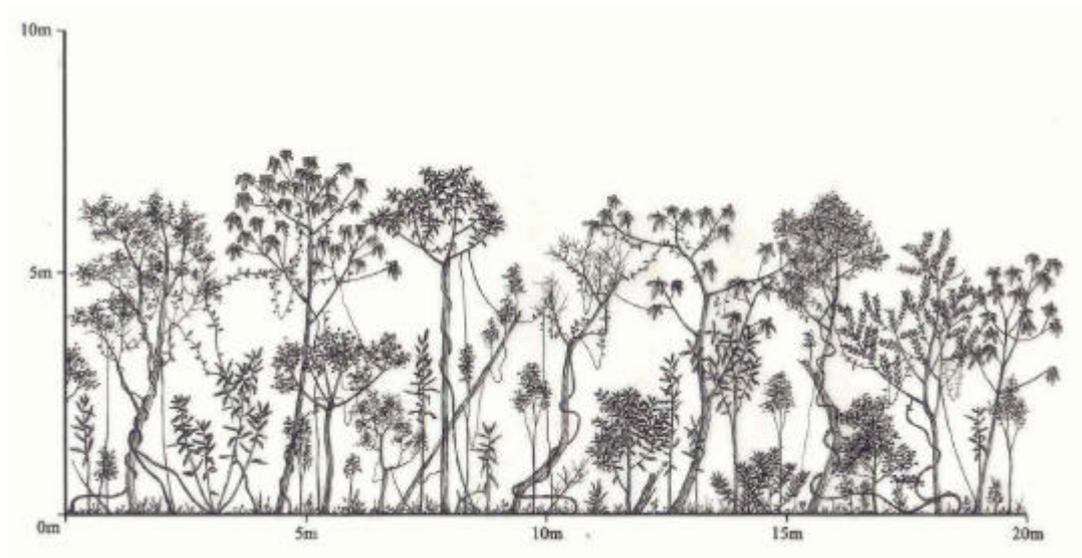


Figura 8 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal denominada estágio inicial de regeneração (EI), onde se nota: infestação de cipós; alturas totais das árvores menores que 10 m; e dossel superior em mesma classe de altura. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

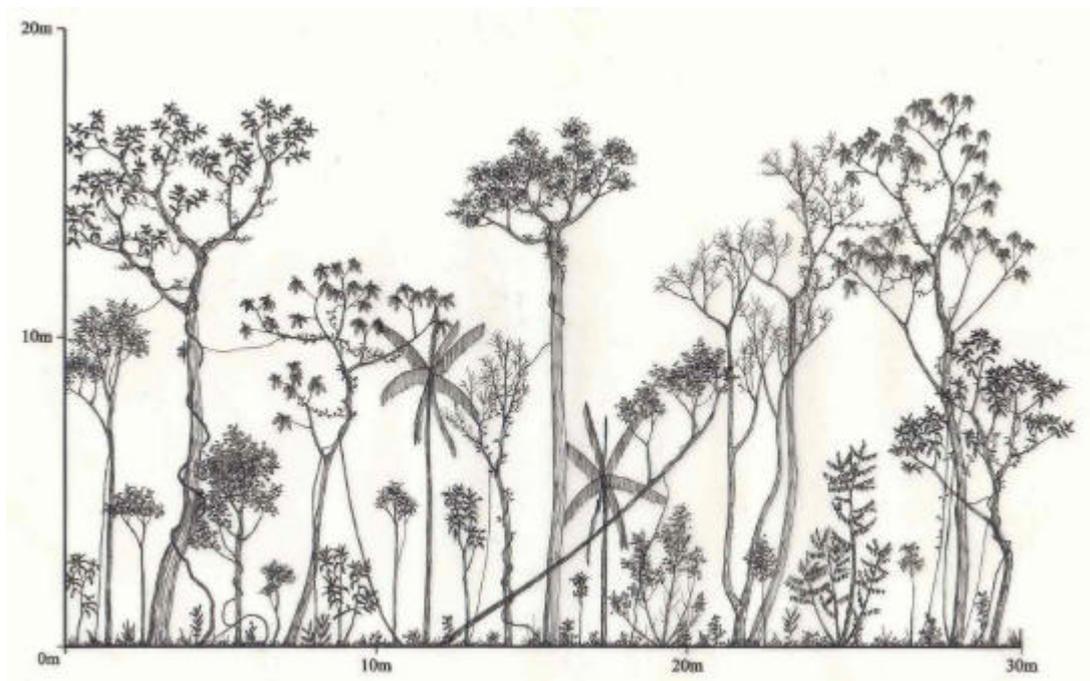


Figura 9 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal denominada estágio médio de regeneração (EM), onde se nota: altura das árvores do dossel superior entre 10 e 20 m; início de diferenciação de estratos na estrutura vertical; aparecimento de espécies epífitas; e diminuição da infestação de cipós. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.



Figura 10 – Ilustração de perfil representativo da cobertura vegetal denominada estágio avançado de regeneração (EA), onde se nota: altura das árvores do dossel atingindo 30 m; grande diferenciação de estratos verticais; presença de espécies epífitas; e pouca infestação de cipós. Área situada no Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais.

Os estágios de sucessão encontrados nas áreas de estudo foram:

a) Áreas abertas (AA): referem-se às áreas com cobertura vegetal herbácea e arbustiva, desprovidas de vegetação de porte arbóreo. Na ortofotocarta apresentam-se com textura muito fina (Figura 3).

b) Áreas arborizadas (AB): referem-se às áreas com vegetação arbórea esparsa, com cobertura vegetal herbácea e arbustiva e com indivíduos arbóreos presentes em baixa densidade. Na ortofotocarta distinguem-se por apresentarem pontos distribuídos sobre uma textura fina (Figuras 3 e 4).

c) Afloramentos rochosos (AR): referem-se às áreas com vegetação herbácea e arbustiva sobre rocha. Nas áreas de estudo representam os campos de altitude, ou vegetação instalada sobre afloramentos de granitos ou gnaisses. Na ortofotocarta distinguem-se nitidamente das demais classes de cobertura vegetal (Figuras 3 e 5).

d) Áreas alagadas (AL): são áreas com vegetação sobre solo encharcado. Nas áreas de estudo referem-se a ambientes alagados, onde predominam principalmente espécies macrófitas. Esses ambientes podem variar de muito encharcados a pouco encharcados, sendo nos mais encharcados mais rara a presença de espécies arbóreas; nos pouco encharcados ocorre com frequência espécies de *Cecropia* sp. Essa cobertura vegetal é de difícil classificação por meio de ortofotocarta, pois se assemelha muito às áreas arborizadas e abertas (Figuras 3 e 6). Assim, a abrangência dessa classe de cobertura vegetal foi definida com base nos mapas e nas vistorias de campo.

e) Eucalipto e espécies nativas (EN): áreas preservadas com árvores de eucalipto remanescentes de antigas plantações, com ou sem regeneração de sub-bosque (Figuras 3 e 7). São áreas de difícil classificação por meio de ortofotocarta, pois são confundidas com plantações florestais para fins comerciais e, portanto, são classificadas mediante histórico das áreas de estudo e por observações de campo.

f) Estágio inicial (EI): refere-se às áreas com cobertura vegetal, formando um dossel arbóreo contínuo, de pequeno porte, com baixa diversidade florística e predomínio de espécies pioneiras. Geralmente apresenta infestação de cipós. Distingue-se, na ortofotocarta, pela textura média, uniforme e poucos tons de cores (Figuras 3 e 8).

g) Estágio médio (EM): refere-se às áreas com cobertura vegetal arbórea de porte mais desenvolvido, onde já sobressaem algumas árvores dominantes ou emergentes. Neste estágio podem ser observados o início da diferenciação dos dosséis e o aumento da diversidade de espécies arbóreas, em relação ao estágio inicial. Distingue-se, na ortofotocarta, pela textura grossa, onde se destacam manchas irregulares (Figuras 3 e 9).

h) Estágio avançado/clímax (EA): refere-se às áreas com cobertura vegetal arbórea muito desenvolvida. Destacam-se, principalmente, as árvores de grande porte, a nítida diferenciação de estratos verticais e a elevada diversidade de espécies arbóreas. Na ortofotocarta apresenta-se com textura muito grossa, com manchas bem diferenciadas, onde pode ser notado, com nitidez, o contorno das copas das árvores do dossel emergente ou superior (Figuras 3 e 10).

A terceira etapa consistiu na realização da classificação, no escritório, dos estágios de sucessão das áreas de reservas, utilizando as ortofotocartas e os gabaritos elaborados conforme as texturas apresentadas pelos distintos estágios de sucessão.

Na quarta etapa foi realizada, em campo, a checagem das classificações efetuadas no escritório, mediante vistorias nas áreas de reserva e de preservação, de posse de mapas e ortofotocartas. Esta etapa permitiu a aferição da pré-classificação das duas áreas de estudo, definindo, então, a classificação definitiva sobre as ortofotocartas.

A quinta etapa consistiu da transferência da classificação definitiva das ortofotocartas para os mapas das áreas de estudo.

Na sexta etapa, os perímetros dos polígonos foram digitalizados em mesa digitalizadora, tratados em ArcMap (ESRI, 2004), quando foram medidas as áreas. Os dados foram tabulados por estágio de sucessão e foram obtidas as classes de tamanho das áreas preservadas. Para cada área de estudo, os resultados das medições de áreas foram resumidos por categorias de reserva, estágios de sucessão e classes de tamanho de fragmento, e também foram confeccionados gráficos para ilustrar os resultados.

4.3. Classe de tamanho das áreas preservadas

Todas as áreas preservadas inseridas nas duas áreas de estudo foram classificadas com relação ao tamanho, em hectares. Para executar essa classificação, foi considerada como critério de descontinuidade das áreas preservadas toda interrupção existente entre elas, incluindo, além do uso principal do solo, que nas duas áreas é plantação de eucalipto, as estradas, os aceiros e as linhas de transmissão de energia elétrica. Após a digitalização das áreas de estudo, a base de dados foi obtida na forma de tabelas, contendo, além das áreas, em hectare, os perímetros das áreas preservadas. Nessas tabelas, as áreas preservadas foram dispostas em ordem crescente de tamanho e separadas em classes de 5 em 5 ha.

4.4. Fator de forma das áreas preservadas

De acordo com Collinge (1996), a forma geométrica de um dado fragmento de habitat influencia a extensão em que ele estará exposto ao efeito de borda e o

quanto que este penetrará em seu interior. Forma e tamanho então interagem de maneira a determinar a porção de área “core” remanescente de um fragmento. O parâmetro que ilustra essa relação é o fator de forma, que é descrito pela relação entre a área de um fragmento florestal e o seu perímetro. É um parâmetro útil para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, especialmente por meio do efeito de borda (VIANA e PINHEIRO, 1998).

O fator de forma foi obtido pela relação área, em hectares, dividida pelo perímetro, em quilômetros. Os resultados dessa classificação foram obtidos para todos os fragmentos de áreas preservadas existentes nas áreas de estudo. A expressão de cálculo do fator de forma é:

$$F = \sqrt{\frac{A_f}{P_f}}$$

em que

F = fator de forma;

A_f = área do fragmento florestal; e

P_f = perímetro do fragmento florestal.

4.5. Posição no relevo das áreas preservadas

A posição no relevo das áreas preservadas foi obtida mediante aplicação do modelo digital de elevação e pela estratificação das áreas de estudo em três estratos de altitude. A estratificação permitiu dividir as áreas em ambientes predominantemente mais baixos, ambientes predominantemente de encostas e ambientes predominantemente localizados em topos de morros.

A área de Cocais possui altitude que varia de 790 a 1.300 m, e foi dividida em três estratos de altitude equidistantes, em que o estrato 1 varia de 790 a 960 m, o estrato 2 de 961 a 1.130 e o estrato 3 de 1.131 a 1.300 m.

A área de Ipaba possui altitude que varia de 210 a 400 m, e foi dividida em três estratos de altitude equidistantes, em que o estrato 1 varia de 210 a 273 m, o estrato 2 de 274 a 337 m e o estrato 3 de 338 a 400 m.

Essa classificação foi testada com simulações de mapeamento e foi verificada a predominância no estrato 1 das áreas mais baixas, onde estão situadas grande parte das áreas de preservação permanente ao longo de cursos d'água. No estrato 2 predominaram áreas situadas nas encostas e no estrato 3 predominaram os topos de morros mais altos das áreas de estudo. O mapeamento de áreas de preservação permanente em topos de morros não foi utilizado neste trabalho, em razão das diversas possibilidades de interpretação das prerrogativas da Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002 (CONAMA, 2002).

Essa metodologia pôde ser aplicada em razão de não haver quebras bruscas de altitude nas duas áreas estudadas.

De posse dos três estratos, contabilizaram-se as áreas preservadas localizadas nas diferentes posições no relevo, para as áreas de estudo de Cocais e Ipaba.

4.6. Grau de isolamento das áreas preservadas

Para obtenção do grau de isolamento das áreas preservadas, foram consideradas como isoladas apenas as áreas ilhadas por plantações de eucalipto. As áreas preservadas desconectadas por estradas e aceiros não foram consideradas, pois a distância em relação à área preservada mais próxima referia-se apenas à largura da estrada ou do aceiro. Assim, foi medida a distância, em metros, entre as áreas preservadas ilhadas e o maciço de áreas preservadas conectadas mais próximo. Essas áreas foram ordenadas por tamanho, para apresentação nos resultados deste trabalho.

4.7. Mapeamento de áreas de preservação permanente

O mapeamento das áreas de preservação permanente situadas às margens de cursos d'água foi executado com o intuito de comparar o percentual dessas áreas em regiões montanhosas (área de Cocais) e em regiões planas (área de Ipaba). Além deste objetivo, buscou-se também compreender os padrões de distribuição espacial da rede de drenagem nas duas áreas estudadas e quais eram as implicações destes padrões na tomada de decisão, visando o planejamento do uso do solo e a definição de uma estratégia de conservação ambiental.

Esse mapeamento quantificou as áreas de preservação permanente das áreas estudadas e relacionou o percentual que cada uma dessas áreas garante, conservado

na forma de ecossistemas ripários ou ciliares, considerando suas peculiaridades de relevo e drenagem.

O mapeamento das áreas de preservação permanente foi realizado em ArcMap (ESRI, 2004), utilizando como base o mapeamento dos cursos d'água e das curvas de nível de 10 em 10 m, produzidas por meio da restituição de fotografias verticais. As faixas de áreas de preservação permanente foram obtidas pelo comando de geração de "buffer" nos limites dos cursos d'água e nas bordas de lagos naturais e represas. Assim, foram geradas faixas com 30 m de largura de cada lado dos cursos d'água, quando estes possuíam menos de 10 m de largura; faixas de 50 m de largura de cada lado dos cursos d'água, quando estes possuíam entre 10 e 50 m de largura; faixas de 100 m de largura de cada lado dos cursos d'água, quando estes possuíam entre 50 e 200 m de largura; e uma faixa de 100 m de largura no entorno de lagos com área superior a 20 ha. Esta metodologia teve como base as prerrogativas da Lei Florestal de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2002) e do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estágio de sucessão

O Quadro 1 e a Figura 11 apresentam os resultados da classificação para as áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, enquanto a Figura 12 apresenta o somatório dos resultados da classificação para as duas áreas estudadas.

Quadro 1 – Resultados da classificação, por estágio de sucessão, da cobertura vegetal das áreas preservadas em Cocais e Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Classes de Áreas Preservadas	Cocais		Ipaba		Total	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Área aberta (AA)	55,74	2,3	33,10	1,1	88,84	1,7
Área arborizada (AB)	116,24	4,7	49,35	1,7	165,59	3,1
Área alagada (AL)	0,00	0,0	350,14	12,0	350,14	6,5
Afloramento rochoso (AR)	44,15	1,8	0,00	0,0	44,15	0,8
Eucalipto + nativas (EN)	115,90	4,7	734,62	25,3	850,52	15,8
Estágio inicial (EI)	1.278,24	51,9	657,91	22,6	1.936,15	36,1
Estágio médio (EM)	769,29	31,2	970,12	33,4	1.739,41	32,4
Estágio avançado (EA)	82,59	3,4	111,96	3,9	194,55	3,6
Total	2.462,15	100	2.907,20	100	5.369,35	100

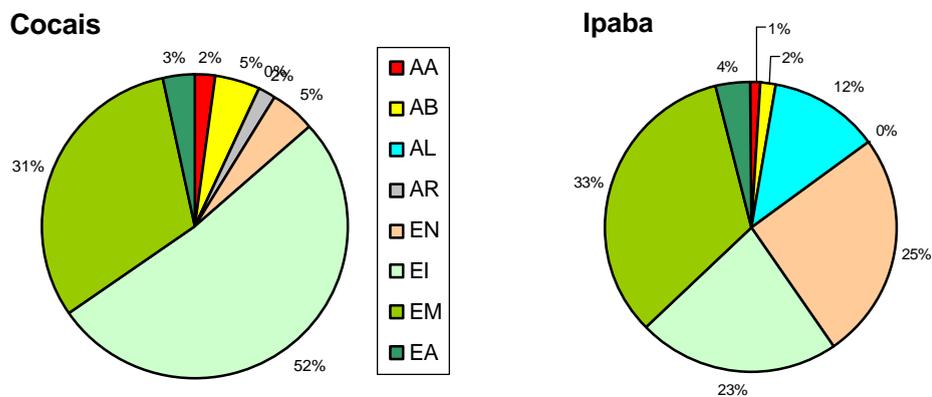


Figura 11 – Resultados da classificação da cobertura vegetal das áreas preservadas nas áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, em 2006, por estágio de sucessão, em porcentagem, em que AA = área aberta; AB = área arborizada; AL = área alagada; AR = afloramento rochoso; EN = eucalipto + espécies nativas; EI = estágio inicial; EM = estágio médio; e EA = estágio avançado.

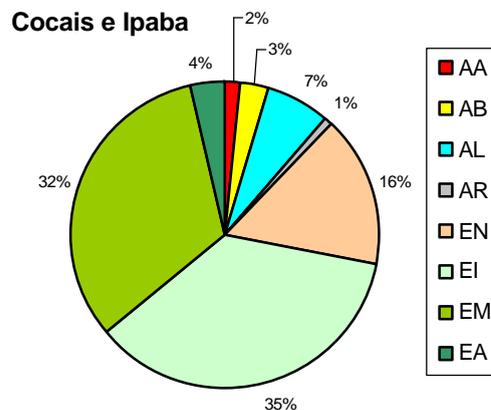
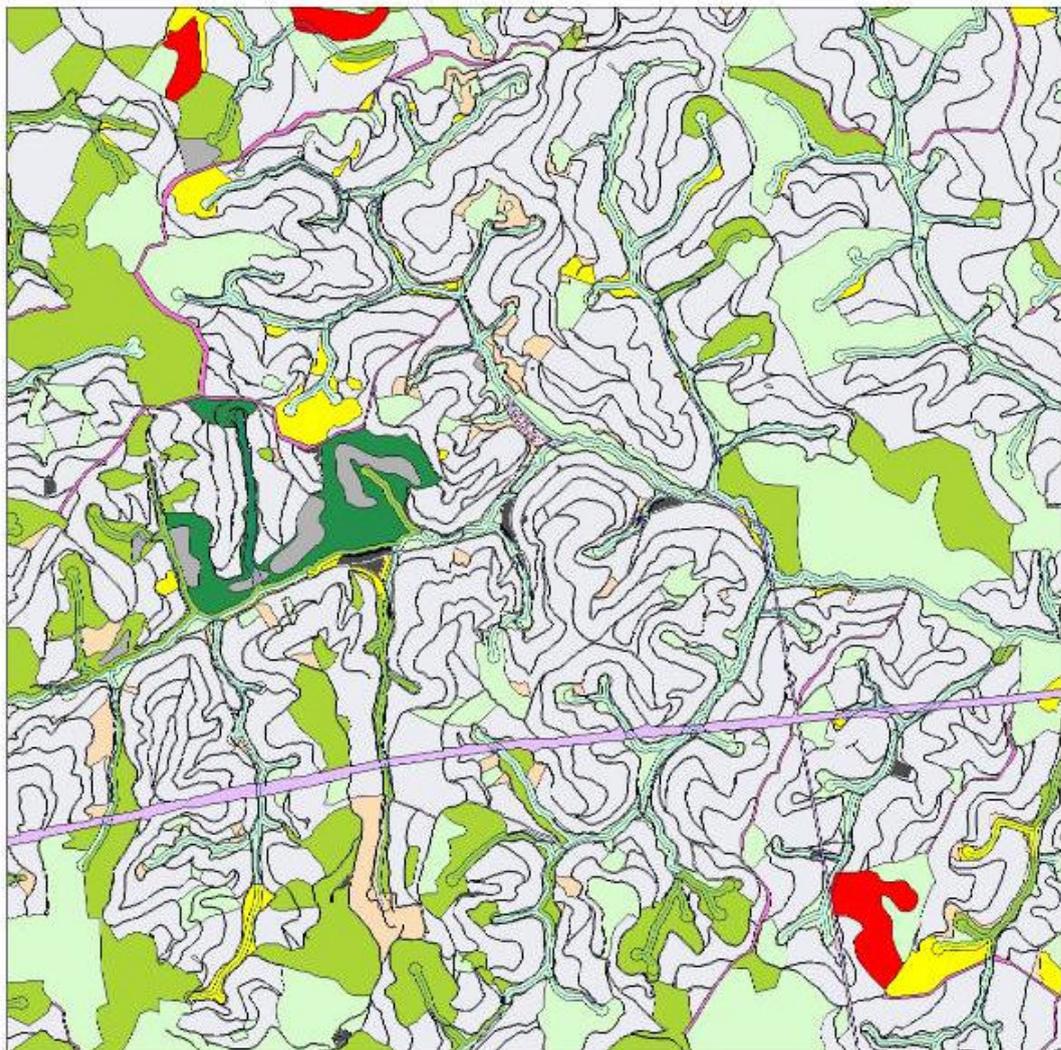


Figura 12 – Somatório dos resultados da classificação da cobertura vegetal das áreas preservadas nas áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, em 2006, por estágio de sucessão, em porcentagem, em que AA = área aberta; AB = área arborizada; AL = área alagada; AR = afloramento rochoso; EN = eucalipto + espécies nativas; EI = estágio inicial; EM = estágio médio; e EA = estágio avançado.

Destacaram-se, na área de estudo de Cocais, as áreas em estágio de sucessão inicial, que representam 52% do total das áreas preservadas, e as áreas em estágio médio de sucessão, com 31% do total das áreas preservadas. Na área de estudo de Ipaba, destacam-se as áreas em estágio médio, com 33%; as áreas de eucalipto com espécies nativas, com 25%; as áreas em estágio inicial, com 23%; e as áreas alagadas, com 12% do total das áreas preservadas. As áreas alagadas são ecossistemas típicos da região onde se insere a área de estudo de Ipaba e não ocorrem na área de estudo de Cocais, onde se destacam como particularidade mais marcante os afloramentos rochosos.

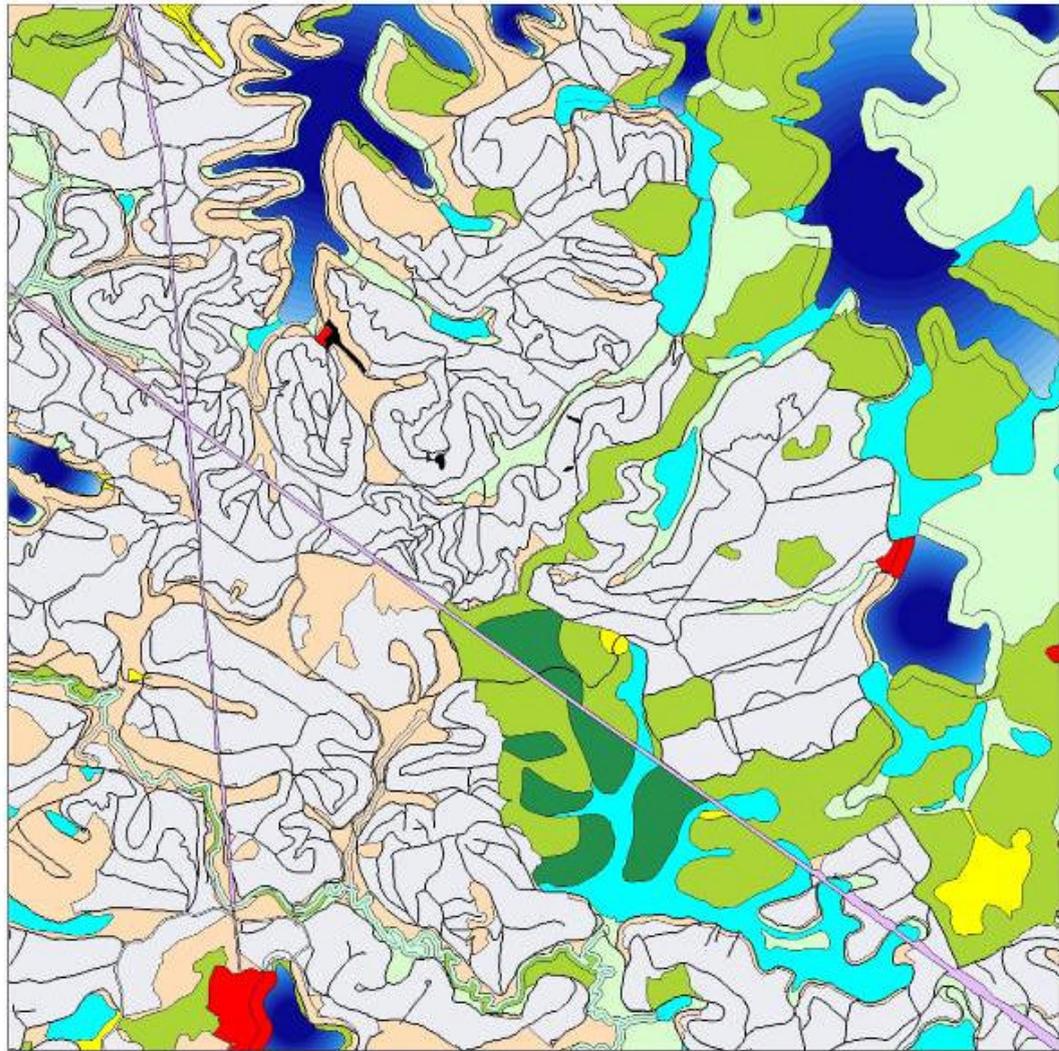
Os resultados obtidos para a área de estudo de Cocais apresentaram relação com o histórico do uso do solo regional, que foi ocupado principalmente pela pecuária antes da atividade silvicultural. As maiores proporções de áreas abertas e de áreas arborizadas em relação à área de estudo de Ipaba são evidências do uso do solo para pastoreio, há cerca de 20 anos. Já o total de 12% de áreas preservadas com eucalipto e espécies nativas na área de estudo de Ipaba é um registro ainda presente do uso do solo para silvicultura há mais de 50 anos. Esta atividade ocupava praticamente todas as áreas com solos cultiváveis na região, e a adequação ambiental de áreas de reserva legal e de preservação permanente ainda não promoveu a reversão total dessas plantações de eucalipto para mata nativa. Essas áreas possuem sub-bosque em diversos estágios de desenvolvimento e estão sendo revertidas para matas nativas por meio da sucessão natural e por medidas de recuperação ambiental, que têm a supressão das árvores de eucalipto como principal ação. Ressalta-se que o eucalipto não apresenta regeneração natural significativa nas áreas estudadas e, portanto, tende a desaparecer naturalmente dessas áreas preservadas.

As Figuras 13 e 14 apresentam o mapeamento da classificação das áreas preservadas situadas nas áreas de estudos de Cocais e de Ipaba, respectivamente. No Apêndice B, os mapas apresentam esta classificação em escala maior, permitindo melhor detalhamento e, portanto, melhor visualização da classificação das áreas preservadas nas duas áreas estudadas.



	Área aberta	55,74 ha		Estágio Avançado	82,59 ha
	Área arborizada	116,23 ha		Eucalipto + espécies nativas	115,90 ha
	Estágio inicial	1.278,24 ha		Área alagada	0,00 ha
	Estágio médio	769,29 ha		Afloramento rochoso	44,15 ha
Total de áreas preservadas		2.462,14 ha			

Figura 13 – Classificação das áreas preservadas na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.



	Área aberta	33,10 ha		Estágio Avançado	111,96 ha
	Área arborizada	49,35 ha		Eucalipto + espécies nativas	734,62 ha
	Estágio inicial	657,91 ha		Área alagada	350,14 ha
	Estágio médio	970,12 ha		Afloramento rochoso	0,00 ha
Total de áreas preservadas		2.907,20 ha			

Figura 14 – Classificação das áreas preservadas na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

As estimativas de áreas preservadas com cobertura florestal autóctone, com cobertura herbácea/arbustiva autóctone, áreas em regeneração florestal e áreas com eucalipto e espécies nativas, para as áreas de estudo de Cocais e Ipaba, estão apresentadas nas Figuras 15 e 16, com a Figura 17 apresentando o somatório dessas estimativas para as duas áreas estudadas.

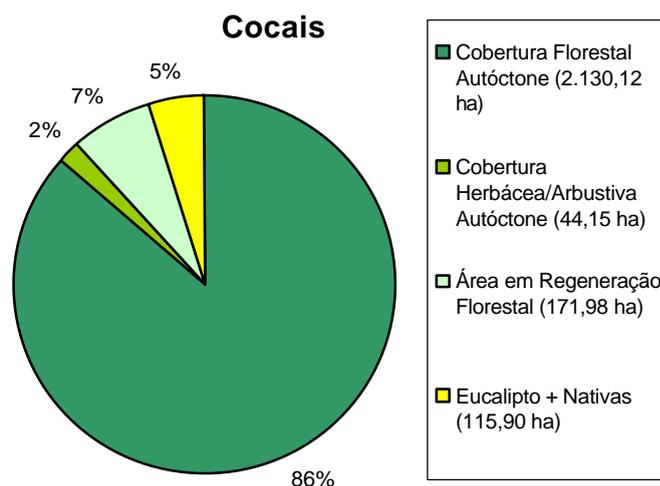


Figura 15 – Relação entre áreas preservadas com cobertura florestal autóctone, com cobertura herbácea/arbustiva autóctone, áreas em regeneração florestal e áreas com eucalipto e espécies nativas, para a área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

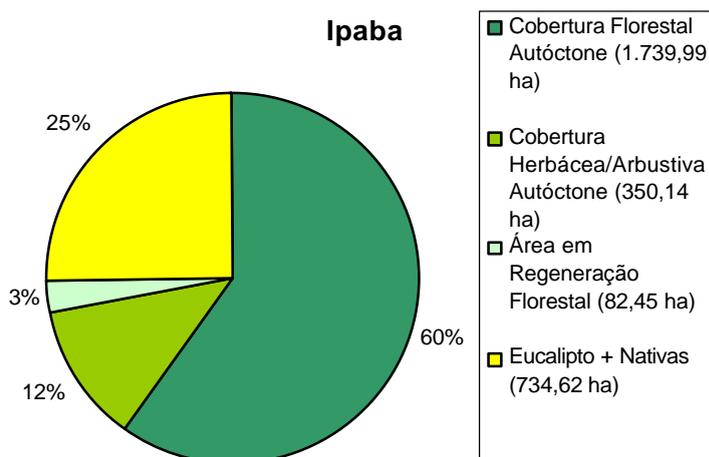


Figura 16 – Relação entre áreas preservadas com cobertura florestal autóctone, com cobertura herbácea/arbustiva autóctone, áreas em regeneração florestal e áreas com eucalipto e espécies nativas, para a área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

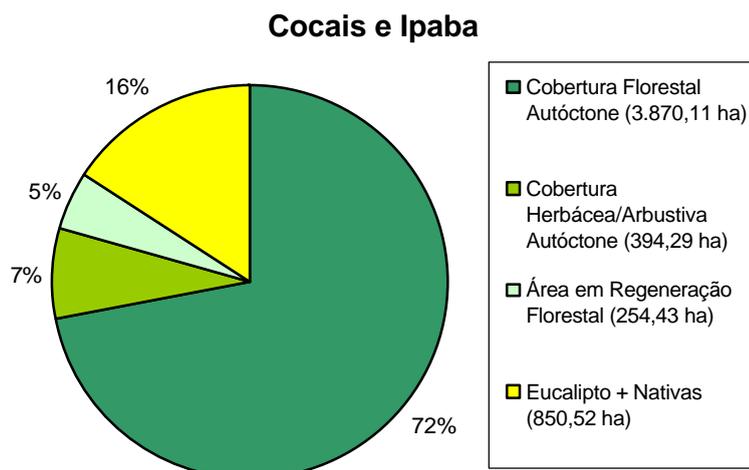


Figura 17 – Somatório da relação entre áreas preservadas com cobertura florestal autóctone, com cobertura herbácea/arbustiva autóctone, áreas em regeneração florestal e áreas com eucalipto e espécies nativas, para as áreas de estudo de Cocais e Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

Observando as Figuras 15 e 16, nota-se que na área de estudo de Cocais há um percentual maior de áreas com cobertura florestal autóctone em relação à área de estudo de Ipaba, sendo 86 e 60%, respectivamente. Estes números indicam que o processo de ocupação antrópica na área de estudo de Cocais manteve mais áreas com vegetação nativa, em razão do relevo mais montanhoso, que impõe mais dificuldades de cultivo dos solos.

As áreas com cobertura herbáceo-arbustiva autóctone, que totalizam 2 e 12%, respectivamente nas áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, encontram-se em bom estado de conservação, o que é atribuído, principalmente, à impossibilidade de uso agrícola ou florestal, pois esses ambientes são pedregosos (em Cocais) e alagados (em Ipaba), além do baixo estoque madeireiro desses ambientes. Acrescenta-se também que essas áreas são delimitadas como áreas preservadas desde a implantação das plantações de eucalipto. As áreas em recuperação florestal são áreas em locais com solo florestal e incluem as classes denominadas áreas abertas (AA) e áreas arborizadas (AB), definidas neste estudo. Essas áreas estão em processo de regeneração natural, e a formação de dossel contínuo, em estágio inicial, normalmente acontece em tempo médio de 15 anos, quando não há intervenção antrópica, conforme registros de observações em áreas de propriedade da Celulose

Nipo-Brasileira S.A., utilizando imagens de satélite, fotografias aéreas e observações de campo.

Destaca-se, também, a significativa diferença dos percentuais de áreas com eucalipto e espécies nativas, que em Cocais totalizam 5% e em Ipaba 25% do total de áreas preservadas.

5.2. Classes de tamanho

Nos Quadros 2 e 3 encontram-se a classificação das áreas preservadas, por classes de tamanho, em hectare, para as áreas estudadas em Cocais e Ipaba, respectivamente.

As Figuras 18 e 19 apresentam os resultados da classificação por classes de tamanho, para as áreas de Cocais e Ipaba, respectivamente. As Figuras 20 e 21 apresentam a relação, em porcentagem, entre o número e a área dos fragmentos, por classes de tamanho, respectivamente, para as áreas de Cocais e de Ipaba.

Quadro 2 – Número de fragmentos e área, em hectares, por classes de tamanho dos fragmentos de áreas preservadas inseridas na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Classe de Tamanho (ha)	Fragmentos de Áreas Preservadas			
	Nº de Fragmentos	% do Nº de Fragmentos	Área (ha)	% da Área
≤ 5	169	69,5	248,53	10,1
>5 a ≤ 10	25	10,3	173,70	7,1
>10 a ≤ 15	18	7,4	220,73	9,0
>15 a ≤ 20	7	2,9	118,78	4,8
>20 a ≤ 25	5	2,1	108,10	4,4
>25 a ≤ 30	5	2,1	138,18	5,6
>30 a ≤ 35	3	1,2	102,42	4,2
>35 a ≤ 40	1	0,4	38,45	1,6
>40 a ≤ 45	0	0	0	0
>45 a ≤ 50	0	0	0	0
>50	10	4,1	1.313,24	53,3
Total	243	100,0	2.462,13	100,0

Quadro 3 – Número de fragmentos e área, em hectares, por classes de tamanho dos fragmentos de áreas preservadas inseridas na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Classe de Tamanho (ha)	Fragmentos de Áreas Preservadas			
	Nº de Fragmentos	% do Nº de Fragmentos	Área (ha)	% da Área
≤ 5	135	68,9	162,71	5,6
>5 a ≤ 10	22	11,2	162,66	5,6
>10 a ≤ 15	14	7,1	178,71	6,1
>15 a ≤ 20	5	2,6	86,71	3,0
>20 a ≤ 25	2	1,0	42,87	1,5
>25 a ≤ 30	3	1,5	84,83	2,9
>30 a ≤ 35	3	1,5	97,41	3,4
>35 a ≤ 40	0	0	0	0
>40 a ≤ 45	2	1,0	83,28	2,9
>45 a ≤ 50	1	0,5	47,72	1,6
>50	9	4,6	1.960,30	67,4
Total	196	100,0	2.907,20	100

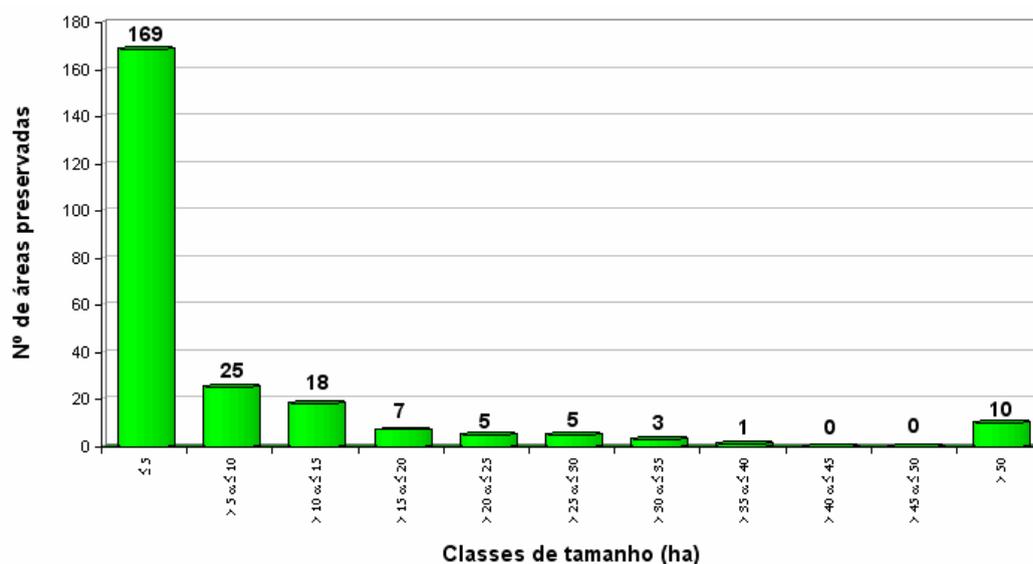


Figura 18 – Distribuição da classificação por classe de tamanho para as áreas preservadas inseridas na área de estudo de Cocais, Vale do Rio doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

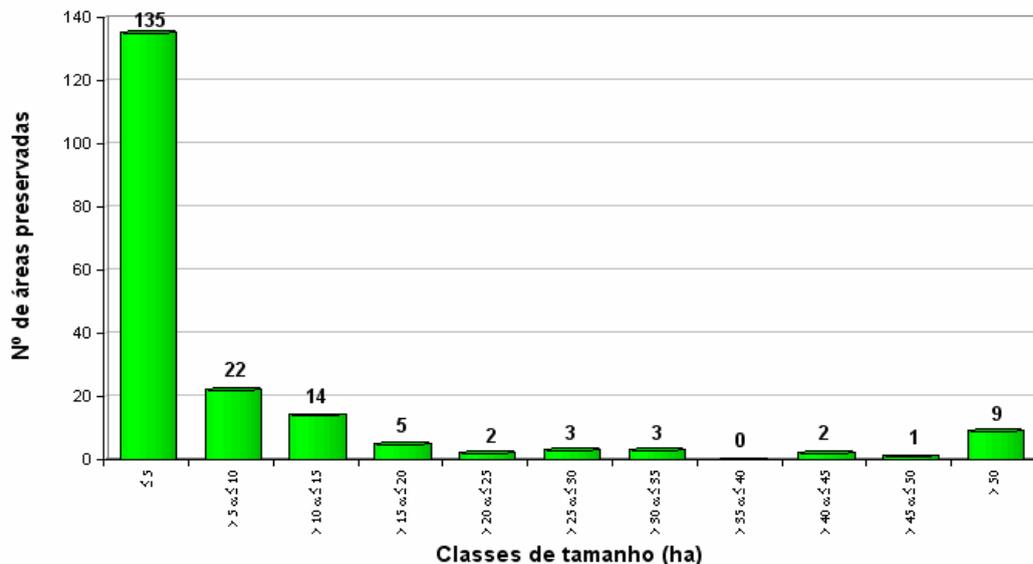


Figura 19 – Distribuição da classificação por classe de tamanho para as áreas preservadas inseridas na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

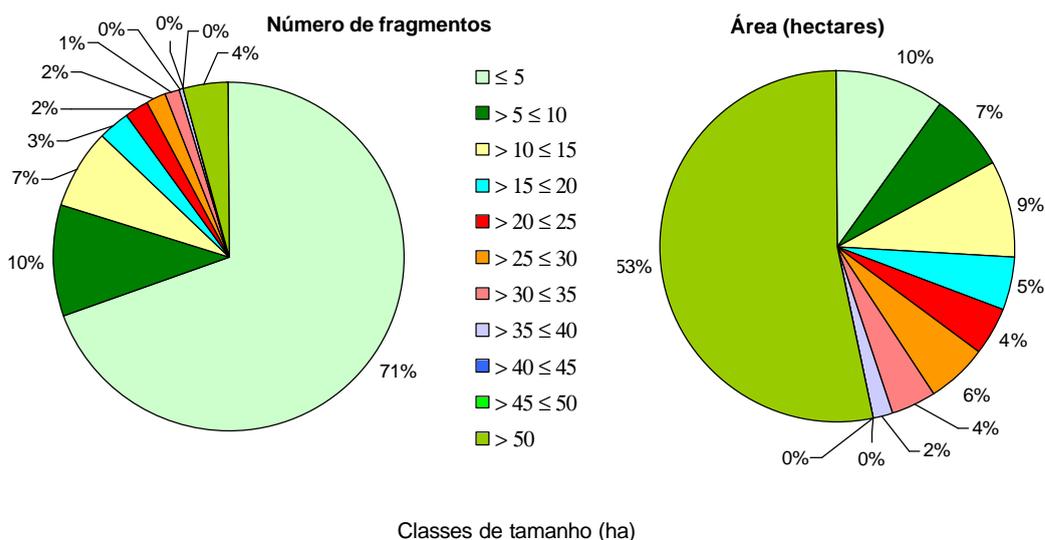


Figura 20 – Classes de tamanho, em hectares, para as áreas preservadas inseridas na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006, por número de fragmentos e por representatividade na área total estudada.

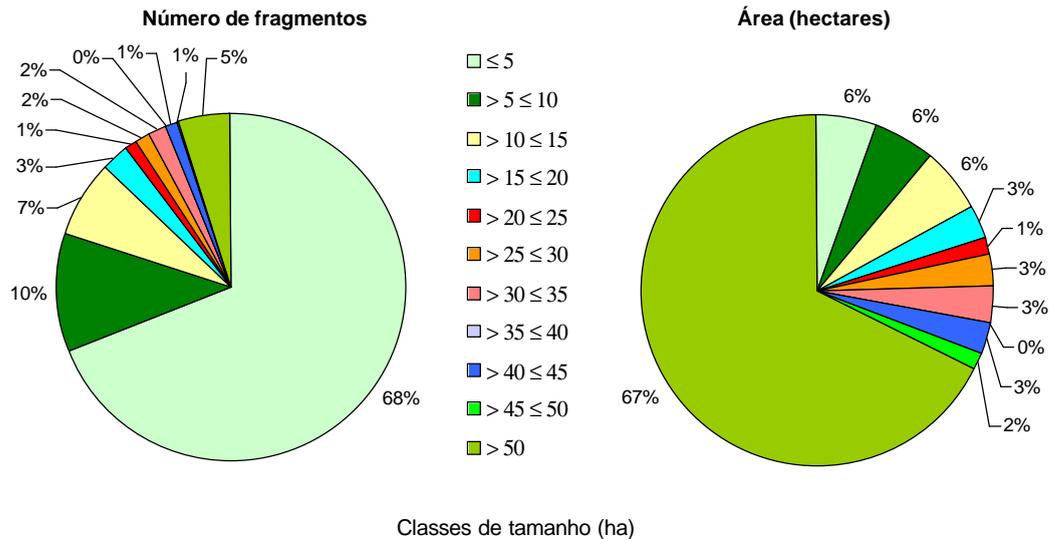


Figura 21 – Classes de tamanho, em hectares, para as áreas preservadas inseridas na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006, por número de fragmentos e por representatividade na área total estudada.

Os Quadros 2 e 3 e as Figuras 18 e 19 evidenciam uma grande concentração do número de fragmentos de áreas preservadas na menor classe de tamanho (< 5ha), correspondendo a 69,5% (169 fragmentos) em Cocais e a 68,9% (135 fragmentos) em Ipaba. Estes resultados, em uma análise simples, indicariam, em princípio, um alto grau de fragmentação dessas áreas destinadas à reserva legal e preservação permanente. Todavia, analisando esses mesmos quadros e as Figuras 20 e 21, observa-se que os 169 fragmentos (69,5% do total) correspondem a apenas 10% da área total preservada em Cocais, e em Ipaba os 135 fragmentos (68,9% do total) correspondem a apenas 6% da área total preservada. Essas figuras evidenciam também que os fragmentos maiores que 50 ha em Cocais são apenas 4% do total, embora representem 53% do total da área preservada. Esta relação é ainda mais evidente em Ipaba, onde os fragmentos maiores que 50 ha são apenas 5% do total e representam 67% do total de áreas preservadas.

Esses números permitem interpretações e comparação sobre o estado de conservação entre áreas distintas, sendo a relação entre o número de fragmentos e a porcentagem da área preservada os principais parâmetros interpretados. Em uma mesma área analisada, um número grande de fragmentos totalizando uma pequena área preservada indica baixa conectividade, enquanto um número pequeno de

fragmentos totalizando uma grande área preservada indica alta conectividade entre os fragmentos.

5.3. Grau de isolamento

Os Quadros 4 e 5 apresentam, respectivamente, os graus de isolamento entre os fragmentos das áreas de estudo de Cocais e de Ipaba.

Quadro 4 – Grau de isolamento das áreas preservadas desconectadas, situadas na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006, listadas em ordem decrescente de tamanho, em hectare

Área Preservada	Área (ha)	Distância de Isolamento (m)
27	4,32	302,57
29	1,63	285,16
22	6,16	215,10
5	2,90	206,26
15	0,18	199,40
6	0,12	194,89
23	0,41	177,34
26	0,41	166,80
20	0,03	162,01
21	1,22	149,58
14	0,12	142,10
3	8,55	102,72
17	25,47	95,74
10	1,45	80,72
34	0,17	80,54
8	0,47	78,78
25	9,04	70,73
18	0,90	69,72
7	3,12	69,55
33	0,21	69,06
12	2,63	68,78
24	7,37	67,75
11	1,32	64,53
28	0,73	62,24
16	1,21	60,28
9	0,76	59,74
13	4,29	58,04
35	1,29	57,19
31	2,36	44,14
19	1,20	42,86
32	0,61	42,52
4	2,32	39,64
1	0,22	31,70
2	0,41	31,49
30	4,65	28,79
Total	98,25	

Quadro 5 – Grau de isolamento das áreas preservadas desconectadas, situadas na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006, listadas em ordem decrescente de tamanho, em hectare

Área Preservada	Área (ha)	Distância de Isolamento (m)
6	1,33	345,56
19	0,54	259,71
11	0,52	247,80
2	2,93	221,44
14	1,46	210,60
4	5,00	158,62
10	11,89	115,40
18	6,41	80,15
9	1,24	66,57
1	1,41	50,74
3	0,75	46,66
8	0,76	37,71
5	12,20	37,18
13	0,60	34,48
7	1,07	32,92
16	0,27	31,98
17	2,20	31,27
12	0,11	31,00
15	5,60	29,91
Total	56,28	

Essa análise não considerou os fragmentos isolados apenas por estradas. Assim, os Quadros 4 e 5 apresentam as distâncias em metros dos fragmentos isolados por plantações de eucalipto em relação ao maciço de remanescentes florestais conectados mais próximos. Estudos faunísticos realizados em ambas as áreas estudadas demonstraram que as estradas de terra estreitas no interior de fragmentos florestais não são barreiras que impedem a passagem da fauna silvestre, principalmente quando há união de copas de árvores situadas em margens diferentes das estradas (ANDRADE, 2004). Nas áreas de estudo de Cocais e de Ipaba predominam estradas de terra estreitas e, portanto, estas não foram consideradas fatores de isolamento de áreas preservadas.

No Quadro 4 notam-se os fragmentos de áreas preservadas isolados na área de estudo de Cocais. Os quatro fragmentos mais isolados são: o fragmento 27, com área de 4,32 ha e distanciado 302,57 m; o fragmento 29, com área de 1,63 ha e distanciado 285,16 m; o fragmento 22, com área de 6,16 ha e distanciado 215,10 m; e o fragmento 5, com área de 2,90 ha e distanciado 206,26 m do maciço de áreas preservadas mais próximas.

Considerando que para promoção da conexão desses fragmentos ao maciço de áreas preservadas é necessária a formação de corredores com largura de pelo menos 60 m, equivalente à largura mínima da faixa de preservação permanente (BRASIL, 1965; MINAS GERAIS, 2002), é preciso reverter para reserva uma área de plantação de eucalipto igual a 1,82 ha, para conectar os 4,32 ha do fragmento 27; 1,71 ha, para conectar os 1,63 ha do fragmento 29; 1,29 ha, para conectar os 6,16 ha do fragmento 22; e 1,24 ha, para conectar os 2,90 ha do fragmento 5.

Os quatro maiores fragmentos isolados situados na área de estudo de Cocais, em ordem decrescente, são: o fragmento 17, com 25,47 ha; o fragmento 25, com 9,04 ha; o fragmento 3, com 8,55 ha; e o fragmento 24, com 7,37 ha, respectivamente, distanciados 95,74, 70,73, 102,72, 67,75 m do maciço mais próximo de áreas preservadas. Esses fragmentos apresentam as seguintes relações entre áreas de corredor e áreas a serem conectadas: 0,57 ha, para conectar os 25,47 ha do fragmento 17; 0,42 ha, para conectar os 9,04 ha do fragmento 25; 0,62 ha, para conectar os 8,55 ha do fragmento 3; e 0,41 ha, para conectar os 7,37 ha do fragmento 24.

No Quadro 5 notam-se os fragmentos de áreas preservadas isolados na área de estudo de Ipaba. Os quatro fragmentos mais isolados são: o fragmento 6, com área de 1,33 ha, e distante 345,56 m; o fragmento 19, com área de 0,54 ha, e distante 259,71 m; o fragmento 11, com área de 0,52 ha, e distante 247,80 m; e o fragmento 2, com área de 2,93 ha, e distante 221,44 m do maciço de áreas preservadas mais próximas. A conexão desses fragmentos ao maciço de áreas preservadas com corredores de 60 m de largura demandará: 2,07 ha, para conectar os 1,33 ha do fragmento 6; 1,56 ha, para conectar os 0,54 ha do fragmento 19; 1,49 ha, para conectar os 0,52 ha do fragmento 11; e 1,33 ha, para conectar os 2,93 ha do fragmento 2.

Os quatro maiores fragmentos isolados na área de estudo de Ipaba, em ordem decrescente, são: o fragmento 5, com 12,20 ha; o fragmento 10, com 11,89 ha; o fragmento 18, com 6,41 ha; e o fragmento 15, com 5,60 ha, respectivamente, distanciados 37,18 m, 115,40 m, 80,15 m e 29,91 m do maciço de áreas preservadas mais próximo. Esses fragmentos apresentam, respectivamente, as seguintes relações entre áreas de corredor e áreas a serem conectadas: 0,22 ha, para conectar os 12,20 ha do fragmento 5; 0,69 ha, para conectar os 11,89 ha do fragmento 10; 0,48 ha, para conectar os 6,41 ha do fragmento 18; e 0,18 ha, para conectar os 5,60 ha do fragmento 15.

A análise da relação entre a quantidade de área que deve ser transformada em corredor e a área de fragmento florestal isolado é um parâmetro importante para tomada de decisão. Recomenda-se promover a conectividade de áreas pequenas apenas em situações em que estas estão situadas no contexto de corredores ecológicos a serem formados.

Os 35 fragmentos considerados isolados totalizaram 98,25 ha, correspondendo a apenas 3,99% do total de áreas preservadas na área de estudo de Cocais. Na área de Ipaba, 19 fragmentos foram considerados isolados, totalizando 56,28 ha e correspondendo a apenas 1,94% do total de áreas preservadas.

Tanto em Cocais como em Ipaba, o somatório das áreas dos fragmentos isolados correspondem a porcentuais muito baixos em relação ao total de áreas preservadas.

5.4. Posição no relevo

Os Quadros 6 e 7 apresentam a estratificação vertical para as áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, respectivamente. Esses dados foram obtidos a partir do mapeamento das áreas preservadas em três estratos de altitudes. As áreas incluídas no estrato 1 abrangem os fundos de vale, as áreas alagadas, as terras baixas com solos aluviais e as áreas adjacentes, predominando os ambientes mais úmidos da paisagem. Nesse estrato está incluída grande parte das áreas de preservação permanente de margens de cursos d'água, incluindo as faixas de vegetação ciliar. O estrato 2 inclui as áreas predominantemente localizadas nas encostas, onde os solos são inclinados e bem drenados. O estrato 3 inclui as áreas situadas na porção mais alta da paisagem, incluindo grande parte das áreas localizadas nos topos das elevações e dos morros.

A análise dos resultados obtidos no mapeamento dos estratos de altitude permite distinguir características inerentes a cada uma das áreas estudadas. Em Cocais predominam áreas no estrato 2, com 66% de representatividade, seguidas pelas áreas no estrato 1, com 28% de representatividade, e por áreas no estrato 3, com 6% de representatividade no total de áreas dessa área de estudo. Este resultado é esperado em uma área com relevo fortemente ondulado a montanhoso, com vales encaixados, como é o caso de Cocais. Embora com maior densidade de redes de drenagem e maior amplitude de altitude, a existência de vales encaixados e, portanto,

Quadro 6 – Estratificação vertical das áreas preservadas e suas respectivas áreas (hectare) para a área de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Estratificação Vertical	Área Total (ha)	Área Total (%)	Áreas Preservadas (ha)	Áreas Preservadas (%)
Estrato 1- 790 a 960 m	1.817,50	28	894,28	49
Estrato 2- 961 a 1.130 m	4.204,67	66	1.366,51	32
Estrato 3- 1.131 a 1.300 m	377,83	6	201,35	53
Total	6.400,00	100	2.462,14	38

Quadro 7 – Estratificação vertical das áreas preservadas e suas respectivas áreas (hectare) para a área de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Estratificação Vertical	Área Total (ha)	Área Total (%)	Áreas Preservadas (ha)	Áreas Preservadas (%)
Estrato 1- 210 a 273 m	4.617,12	72	2.285,23	49
Estrato 2- 274 a 367 m	1.721,73	27	580,22	34
Estrato 3- 368 a 400 m	61,15	1	41,75	68
Total	6.400,00	100	2.907,20	45

estreitos, faz com que esses ambientes não tenham grande representatividade em termos de área. As elevações são significativas e numerosas em Cocais, traduzidas nos resultados da estratificação com 6% do total das áreas.

Em Ipaba predominam áreas no estrato 1, com 72% de representatividade, seguidas pelas áreas no estrato 2, com 27%, e no estrato 3, com 1% de representatividade no total dessa área de estudo. O resultado demonstra que a presença de extensas áreas baixas e planas de Ipaba é muito significativa na paisagem. As elevações são raras e pouco significativas em termos de variação altitudinal, representando, portanto, apenas 1% do total da área de estudo de Ipaba.

Esses quadros permitem analisar também como os percentuais de cada estrato de altitude estão representados na forma de áreas preservadas, como áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente.

Em Cocais, o estrato 1 representa 28% da área estudada e está protegido na forma de áreas preservadas, notadamente como áreas de preservação permanente, na proporção de 49%. Em Ipaba, esse estrato representa 72% da área estudada e está protegido também na proporção de 49%. Ressalta-se que nesse estrato situam-se as áreas mais úmidas e as matas ciliares.

O estrato 2 representa 66% da área estudada em Cocais e está protegido, como áreas preservadas, na proporção de 32%. Em Ipaba, o estrato 2 representa 27% da área estudada e está protegido na proporção de 34%. As áreas preservadas inseridas nesse estrato são, principalmente, áreas de reserva legal. Esses menores percentuais de áreas preservadas demonstram que nesse estrato encontra-se a maior parte das áreas com uso antrópico, que no caso das áreas estudadas são plantações de eucalipto.

Em Cocais, o estrato 3 representa 6% da área estudada e está protegido como áreas preservadas na proporção de 53%. Em Ipaba, o estrato 3 representa 1% do total da área estudada e está protegido na proporção de 68% do total de áreas preservadas. Neste estrato está inserida a maior parte das áreas de preservação permanente de topos de morros e as encostas mais íngrimes da paisagem.

A Figura 22 apresenta o mapeamento dos estratos de altitude para as áreas de estudo de Cocais e de Ipaba e as Figuras 23 e 24 apresentam o mapeamento das áreas preservadas, por estratos de altitude, nas áreas de estudo de Cocais e Ipaba, respectivamente.

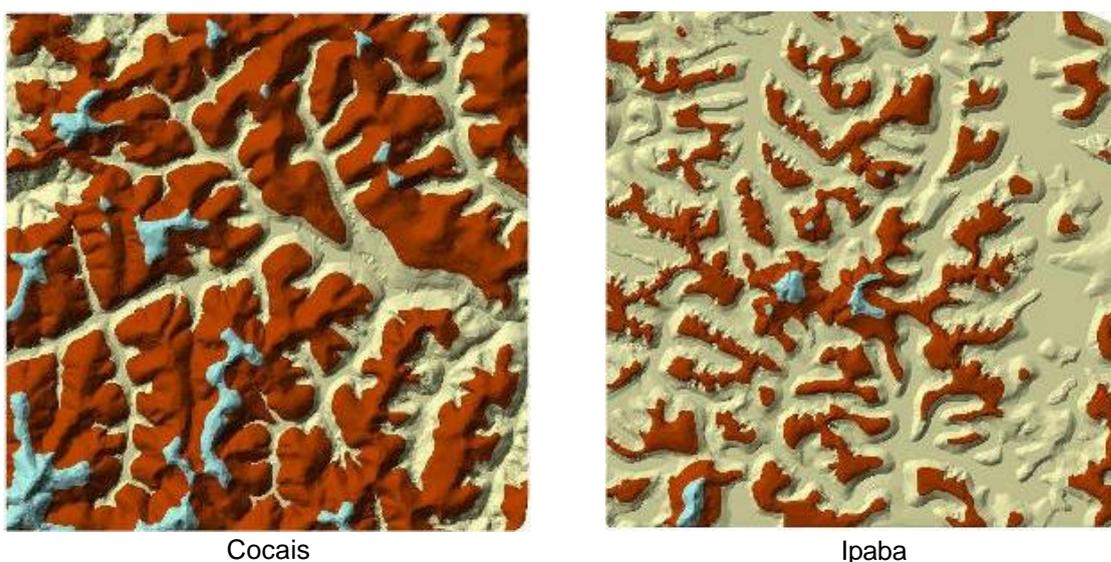


Figura 22 – Mapeamento dos estratos de altitude para as áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

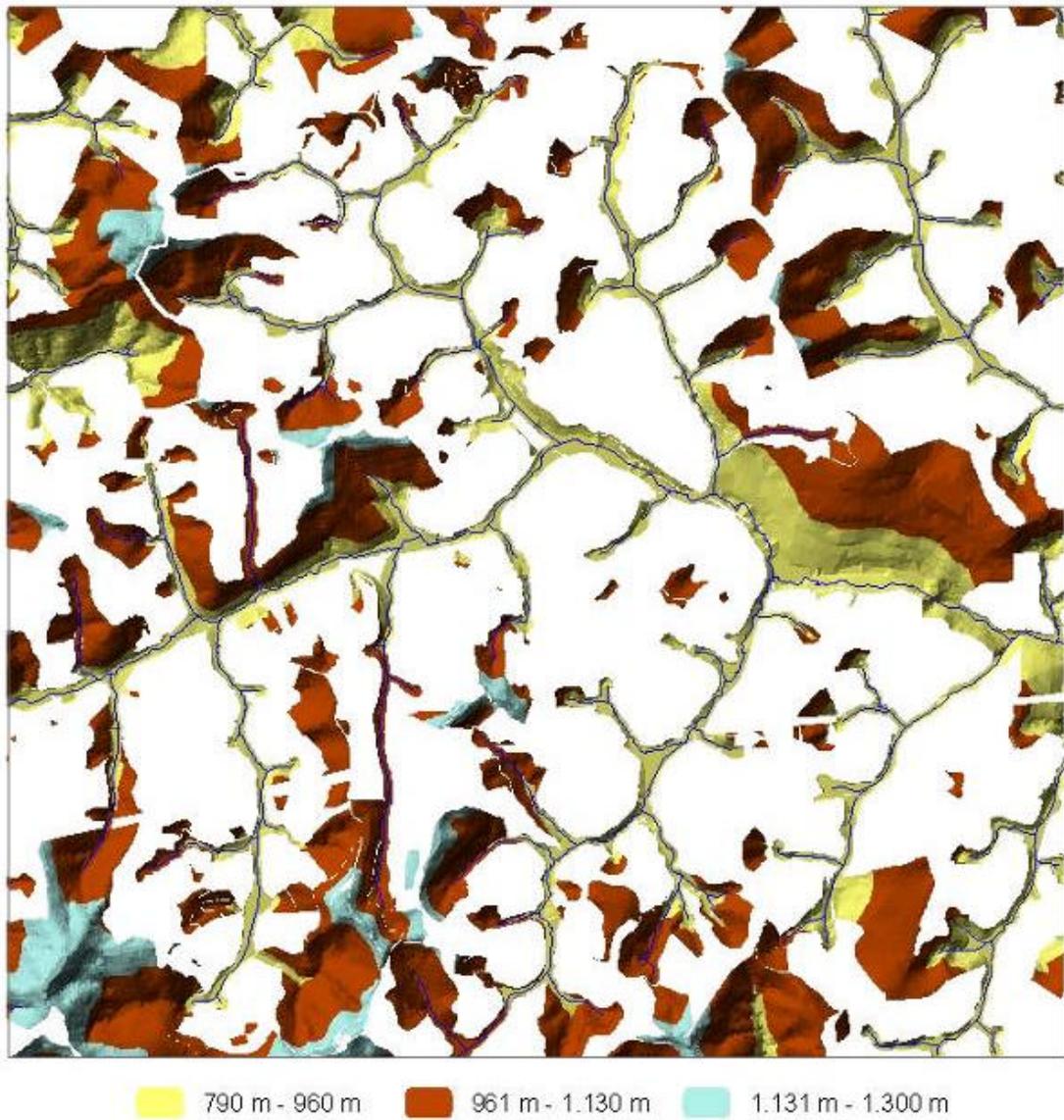


Figura 23 – Áreas preservadas por classes de altitude na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

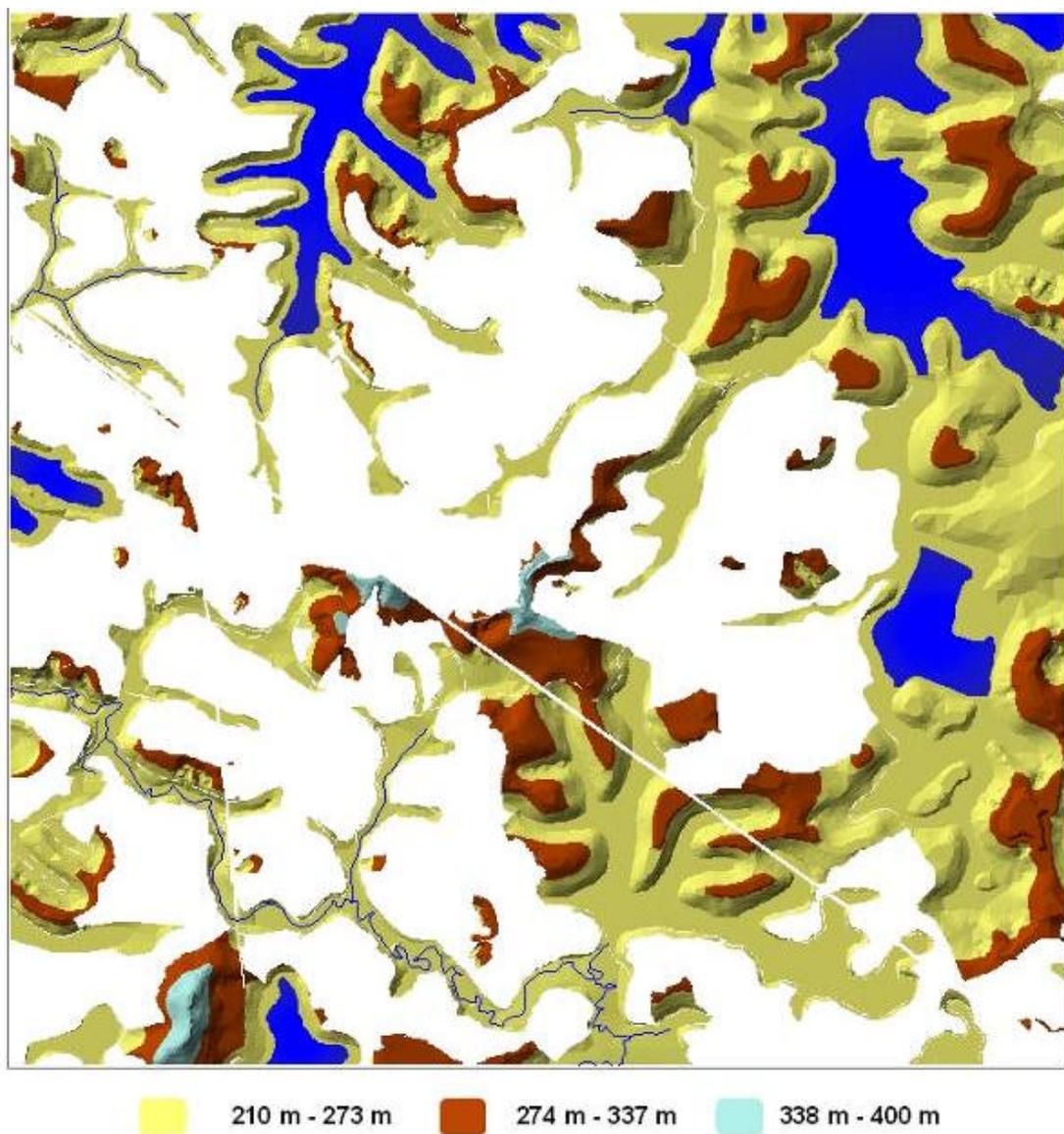


Figura 24 – Áreas preservadas por classes de altitude na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

5.5. Classes de fator de forma

Os Quadros 8 e 9 apresentam a distribuição dos fragmentos de áreas preservadas por classes de fator de forma e de tamanho, para as áreas de estudo de Cocais e de Ipaba, respectivamente. Esses quadros evidenciam que o maior número de fragmentos situa-se nas menores classes de tamanho e nas menores classes de fator de forma.

Em Cocais, 169 fragmentos, correspondendo a 69,5% do total de fragmentos estudados, possuem área de até 5,00 ha e baixos valores de fator de forma, estando situados nas classes até 5,99. Os fragmentos de 5,01 a 50,00 ha, que correspondem a 26,3% do total de fragmentos estudados, estão situados nas classes de fator de forma que vão de 2,00 a 11,99. Os fragmentos com área entre 50,01 e 200,00 ha correspondem a 3,7% do total de fragmentos estudados e estão situados nas classes de fator de forma que vão de 8,00 a 16,99. O único fragmento existente na classe de tamanho entre 200,01 e 500,00 ha está situado na classe de fator de forma que vai de 13,00 a 13,99.

Em Ipaba, 135 fragmentos, correspondendo a 68,9% do total de fragmentos estudados, possuem área de até 5,00 ha e baixos valores de fator de forma, estando situados nas classes de até 4,99. Os fragmentos com área entre 5,01 e 50,00 ha correspondem a 26,5% do total de fragmentos estudados e estão situados nas classes de fator de forma que vão de 2,00 a 11,99. Os fragmentos de 50,01 a 200,00 ha, que correspondem a 3,1% do total de fragmentos estudados, estão situados nas classes de fator de forma que vão de 2,00 a 16,99. Os dois fragmentos com área entre 200,01 e 500,00 ha correspondem a 1% do total de fragmentos estudados e estão situados nas classes de fator de forma 16,00 a 16,99 e 28,00 a 28,99, respectivamente. O único fragmento existente na classe de tamanho maior que 500,00 ha está situado na classe de fator de forma que vai de 21,00 a 21,99.

O fator de forma é uma relação entre a área e o perímetro de um fragmento e é influenciado pelo tamanho e pela forma do fragmento. Em uma estratégia de conservação, deve-se atentar para as relações que podem influenciar a escolha de fragmentos para compor um corredor ecológico ou serem averbados como áreas de reserva legal. Nessas relações, quanto menores e mais alongados são os fragmentos, menores serão seus valores de fator de forma e, portanto, em fragmentos com áreas semelhantes são preferíveis os que têm maior fator de forma, pois estes possuem

Quadro 8 – Distribuição do número de fragmentos de áreas preservadas em diferentes classes de fator de forma e tamanho, na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Classes de Fator de Forma	Classes de Tamanho (ha)				
	0,00 a 5,00	5,01 a 50,00	50,01 a 200,00	200,01 a 500,00	> 500,00
0,00 – 0,99	39 (23,08) ¹				
1,00 – 1,99	54 (31,95)				
2,00 – 2,99	38 (22,49)	3 (4,69)			
3,00 – 3,99	26 (15,38)	16 (25,00)			
4,00 – 4,99	11 (6,51)	15 (23,44)			
5,00 – 5,99	1 (0,59)	7 (10,94)			
6,00 – 6,99		6 (9,38)			
7,00 – 7,99		7 (10,94)			
8,00 – 8,99		5 (7,81)	1 (11,11)		
9,00 – 9,99		1 (1,56)			
10,00 – 10,99		1 (1,56)	1 (11,11)		
11,00 – 11,99		3 (4,69)	1 (11,11)		
12,00 – 12,99					
13,00 – 13,99			2 (22,22)	1 (100,00)	
14,00 – 14,99			1 (11,11)		
15,00 – 15,99					
16,00 – 16,99			2 (22,22)		
17,00 – 17,99					
18,00 – 18,99					
19,00 – 19,99					
20,00 – 20,99					
21,00 – 21,99					
22,00 – 22,99			1 (11,11)		
Total	169 (100,00)	64 (100,00)	9 (100,00)	1 (100,00)	
% do Total	69,5	26,3	3,7	0,4	0,0

¹ Os números entre parênteses representam a distribuição porcentual.

Quadro 9 – Distribuição dos fragmentos de áreas preservadas em diferentes classes de fator de forma e tamanho, na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006

Classes de Fator de Forma	Classes de Tamanho (ha)				
	0,00 a 5,00	5,01 a 50,00	50,01 a 200,00	200,01 a 500,00	> 500,00
0,00 – 0,99	64 (47,41) ¹				
1,00 – 1,99	32 (23,70)				
2,00 – 2,99	21 (15,56)	3 (5,77)	1 (16,67)		
3,00 – 3,99	15 (11,11)	8 (15,38)			
4,00 – 4,99	3 (2,22)	11 (21,15)			
5,00 – 5,99		9 (17,31)			
6,00 – 6,99		5 (9,62)	1 (16,67)		
7,00 – 7,99		6 (11,54)			
8,00 – 8,99		4 (7,69)			
9,00 – 9,99		4 (7,69)	1 (16,67)		
10,00 – 10,99		1 (1,92)	1 (16,67)		
11,00 – 11,99		1 (1,92)	1 (16,67)		
12,00 – 12,99					
13,00 – 13,99					
14,00 – 14,99					
15,00 – 15,99					
16,00 – 16,99			1 (16,67)	1 (50,00)	
17,00 – 17,99					
18,00 – 18,99					
19,00 – 19,99					
20,00 – 20,99					
21,00 – 21,99					1 (100,00)
22,00 – 22,99					
23,00 – 23,99					
24,00 – 24,99					
25,00 – 25,99					
26,00 – 26,99					
27,00 – 27,99					
28,00 – 28,99				1 (50,00)	
Total	135 (100,00)	52 (100,00)	6 (100,00)	2 (100,00)	1 (100,00)
% do Total	68,9	26,5	3,1	1,0	0,5

¹ Os números entre parênteses representam a distribuição percentual.

menores perímetros. Em fragmentos com fator de forma semelhantes, os que possuem menores perímetros são aqueles que possuem áreas maiores e, portanto, devem ser priorizados em uma estratégia de conservação.

Por exemplo, em Cocais, os fragmentos 1 e 9 (Apêndice C) estão incluídos em uma mesma classe de fator de forma. Este fato, por si só, não é um parâmetro para priorização de fragmentos em uma estratégia de conservação, sendo necessário analisar suas áreas e perímetros. O fragmento 1 possui área de 310,86 ha e o fragmento 9 possui área de 69,35 ha, indicando que, proporcionalmente, o fragmento 9 possui perímetro muito menor que o fragmento 1. Assim, o fragmento 9, embora muito menor que o fragmento 1, poderá estar menos sujeito aos efeitos de borda e portanto, poderá ser mais ambientalmente estável que o fragmento 1, e ser priorizado em uma estratégia de conservação de ecossistemas fragmentados.

Em análise semelhante, na área de estudo de Ipaba, os fragmentos 2 e 4 (Apêndice C) estão incluídos em uma mesma classe de fator de forma. Todavia, o fragmento 2 possui área de 415,37 ha e o fragmento 4 possui área de 85,06 ha, indicando que, proporcionalmente, o fragmento 4 possui perímetro muito menor que o fragmento 2. Assim, o fragmento 4 poderá estar menos sujeito aos efeitos de borda e, portanto, poderá ser mais ambientalmente estável que o fragmento 2, e ser priorizado em uma estratégia de conservação de ecossistemas fragmentados.

Todavia, salienta-se que, para grande parte da região leste do Estado de Minas Gerais, os fragmentos alongados formam importantes corredores, sobretudo aqueles situados ao longo das linhas de cumeadas e junto aos cursos d'água.

No Quadro 8, nota-se que 69,5% dos fragmentos de Cocais são menores que 5,00 ha e possuem fator de forma até 5,99. Este mesmo quadro evidencia que os fragmentos maiores possuem fatores de forma maiores. No Quadro 9, que apresenta os fragmentos de Ipaba, observa-se comportamento semelhante entre a relação tamanho dos fragmentos e classes de fator de forma, evidenciando a tendência de maior estabilidade dos fragmentos maiores.

Essa comparação é mais devidamente aplicada a fragmentos de mesma área, pois aqueles que apresentarem maiores valores de fator de forma serão os mesmos que possuirão os menores perímetros e, portanto, serão mais circulares, podendo também ser mais ambientalmente estáveis que os fragmentos que apresentarem menores valores de fator de forma. Salienta-se que quanto menores os fragmentos

mais suscetíveis aos efeitos de borda eles estarão e que fragmentos muito pequenos dificilmente serão mais estáveis que fragmentos grandes.

Observa-se que os maiores índices de fator de forma estão correlacionados com maior estabilidade dos fragmentos, pois fragmentos com maior fator de forma são mais circulares e, portanto, são menos impactados pelas dinâmicas de borda. Assim, este fator é um parâmetro importante de ser analisado na tomada de decisão do planejamento da conservação, principalmente quando da seleção de fragmentos a serem incluídos em projetos de formação de corredores ecológicos.

5.6. Tipo de vizinhança

As áreas preservadas situadas tanto em Cocais quanto em Ipaba são vizinhas de plantações florestais. As plantações florestais são citadas entre os usos do solo considerados “zonas-tampão” e, portanto, adequadas para o entorno de unidades de conservação e de áreas preservadas particulares (IUCN, 1994; STRAEDE e HELLES, 2000). Segundo esses autores, as plantações florestais podem exercer um certo grau de proteção contra vendavais e, conseqüentemente, diminuem os efeitos de borda, notadamente a queda de árvores e a infestação de plantas invasoras nas bordas dos remanescentes florestais.

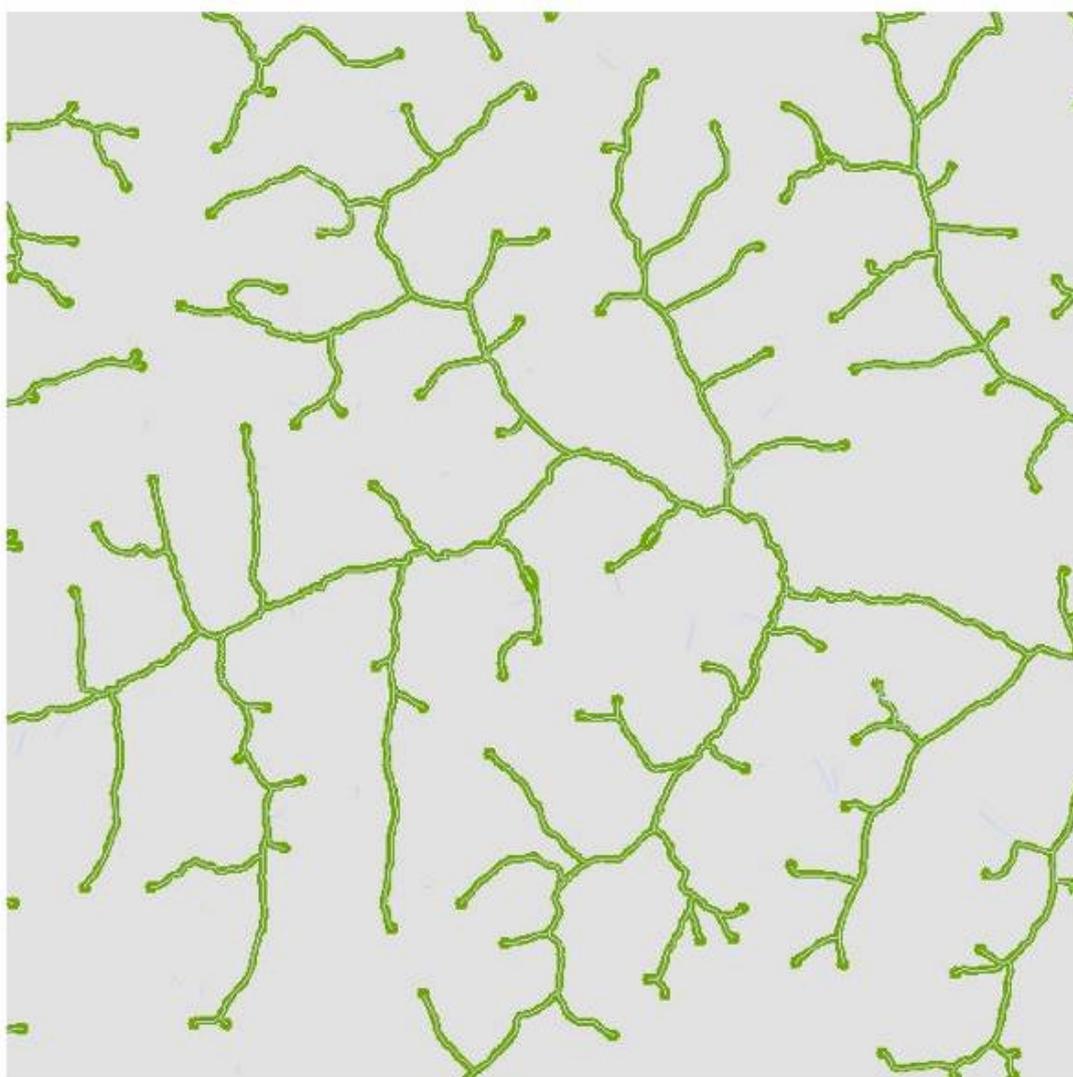
A tendência natural dos fragmentos florestais menos pressionados pelos efeitos de borda é a formação de bordas mais estreitas e a ampliação das áreas “core”, estas últimas consideradas mais estáveis e prioritárias para manutenção de espécies florestais secundárias e clímax.

5.7. Estratégia de conservação

As Figuras 25 e 26 apresentam o mapeamento das áreas de preservação permanente em margens de cursos d’água para as áreas estudadas em Cocais e Ipaba, respectivamente.

Em Cocais, as áreas de preservação permanente em margens de cursos d’água totalizam 569,97 ha, correspondendo a 8,90% do total da área estudada. Em Ipaba, elas totalizam 814,55 ha, correspondendo a 12,73% do total da área estudada.

A rede de drenagem de Cocais apresenta um padrão dendrítico e, portanto, ramificada e conectada. Em Ipaba, a rede de drenagem não possui um padrão único.



Total de áreas de preservação permanente = 569,97 ha

Figura 25 – Áreas de preservação permanente em margens de cursos d'água na área de estudo de Cocais, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.



Total de áreas de preservação permanente = 814,55 ha

Figura 26 – Áreas de preservação permanente em margens de cursos d'água na área de estudo de Ipaba, Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, em 2006.

Nessa área ocorrem cursos d'água perenes, pouco ramificados. Têm maior destaque na área de estudo de Ipaba os ecossistemas lacustres e áreas alagadas, que podem ocorrer na forma de bacias de acumulação de água e, em vários casos, sem conexão com outras áreas semelhantes. Este padrão de rede de drenagem forma ecossistemas isolados na matriz da paisagem.

A rede de drenagem mais ramificada, como ocorre em Cocais, amplia as condições para restabelecimento da conectividade em uma matriz fragmentada, pois a rede de áreas de preservação permanente facilita a interligação de remanescentes de vegetação nativa. Em uma paisagem com o padrão de rede de drenagem de Cocais, a demarcação de áreas de reserva legal junto às áreas de preservação permanente permite formar um cenário com áreas preservadas conectadas pelos corredores de áreas de preservação permanente. O caso de Cocais permite também melhor distribuição de áreas preservadas ao longo da paisagem, evitando, assim, a formação de grandes extensões de áreas com uso antrópico contínuo.

A demarcação das áreas de reserva legal junto às áreas de preservação permanente, em uma paisagem como a de Ipaba, não é suficiente para garantir a conectividade total das áreas preservadas e não evita a formação de extensas áreas com uso antrópico contínuo. Para promover maior conectividade, a alocação de áreas de reserva legal, no caso de Ipaba, deve ser feita de modo a conectar as áreas de preservação permanente, formando corredores de fauna. Assim, diferentemente de Cocais, onde os corredores de fauna são formados pelas áreas de preservação permanente, que interligam áreas de reserva legal, no caso de Ipaba, esses corredores são formados pelas áreas de reserva legal, que interligam áreas de preservação permanente que se encontram isoladas.

Assim, uma estratégia de conservação deve considerar, além dos diversos aspectos apresentados neste trabalho, a geomorfologia regional, que influencia fortemente o padrão de distribuição espacial dos usos do solo, incluindo, sobretudo, o uso econômico e as áreas de reserva legal e de preservação permanente.

6. CONCLUSÕES

A aplicação criteriosa das prerrogativas do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), com relação à demarcação das áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente, pode garantir uma rede de áreas preservadas conectadas em relevos suavemente ondulados a montanhosos, garantindo a formação de corredores de fauna e, em larga escala, corredores de biodiversidade.

Para garantir a conectividade, a alocação de áreas de reserva legal deve sempre ser realizada junto às áreas de preservação permanente. O presente estudo evidencia que em relevos fortemente ondulados a montanhosos, com vales estreitos, as áreas de preservação permanente promovem a conexão entre as áreas de reserva legal, e em relevos mais planos as áreas de reserva legal têm o papel de promover a conectividade entre as áreas preservadas.

As ilustrações na forma de perfil, com escalas vertical e horizontal, são eficientes e podem ser utilizadas para representação e diferenciação das fitofisionomias dos estágios de sucessão da Mata Atlântica e facilitam a aplicação da Resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993.

As classes de cobertura vegetal não contempladas pela Resolução CONAMA nº 10, de 1º de outubro de 1993, que foram criadas neste estudo, foram representadas em ilustrações de perfil, com exceção da classe área aberta (AA), que é formada por vegetação herbáceo-arbustiva, pois a escala usada não possibilitou a ilustração das plantas. As classes criadas e que foram ilustradas são: área arborizada (AB), área alagada (AL), afloramento rochoso (AR) e eucalipto com espécies nativas (EN), que

juntamente com as áreas abertas (AA) totalizam 28% do total das áreas de reserva legal e de preservação permanente nas duas áreas estudadas.

A classificação das áreas preservadas com relação aos estágios de sucessão demonstrou que nas áreas de estudo predominam ambientes florestais em sucessão secundária, com destaque para os estágios inicial e médio.

Embora predominem ecossistemas florestais, as áreas em melhor estado de conservação são os ecossistemas com cobertura herbácea/arbustiva autóctone, que em Cocais corresponde aos locais com afloramentos rochosos e em Ipaba, às áreas alagadas. Isto se deve, sobretudo, à inexistência de estoque madeireiro e à impossibilidade do uso do solo para agricultura ou silvicultura nesses locais.

Com relação ao tamanho dos fragmentos de áreas preservadas, nas duas áreas estudadas há um grande número de fragmentos pequenos, menores que 5 ha. Todavia, esses representam porcentagem pequena da área total preservada. Já os fragmentos grandes, maiores que 50 ha, que são poucos, representam grande parte da área total preservada.

Com relação ao grau de isolamento, apenas 3,99% da área total preservada de Cocais e 1,94% de Ipaba é considerada isolada por plantações de eucalipto, evidenciando que a maior parte das áreas preservadas compõe um maciço florestal contínuo.

A estratificação vertical demonstrou que as áreas preservadas estão representadas em todos os estratos de altitude e que as áreas mais baixas e as mais altas da paisagem possuem percentuais superiores de áreas preservadas em relação à área total do estrato. Isto se deve à localização mais significativa nas áreas baixas e nas mais altas das áreas de preservação permanente.

A classificação das áreas preservadas com relação ao fator de forma é uma ferramenta importante para seleção de áreas prioritárias para formação de corredores, pois permite selecionar os fragmentos mais circulares, que são considerados mais estáveis e mais adequados para compor um sistema de corredor de biodiversidade.

O mapeamento das áreas de preservação permanente demonstrou dois distintos padrões de rede de drenagem e, conseqüentemente, da distribuição espacial das áreas de preservação permanente na paisagem. Esses padrões prioritariamente devem ser considerados no planejamento da conservação de ecossistemas fragmentados, sobretudo na tomada de decisão sobre alocação de áreas de reserva legal.

A utilização de um sistema de informações é fundamental para o planejamento da conservação, e neste estudo o ArcGIS mostrou ser ferramenta muito útil para obtenção de informações para as tomadas de decisão, visando conservar ecossistemas fragmentados.

7. REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Desenvolvimento de critérios e indicadores para o manejo sustentável de florestas tropicais brasileiras**. Rio de Janeiro: ABNT, NBR 14789, 2004. p. 1-9.

ALBANEZ, A. C. M. P. **Caracterização dos fragmentos florestais a partir de estudos de ecologia da paisagem para o município de Ponte Nova, Minas Gerais**. 2000. 145 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2000.

ALMEIDA, A. F.; LARANJEIRO A. J. Distribuição de aves em uma formação florestal homogênea contínua a uma reserva de floresta natural. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 4., 1992, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, v. 1, 1992. p. 10-15.

ALTOÉ, R. T.; OLIVEIRA, J. C.; RIBEIRO, C. A. A. S. Sistema de informação geográfica na definição de corredores ecológicos para o município de Conceição da Barra - ES. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia, 2005. p. 16-21.

ANDRADE, M. A.; ANDRADE, M. V. G. **Levantamento de aves e mamíferos de médio e grande porte em áreas da CENIBRA**. 2004. 72 p. (Relatório final não publicado).

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat. **Oikos**, v. 7, p. 355-366, 1994.

ARONOFF, S. **Geographic information systems: a management perspective**. Ottawa: WDL, 1993, 294 p.

BARROS FILHO, L. **Fragmentos florestais nativos: estudo de paisagem em domínio da floresta atlântica, Município de Itabira, MG.** 1997. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BERNARDI, D. **Análise de componentes principais para detecção de mudanças do uso do solo no sudoeste do Estado de Santa Catarina, usando Landsat 5 TM.** 2001. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BIERREGAARD, R. D.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V. The biological dynamics of tropical rainforest fragment. **BioScience**, v. 42, p. 854-866, 1993.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil.** Senado Federal. Centro Gráfico, 1988. 292 p.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 2002.

BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 1993.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 1981.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 1965.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 2000.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil.** Brasília, 2001.

BROWN, J. H. Mountaintop mammals: nonequilibrium insular biogeography. **American Naturalist**, v. 105, p. 467-478, 1971.

BROWN, J. H.; KODRIC-BROWN, A. Turnover rates in insular biogeography: effects of immigration on extinction. **Ecology**, v. 58, p. 445-448, 1997.

BROWN, L. R.; LARSEN, J.; FISCHLOWITZ-ROBERTS, B. **The earth policy reader.** New York: WW North, 2002. 192 p.

BURROUGH, P. A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon, 1986.

CAIRNS JR., J. Sustainability and the anthropogenic alteration of evolutionary processes. **Ethics in Science and Environmental Politics ESEP**, August 5, p. 65-68, 2004.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos de geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.) **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2.ed. Brasília: EMBRAPA-SPI/EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 3-11.

CASWELL, H. **Matrix population models (Trad. Sunderland, Mass Sinauer)**. 1989.

COMPANHIA ENERGÉTICA DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CEMIG. **Levantamento aerortofotogramétrico**, 1986.

CIFOR. **Testing criteria and indicators for the sustainable management of forests: Phase 1, Final report**. Publicação CIFOR: Indonésia, 1996. p. 2-72.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape e Urban Planning**, v. 36, p. 57-77, 1996.

COMISSÃO INTERMINISTERIAL DO MEIO AMBIENTE. MINISTÉRIO DAS RELAÇÕES EXTERIORES – CIMA. **Subsídios técnicos para a elaboração do relatório nacional do Brasil para CNUMAD**. Brasília, 1991. 172 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 10, de 1º de outubro de 1993. Estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 1993.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 2002.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **Planejando paisagens sustentáveis: A Mata Atlântica brasileira**. Conservation International. Center for Applied Biodiversity Science, 2001. 27 p.

COSTA, L. G. S.; PIÑA RODRIGUES, F. C. M.; JESUS, R. M. **Grupos ecológicos e a dispersão de sementes de espécies arbóreas em trecho da floresta tropical na reserva florestal de Linhares (ES)**. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992. Campos do Jordão-SP. **Anais...** Campos do Jordão-SP, 1992. p. 303-305.

COWEN, D. J. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences? **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, p. 1551-1554, 1988.

DÁRIO, F. R. **Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico**. 1999. 156 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

DIAMOND, S. J.; MAY, R. M. Island biogeography and the design of natural reserves. In: MAY, R. M. (Ed.) **Theoretical ecology**. Philadelphia, P.A.: Saunders, 1976. p. 139-146.

DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; EDGAR, M. A. Variation in the use of the corridors by the introduced and native rodents in Southeastern Australia. **Biological Conservation**, v. 82, p. 375-363, 1997.

EOCA CONSULTORIA LTDA. **Estudo de impactos ambientais do processo silvicultural da Celulose Nipo-Brasileira S.A. - CENIBRA**. 2002. 402 p. (Documento não publicado).

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. **Sistema de informação geográfica**. ArcView GIS., v.9. Redlands. CA. CD-ROM, 2004.

FIRME, D. J.; LANA, J. M.; SOUZA, A. L. **Corredores ecológicos e plantações florestais em regiões de topografia montanhosa**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PARA INDÚSTRIA DE BASE FLORESTAL E DE GERAÇÃO DE ENERGIA, 3., 2006, Brasília, **Anais...** Brasília, 2006, p. 5-7.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL – FSC. **Padrões de certificação do FSC para manejo florestal em terra firme na Amazônia Brasileira**. Brasília: Grupo de Trabalho do FSC no Brasil, 1998.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL - FSC. **Princípios e Critérios do Conselho de Manejo Florestal (FSC)**. Brasília: 2006. 12 p. [on line]. Disponível em: <<http://www.fsc.org.br>>. Acesso em: 10 de jul. 2006.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL - FSC. **Princípios e critérios para o manejo de florestas**. Brasília: Forest Stewardship Council - Grupo de trabalho do FSC no Brasil, 1996. 8 p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscape and regions**. Cambridge, U K.: Cambridge University Press, 1995. 510 p.

FORMAN, R. T. T.; BAUDRY, J. Hedgerows and hedgerow network in landscape ecology. **Environmental Management**, v. 26, p. 495-510, 1984.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. T. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with land use implications. **Oecologia**, v. 26, p. 1-8, 1976.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Willey e Sons, 1986. 348 p.

FRANKEL, O. H.; SOULÉ, M. E. **Conservation and evolution**. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. 327 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cartas geográficas do Brasil**. Rio de Janeiro: FIBGE, 1979.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil**. Rio de Janeiro: FIBGE, 1993. 154 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. 332 p.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domains. **Biological Journal of Linnean Society**, v. 42, p. 3-16, 1991.

HANSKI, I.; PAKKALA, T.; KUUSSAARI, M.; LEI, G. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. **Oikos**, v. 72, p. 21-28, 1995.

HESS, G. R.; FISHER, R. A. Communicating clearly about conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, p. 195-208, 2001.

HIGMAN, S.; MAYERS, J.; BASS, S.; JODD, N.; NUSSBAUM, R. **The Sustainable Forestry Handbook**. London: The Earthscan Forestry Library, 2. ed., 2005. 332 p.

HOTT, M. C.; GUIMARÃES, M.; MIRANDA, E. E. Um método para a determinação automática de áreas de preservação permanente em topos de morros para o Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia, 2005. p. 3061-3068.

IMAFLORA. **Programa de certificação florestal**. Disponível em: <<http://www.imaflora.org/programas/>>. Acesso em: 3 mar. 1999.

INPE. **Manual do SPRING**. Release 3.3, 1998.

INTERNATIONAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Criteria for the measurement of sustainable tropical forest management**. ITTO-Policy Development Series, vol. 3 - Yokohama: ITTO, 1992.

INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Cr terios para avalia o de manejo sustentado de floresta tropical**. Curitiba: FUNPAR, 1994. 6 p. (Série Política de Desenvolvimento, 3).

IUCN. **Guidelines for protected areas management categories**. Cambridge, UK: IUCN, 1994.

JANZEN, D. No park is an island: increase in interference from outside as park size increase. **Oikos**, v. 41, p. 402-410, 1983.

JARDIM, F. C. S.; VOLPATO, M. M. L.; SOUZA, A. L. **Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais**. Viçosa: SIF, 1993. 60 p. (Documento SIF, 010).

KAGEYAMA, P. Y.; BRITO, M. A.; BAPTISTON, I. C. Estudo do mecanismo de reprodu o de espécies da mata natural. In: KAGEYAMA, P. Y. (Coord.) **Estudo para implanta o de matas ciliares de prote o na bacia hidrográfica do Passa Cinco** – Relatório de Pesquisa. Piracicaba: DAEE/USP/FEALQ, 1986. 236 p.

KREMER, C.; RAZAFIMAHATRA, V.; GUILLERY, R. P.; RAKOTONALALA, J.; WEISS, A.; RATISOMPATRARIVO, S. J. Designing the Masoala Natural Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1055-1068, 1999.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre unos métodos para el análisis estructural de los bosques tropicales. **Acta Científica Venezolana**, v. 13, n. 2, p. 57-65, 1962.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of Entomological Society of America**, v. 15, p. 237-240, 1969.

LINDENMAYER, P. B.; NIX, H. A. Ecological principles for the design of wildlife corridors. **Conservation Biology**, v. 7, p. 627-630, 1994.

LOPES, M. M. M. **Bignoniaceae Juss. de um fragmento florestal, em Viçosa, Zona da Mata Mineira: florística e aspectos ecológicos**. 2005. Disserta o (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MacARTHUR, R. H.; WHITMORE, R. C. Passerine community composition and diversity in man-altered environments. **Morgantown**, West Virginia, v. 7, p. 1-12, 1979.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MARTINS, A. K. E.; SARTORI-NETO, A.; MENEZES, I. C.; BRITES, R. S.; SOARES, V. P. Metodologia para indicação de corredores ecológicos por meio de um sistema de informações geográficas. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 9. 1998, Santos-SP. **Anais...** Santos-SP, 1998. p. 611-620.

MARTINS, I. C. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "Ipucas" no Município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Rev. Árvore**, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2002.

MATHES, L. A. F. **Composição florística e fenologia de uma floresta residual do planalto paulista: Bosque dos Jequitibás, Campinas, SP**. 1980. 225 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MENEGUETTE, A. A. C. **Aplicações do geoprocessamento**. Presidente Prudente: FCT/UNESP, 2001. 52 p.

MERRIAM, G. Corridors and connectivity: animal populations in heterogenous environments. In: SAUNDERS, D. A. et al. (Org.) **Nature conservation 2: the role of corridors**. Clipping Norton: Surrey Beatty e Sons., 1991. p. 133-142.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-1, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens. **Biotaneotropica**, v. 1, n.1, p. 1-9, 2001.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa nº 74, de 09 de setembro de 2004. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de autorização ambiental de funcionamento ou de licenciamento ambiental no nível estadual, determina normas para indenização dos custos de análise de pedidos de autorização ambiental e de licenciamento ambiental, e dá outras providências. **Diário Oficial de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2004.

MINAS GERAIS. Lei nº 14.309, de 19 de junho de 2002. Dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, 2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p. ISBN - 87166-48-4

MURCIA, C. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R.; WASHINGTON, D. C.; COVELO, L. (Ed.) **Forest patches in tropical landscapes.** California: Island Press, 1996. p. 19-36.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application.** New York: Springer-Verlag, 1994. 298 p.

NEWMARK, W. D. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds with Usambara Mountains, Tanzania. **Conservation Biology**, v. 5, p. 67-68, 1991.

NOSS, R. F. Wildlife corridors. In: SMITH, D. E.; HELLMUND, P. C. (Ed.) **Ecology of greenways: design and functions of linear conservation areas.** Minneapolis, MN: University of Minnesota Press, 1993. p. 43-68.

NOSS, R. F.; HARRIS, L. D. Nodes, networks and MUMs: preserving diversity at all scales. **Environmental Management**, v. 10, n. 3, p. 299-309, 1986.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Editora Guanabara S.A., 1983. 434 p.

ODUM, E. P. The effects of stress on the trajectory of ecological succession. In: BARRET, G. W.; ROSEMBERG, R. (Ed.) **Stress effects on natural ecosystems,** London: John Wiley e Sons, 1981. p. 43-47.

OLIVEIRA, L. M. T. **Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Vera Cruz Florestal, Eunápolis, BA.** 1997. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PEREIRA, R. A. **Mapeamento e caracterização de fragmentos de vegetação arbórea e alocação de áreas preferenciais para sua interligação no Município de Viçosa, MG.** 1999. 203 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PICCKETT, S. T. A. Differential adaptation of tropical trees species to canopy gaps and its role in community dynamics. **Trop. Ecol.**, v. 24, n. 1, p. 68-84, 1983.

POJAR, J. et al. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: HUFF, M. H. et al. (Org.) **Expanding horizons of forest ecosystem management.** Proceedings of the third “Habitat futures Workshop”. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Or., 1994. p. 55-70.

PULLIAM, H. R. Sources, sinks and populations regulations. **American Naturalist**, v. 132, p. 652-661, 1998.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; ACKERLY, D. D. Estudos populacionais de árvores de florestas fragmentadas e as implicações para conservação *in situ* das mesmas na floresta tropical da Amazônia Central. **Revista IPEF**, v. 35, p. 47-59, 1987.

REIS, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S.; GUERRA, M. P.; DOEBELI, G. **Aspectos sobre a conservação de biodiversidade e o manejo da floresta tropical atlântica**. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, Campos do Jordão-SP. **Anais...** Campos do Jordão-SP, 1992. p. 169-173.

RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Rev. Árvore**, v. 29, n. 2, 2005.

RISSER, P. G.; KARR, J. R.; FORMAN, R. T. T. **Landscape ecology, directions and approaches** - Special Publication 2. Champaign, Illinois Natural History Survey. 1984.

RODELLO, C. M. **Proposta de metodologia para avaliação de projetos integrados de conservação e desenvolvimento: o caso do Pontal do Paranapanema**. Monografia (Conclusão de curso de Engenharia Florestal). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais. 78 p. 2003.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird population: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of Linnean Society**, v. 41. p. 149-163, 1991.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA / INPE / ISA - FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA / INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS / INSTITUTO SÓCIO AMBIENTAL. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 1998, 54p. (**Relatório Nacional**).

S.O.S. MATA ATLÂNTICA / INPE - FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA / INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 2002, 43 p. (**Relatório Final**).

SALAFSKY, N.; WOLLENBERG, E. Linking Livelihoods and Conservation: A Conceptual Framework and Scale for Assessing the Integration of Human Needs and Biodiversity. **World Development**, v. 28, n. 8, p. 1421-1438, 2000.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. **The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go?** In: Saunders, D. A. et al. (Org.) Nature Conservation 2: the role of corridors. Clipping Norton, Surrey Beatty e Sons, p. 421-427, 1991.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SCHETTINO, S. **Efeito do corte de cipós sobre a dinâmica de sucessão, crescimento e produção de uma floresta ombrófila densa secundária, na Reserva Florestal de Linhares-ES.** 1999. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SCHIERHOLZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. **Ciência Hoje**, v. 12, n. 71, p. 23-29, 1991.

SCHUELER, T. **Environmental impacts of stormwater ponds.** Watershed Restoration Source Book, 1992.

SHAFER, C. L. **Nature reserves: island theory and conservation practice.** Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1990.

SIF - SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS / UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Mapeamento e classificação de fragmentos florestais em áreas de reserva legal e de preservação permanente da CENIBRA.** Viçosa-MG: 2003. 127 p. (Relatório Final).

SIF - SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS / UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Estudos florísticos e fitossociológicos em áreas de reserva legal e de preservação permanente da CENIBRA.** Viçosa-MG: 2003. 164 p. (Relatório Final).

SIF - SOCIEDADE DE INVESTIGAÇÕES FLORESTAIS / UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Formação de corredores ecológicos em áreas de reserva legal e de preservação permanente da CENIBRA.** Viçosa-MG: 2005. 100 p.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, v.1, p. 63-71, 1987.

SMITH, T.; MENON, S.; STAR, J.; ESTER, J. Requirements of an expert object-oriented geographic information system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON INFORMATION AND KNOWLEDGE MANAGEMENT-CIKM, 2, 1993. **Proceedings...** (S.1.: s.n.), p. 537-546.

SOULÉ, M. E. Land use planning and wildlife maintenance. **Journal of American Planning Association**, v. 57, p. 313-323, 1991.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A. et al. (Org.) **Nature Conservation 2: the role of corridors**. Clipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p. 3-8.

STRAEDE, S.; HELLS, F. Park – people conflict resolution in Royal Chitwan National Park, Nepal: buying time at high cost? **Environmental Conservation**, v. 27, n. 4, p. 368-381, 2000.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16 p. 284-307, 1935.

TAYLOR, R. D.; FAHRIG, L. et al. Connectivity as a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571-573, 1993.

TROLL, C. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum**, v. 8, p. 43-46, 1971.

TROPMAIR, H. Ecologia da paisagem: uma retrospectiva. In: ANAIS DO PRIMEIRO FÓRUM DE DEBATES “ECOLOGIA DA PAISAGEM E PLANEJAMENTO AMBIENTAL” (4-8 de junho de 2000, Rio Claro). Sociedade de Ecologia do Brasil, 2000.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. **Levantamento aerofotogramétrico do município de Viçosa**, 1994.

UNESCO. **Convention concerning the protection of world cultural and natural heritage**. Paris. UNESCO, 1972.

URBAN, D. L.; SCHUGART, H. H. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNER, M. L. et al. (Ed.) **Modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates**. Madison, WS: The University of Wisconsin Press, 1986. p. 273-279.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1991. 123 p.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão-SP. **Anais...** v. 1, 1990. p. 113-118.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WELLS, M.; BRANDON, K. **People and parks: linking protected area management with local communities**. Washington, D.C.: The World Bank, 1992. 125 p.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. In: ZIMMERMAM, T. (Ed.) **Tropical trees as living systems**. London: Cambridge University Press, 1978. p. 639-655.

WIENS, J. A. et al. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, p. 369-380, 1993.

WILLIS, E. O. Population and local extinctions of birds on Barro Colorado Island. **Panama. Ecol. Monogr.**, v. 44, p. 153-169, 1974.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. O. Applied biogeography. In: CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (Ed.) **Ecology and evolution of communities**. Cambridge, Mass.: Harvard University Press, 1975. p. 522-534.

YUTTHAM, K.; JAROENSUTASINEE, K.; JAROENSUTASINEE, M. Metapopulation and its applications in conservation biology. **Songklariakarian Journal of Science and Technology**, v. 25, n. 3, p. 395-409, 2003.

APÊNDICES

APÊNDICE A
RESOLUÇÃO CONAMA Nº 10, DE 1º DE OUTUBRO DE 1993

RESOLUÇÃO Nº 10, DE 1º DE OUTUBRO DE 1993

O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe são conferidas pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, com as alterações introduzidas pela Lei nº 8.028, de 12 de abril de 1990, Lei nº 8.490, de 19 de novembro de 1992, e pela Medida Provisória nº 350, de 14 de setembro de 1993, e com base no Decreto nº 99.274, de 06 de junho de 1990, e no Regimento Interno aprovado pela Resolução/conama/ nº 025, de 03 de dezembro de 1986,

Considerando a deliberação contida na Resolução/conama/ nº 003, de 15 de junho de 1993, resolve:

Art. 1º Para efeito desta Resolução e considerando o que dispõem os artigos 3º, 6º e 7º do Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993, são estabelecidos os seguintes parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica:

- I - fisionomia;
- II - estratos predominantes;
- III - distribuição diamétrica e altura;
- IV - existência, diversidade e quantidade de epífitas;
- V - existência, diversidade e quantidade de trepadeiras;
- VI - presença, ausência e características da serapilheira;
- VII - subosque;
- VIII - diversidade e dominância de espécies;
- IX - espécies vegetais indicadoras.

§ 1º O detalhamento dos parâmetros estabelecidos neste artigo, bem como a definição dos valores mensuráveis, tais como altura e diâmetro, serão definidos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA e pelo Órgão estadual integrante do SISNAMA, no prazo de 30 dias, contados da publicação desta Resolução e submetidos à aprovação do Presidente do CONAMA, "ad referendum" do Plenário que se pronunciará na reunião ordinária subsequente.

§ 2º Poderão também ser estabelecidos parâmetros complementares aos definidos neste artigo, notadamente a área basal e outros, desde que justificados técnica e cientificamente.

Art. 2º Com base nos parâmetros indicados no artigo 1º desta Resolução, ficam definidos os seguintes conceitos:

I - Vegetação Primária - vegetação de máxima expressão local, com grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e de espécies.

II - Vegetação Secundária ou em Regeneração - vegetação resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária.

Art. 3º Os estágios de regeneração da vegetação secundária a que se refere o artigo 6º do Decreto nº 750/93, passam a ser assim definidos:

- I - Estágio Inicial:
 - a) fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo, com cobertura vegetal variando de fechada a aberta;
 - b) espécies lenhosas com distribuição diamétrica de pequena amplitude;

c) epífitas, se existentes, são representadas principalmente por líquenes, briófitas e pteridófitas, com baixa diversidade;

d) trepadeiras, se presentes, são geralmente herbáceas;

e) serapilheira, quando existente, forma uma camada fina pouco decomposta, contínua ou não;

f) diversidade biológica variável com poucas espécies arbóreas ou arborescentes, podendo apresentar plântulas de espécies características de outros estágios;

g) espécies pioneiras abundantes;

h) ausência de subosque.

II - Estágio Médio:

a) fisionomia arbórea e/ou arbustiva, predominando sobre a herbácea, podendo constituir estratos diferenciados;

b) cobertura arbórea, variando de aberta a fechada, com a ocorrência eventual de indivíduos emergentes;

c) distribuição diamétrica apresentando amplitude moderada, com predomínio de pequenos diâmetros;

d) epífitas aparecendo com maior número de indivíduos e espécies em relação ao estágio inicial, sendo mais abundantes na floresta ombrófila;

e) trepadeiras, quando presentes são predominantemente lenhosas;

f) serapilheira presente, variando de espessura de acordo com as estações do ano e a localização;

g) diversidade biológica significativa;

h) subosque presente.

III - Estágio Avançado:

a) fisionomia arbórea, dominante sobre as demais, formando um dossel fechado e relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes;

b) espécies emergentes, ocorrendo com diferentes graus de intensidade;

c) copas superiores, horizontalmente amplas;

d) distribuição diamétrica de grande amplitude;

e) epífitas, presentes em grande número de espécies e com grande abundância, principalmente na floresta ombrófila;

f) trepadeiras, geralmente lenhosas, sendo mais abundantes e ricas em espécies na floresta estacional;

g) serapilheira abundante;

h) diversidade biológica muito grande devido à complexidade estrutural;

i) estratos herbáceo, arbustivo e um notadamente arbóreo;

j) florestas neste estágio podem apresentar fisionomia semelhante à vegetação primária;

l) subosque normalmente menos expressivo do que no estágio médio;

m) dependendo da formação florestal, pode haver espécies dominantes.

Art. 4º A caracterização dos estágios de regeneração da vegetação, definidos no artigo 3º, desta Resolução, não é aplicável aos ecossistemas associados às formações vegetais do domínio da Mata Atlântica, tais como manguezal, restinga, campo de altitude, brejo interiorano e encrave florestal do nordeste.

Parágrafo único. Para as formações vegetais, referidas no "caput" deste artigo, à exceção de manguezal, aplicam-se as disposições contidas nos parágrafos 1º e 2º do artigo 1º desta Resolução, respeitada a legislação protetora pertinente em especial a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, a Lei nº 5.197, de 03 de janeiro de 1967, a

Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, a Lei nº 6.938, de 31/08/81, e a Resolução/conama/nº 004, de 18 de setembro de 1985.

Art. 5º As definições adotadas para as formações vegetais de que trata o artigo 4º, para efeito desta Resolução, são as seguintes:

I - Manguezal - vegetação com influência flúvio-marinha, típica de solos limosos de regiões estuarinas e dispersão descontínua ao longo da costa brasileira, entre os Estados do Amapá e Santa Catarina. Nesse ambiente halófito, desenvolve-se uma flora especializada, ora dominada por gramíneas (*Spartina*) e amarilidáceas (*Crinum*), que lhe conferem uma fisionomia herbácea, ora dominada por espécies arbóreas dos gêneros *Rhizophora*, *Laguncularia* e *Avicennia*. De acordo com a dominância de cada gênero, o manguezal pode ser classificado em mangue vermelho (*Rhizophora*), mangue branco (*Laguncularia*) e mangue siriúba (*Avicennia*), os dois primeiros colonizando os locais mais baixos e o terceiro os locais mais altos e mais afastados da influência das marés. Quando o mangue penetra em locais arenosos denomina-se mangue seco.

II - Restinga - vegetação que recebe influência marinha, presente ao longo do litoral brasileiro, também considerada comunidade edáfica, por depender mais da natureza do solo do que do clima. Ocorre em mosaico e encontra-se em praias, cordões arenosos, dunas e depressões, apresentando de acordo com o estágio sucessional, estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo, este último mais interiorizado.

III - Campo de altitude - vegetação típica de ambientes montano e alto-montano, com estrutura arbustiva e/ou herbácea, que ocorre geralmente nos cumes litólicos das serras com altitudes elevadas, predominando em clima subtropical ou temperado. Caracteriza-se por uma ruptura na seqüência natural das espécies presentes nas formações fisionômicas circunvizinhas. As comunidades florísticas próprias dessa vegetação são caracterizadas por endemismos.

IV - Brejo Interiorano - mancha de floresta que ocorre no nordeste do País, em elevações e platôs onde ventos úmidos condensam o excesso de vapor e criam um ambiente de maior umidade. É também chamado de brejo de altitude.

V - Encrave Florestal do Nordeste - floresta tropical baixa, xerófita, latifoliada e decídua, que ocorre em caatinga florestal, ou mata semi-úmida decídua, higrófila e mesófila com camada arbórea fechada, constituída devido à maior umidade do ar e à maior quantidade de chuvas nas encostas das montanhas. Constitui uma transição para o agreste. No ecótono com a caatinga são encontradas com mais freqüência palmeiras e algumas cactáceas arbóreas.

Art. 6º Para efeito desta Resolução, e tendo em vista o disposto nos artigos 5º e 7º do Decreto 750/93, são definidos:

I - Flora e Fauna Silvestres Ameaçadas de Extinção - espécies constantes das listas oficiais do IBAMA, acrescidas de outras indicadas nas listas eventualmente elaboradas pelos órgãos ambientais dos Estados, referentes as suas respectivas biotas.

II - Vegetação de Excepcional Valor Paisagístico - vegetação existente nos sítios considerados de excepcional valor paisagístico em legislação do Poder Público Federal, Estadual ou Municipal.

III - Corredor entre Remanescentes - 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.

IV - Entorno de Unidades de Conservação - área de cobertura vegetal contígua aos limites de Unidade de Conservação, que for proposta em seu respectivo Plano de Manejo, Zoneamento Ecológico/Econômico ou Plano Diretor de acordo com as categorias de manejo. Inexistindo estes instrumentos legais ou deles não constando a área de entorno, o licenciamento se dará sem prejuízo da aplicação do disposto no artigo 2º da Resolução/conama/nº 013/90.

Art. 7º As áreas rurais cobertas por vegetação primária ou nos estágios avançados e médios de regeneração da Mata Atlântica, que não forem objeto de exploração seletiva, conforme previsto no artigo 2º do Decreto nº 750/93, são consideradas de interesse ecológico para a proteção dos ecossistemas.

Art. 8º A Câmara Técnica Temporária para Assuntos de Mata Atlântica, instituída pela Resolução/conama/nº 003/93, editará um glossário dos termos técnicos citados nesta Resolução.

Art. 9º Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação.

Art. 10 Ficam revogadas as disposições em contrário, especialmente as alíneas "n" e "o" do artigo 2º da Resolução/conama/nº 004/85.

APÊNDICE B
MAPAS DA CLASSIFICAÇÃO POR ESTÁGIOS DE SUCESSÃO

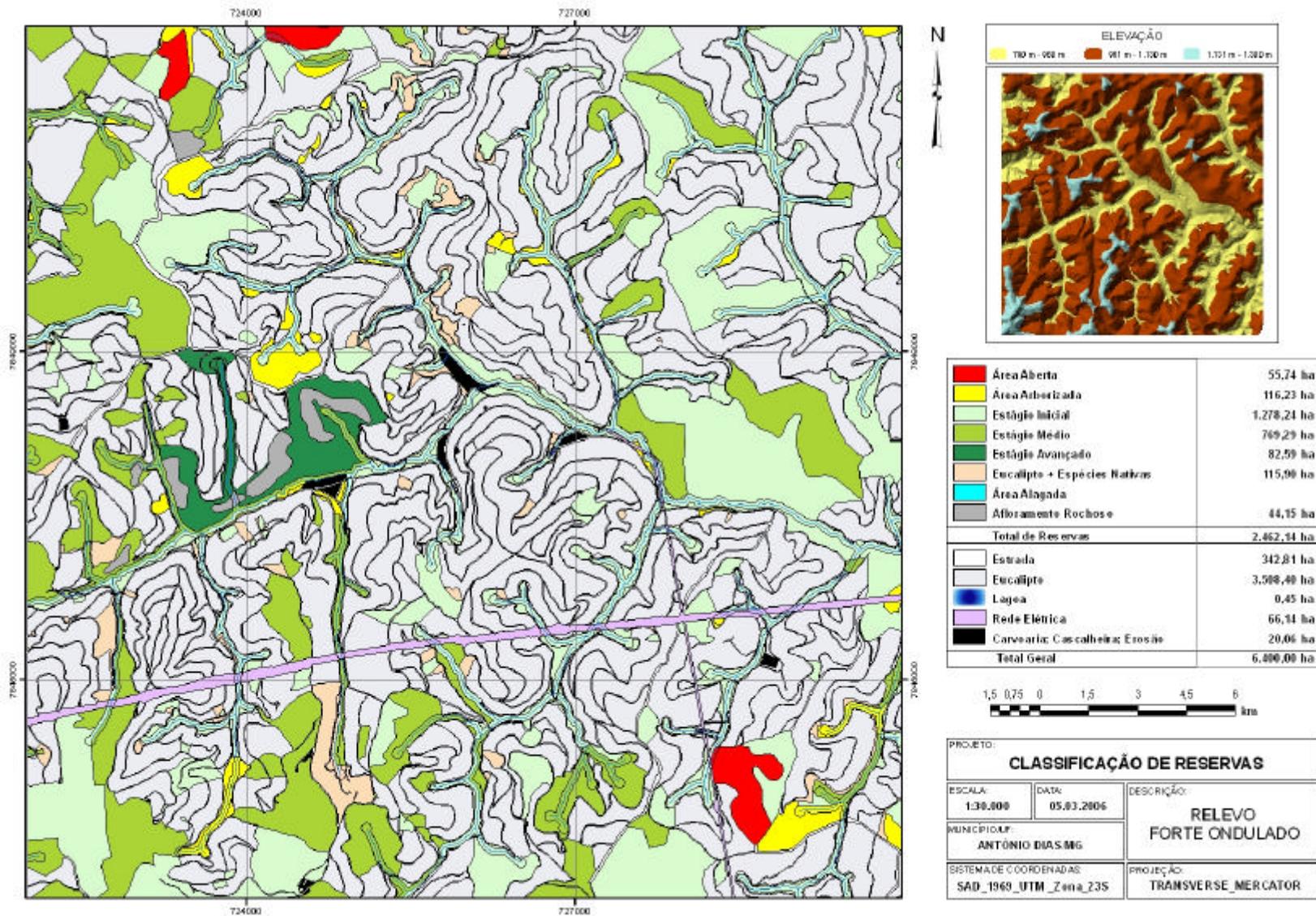


Figura 1B – Mapa da classificação por estágios de sucessão – Cocais.

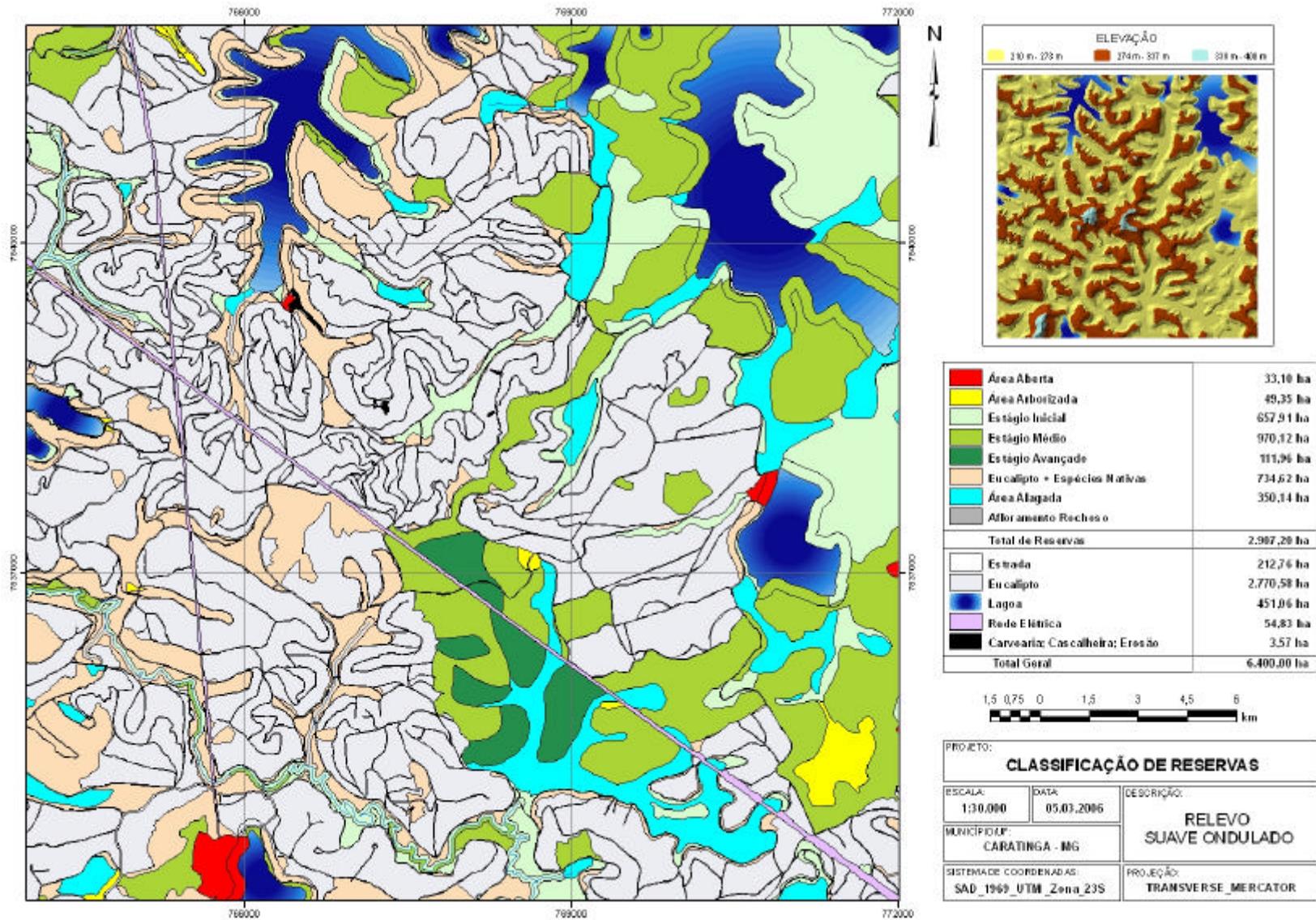


Figura 2B – Mapa da classificação por estágios de sucessão – Ibapa.

APÊNDICE C
LISTA DOS FRAGMENTOS DE ÁREAS PRESERVADAS POR
PERÍMETRO, ÁREA E FATOR DE FORMA

LISTA DOS FRAGMENTOS POR PERÍMETRO, ÁREA E FATOR DE FORMA, PARA A ÁREA DE ESTUDO DE COCAIS

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
1	22,78102	310,86	13,646
2	17,93070	182,75	10,192
3	9,94584	162,47	16,335
4	7,00002	155,47	22,210
5	9,82123	112,16	11,420
6	12,43056	103,72	8,344
7	5,30802	79,16	14,912
8	5,87867	76,52	13,017
9	5,27269	69,35	13,153
10	3,61248	60,78	16,825
11	3,25072	38,45	11,829
12	6,85275	34,73	5,067
13	7,61054	33,91	4,455
14	3,00297	33,79	11,252
15	4,93804	29,62	5,998
16	9,62017	29,45	3,062
17	5,73043	27,22	4,751
18	2,33434	26,61	11,397
19	3,09474	25,28	8,169
20	2,76188	23,41	8,477
21	2,20290	22,46	10,197
22	3,29163	21,51	6,536
23	4,77294	20,41	4,277
24	2,25812	20,29	8,987
25	4,03887	18,72	4,636
26	2,63314	17,87	6,786
27	1,75633	17,44	9,929
28	4,07343	17,16	4,213
29	4,10885	16,20	3,943
30	4,12047	15,72	3,815
31	4,02959	15,67	3,889
32	2,03942	14,71	7,213
33	3,58811	14,61	4,070
34	1,65835	14,22	8,575
35	1,92890	13,98	7,247
36	1,85168	13,70	7,397
37	2,98482	13,19	4,419
38	1,61838	12,51	7,727
39	3,75756	12,47	3,317
40	1,90556	12,04	6,321
41	3,78815	11,56	3,051
42	2,30970	11,47	4,967
43	1,92540	11,40	5,922

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Cocais.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
44	1,48226	11,37	7,669
45	1,85938	11,18	6,012
46	3,54014	11,06	3,124
47	1,29837	10,61	8,172
48	1,66512	10,42	6,258
49	1,36074	10,25	7,532
50	1,32776	9,55	7,189
51	2,28238	9,44	4,138
52	2,39717	9,25	3,859
53	2,12901	8,34	3,915
54	1,85550	8,31	4,480
55	2,08725	7,85	3,759
56	1,35413	7,83	5,784
57	1,31100	7,78	5,934
58	1,24212	7,73	6,226
59	2,38187	7,67	3,221
60	2,93067	7,51	2,561
61	1,69730	7,17	4,225
62	1,72622	6,58	3,811
63	1,85777	6,36	3,422
64	1,86145	6,32	3,396
65	1,92655	6,32	3,281
66	1,31779	6,18	4,693
67	2,25480	6,16	2,734
68	1,07856	5,78	5,356
69	2,10129	5,57	2,649
70	1,05705	5,50	5,204
71	1,17194	5,18	4,422
72	1,19186	5,15	4,320
73	1,08740	5,13	4,719
74	1,47488	5,04	3,416
75	1,60126	4,76	2,971
76	1,40145	4,67	3,330
77	0,87381	4,65	5,324
78	1,06924	4,39	4,110
79	0,91768	4,29	4,679
80	1,14815	4,13	3,598
81	1,36761	4,07	2,976
82	1,27514	4,05	3,174
83	0,89941	4,02	4,468
84	0,79959	3,90	4,874
85	0,85346	3,86	4,518
86	1,00549	3,78	3,759
87	0,87610	3,70	4,226
88	0,88426	3,66	4,138

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Cocais.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
89	0,92447	3,63	3,929
90	1,47833	3,56	2,407
91	1,59060	3,53	2,219
92	1,36198	3,50	2,569
93	0,93524	3,49	3,737
94	1,12805	3,40	3,013
95	1,17655	3,39	2,882
96	1,08982	3,36	3,082
97	0,75710	3,34	4,408
98	0,74322	3,33	4,474
99	0,94793	3,25	3,431
100	0,91075	3,24	3,562
101	1,01027	3,20	3,172
102	1,00477	3,20	3,184
103	1,12577	3,12	2,769
104	0,73210	3,12	4,257
105	1,47778	3,10	2,098
106	0,74881	3,01	4,014
107	1,13943	2,97	2,604
108	1,19495	2,95	2,469
109	1,46740	2,83	1,930
110	1,50868	2,75	1,820
111	0,72873	2,70	3,700
112	0,90041	2,68	2,974
113	0,69004	2,65	3,841
114	0,66079	2,60	3,938
115	0,66735	2,51	3,761
116	0,63069	2,49	3,951
117	0,72892	2,45	3,356
118	0,71994	2,43	3,379
119	0,67908	2,38	3,502
120	0,74069	2,36	3,183
121	0,96324	2,32	2,404
122	1,28754	2,29	1,780
123	0,61452	2,21	3,590
124	0,73688	2,10	2,856
125	1,01377	2,08	2,047
126	0,59646	2,05	3,445
127	2,12839	2,03	0,953
128	0,77606	1,99	2,567
129	1,26899	1,91	1,504
130	1,07636	1,88	1,744
131	0,60963	1,87	3,075
132	0,81283	1,87	2,299
133	0,70547	1,86	2,641

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Cocais.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
134	0,53730	1,83	3,407
135	1,11474	1,77	1,586
136	0,82622	1,75	2,112
137	0,64832	1,67	2,571
138	0,89164	1,66	1,859
139	1,02669	1,63	1,589
140	0,64055	1,63	2,542
141	0,68383	1,56	2,280
142	0,52569	1,45	2,765
143	0,47630	1,45	3,037
144	0,54274	1,43	2,636
145	0,51295	1,41	2,741
146	0,50939	1,39	2,736
147	0,71378	1,33	1,868
148	0,61455	1,29	2,095
149	0,52856	1,22	2,307
150	0,44335	1,20	2,705
151	0,48625	1,18	2,420
152	0,53132	1,17	2,210
153	0,62038	1,16	1,867
154	0,78142	1,12	1,434
155	0,55893	1,06	1,895
156	0,94803	1,03	1,087
157	0,56678	1,03	1,812
158	0,44292	0,99	2,227
159	0,46957	0,95	2,020
160	0,46144	0,91	1,968
161	0,42408	0,90	2,115
162	0,36860	0,88	2,389
163	0,64211	0,88	1,371
164	0,89737	0,86	0,960
165	0,64826	0,86	1,322
166	0,44719	0,81	1,818
167	0,36251	0,81	2,242
168	0,37658	0,78	2,080
169	0,38652	0,76	1,976
170	0,39970	0,76	1,895
171	0,33675	0,75	2,234
172	0,36051	0,75	2,080
173	0,52883	0,74	1,407
174	0,44081	0,73	1,647
175	0,36145	0,72	1,988
176	0,41883	0,72	1,715
177	1,42016	0,70	0,492
178	0,48827	0,68	1,398

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Cocais.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
179	0,37393	0,68	1,816
180	0,43402	0,66	1,511
181	0,38926	0,62	1,601
182	0,40216	0,61	1,521
183	0,40172	0,61	1,519
184	0,33202	0,60	1,821
185	0,31430	0,57	1,828
186	0,61545	0,57	0,925
187	0,30672	0,57	1,845
188	0,32447	0,56	1,724
189	0,34172	0,53	1,562
190	0,27050	0,47	1,745
191	0,30415	0,46	1,520
192	0,28389	0,45	1,569
193	0,31844	0,44	1,391
194	0,25773	0,41	1,592
195	0,33142	0,41	1,234
196	0,28192	0,41	1,445
197	0,29872	0,39	1,306
198	0,26499	0,38	1,438
199	0,40994	0,35	0,851
200	0,31325	0,32	1,025
201	0,24463	0,31	1,280
202	0,25497	0,26	1,035
203	0,22455	0,26	1,174
204	0,26591	0,25	0,944
205	0,19992	0,25	1,254
206	0,24238	0,25	1,018
207	0,31181	0,23	0,749
208	0,19218	0,22	1,157
209	0,20571	0,22	1,080
210	0,21077	0,22	1,052
211	0,27820	0,22	0,797
212	0,28730	0,21	0,739
213	0,26863	0,20	0,760
214	0,42843	0,19	0,433
215	0,18341	0,18	0,977
216	0,16503	0,18	1,061
217	0,25937	0,17	0,661
218	0,28258	0,17	0,598
219	0,17376	0,17	0,955
220	0,21438	0,17	0,774
221	0,30232	0,15	0,510
222	0,27243	0,15	0,547
223	0,17328	0,15	0,841

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Cocais.
Continuação...

Fragmento	Perímetro (km)	Área (ha)	Fator de Forma
224	0,22158	0,14	0,615
225	0,18305	0,13	0,737
226	0,14314	0,12	0,863
227	0,14076	0,12	0,830
228	0,21372	0,12	0,543
229	0,35795	0,10	0,289
230	0,50317	0,10	0,192
231	0,12121	0,08	0,647
232	0,11197	0,07	0,633
233	0,14492	0,07	0,476
234	0,13399	0,07	0,490
235	0,12296	0,06	0,509
236	0,12378	0,06	0,505
237	0,10610	0,05	0,488
238	0,14130	0,05	0,331
239	0,12209	0,03	0,285
240	0,08297	0,02	0,240
241	0,06617	0,02	0,294
242	0,06608	0,01	0,185
243	0,04475	0,01	0,174

LISTA DOS FRAGMENTOS POR PERÍMETRO, ÁREA E FATOR DE FORMA, PARA A ÁREA DE ESTUDO DE IPABA

Fragmento	Perímetro (Km)	Área (ha)	Fator de forma
1	39,16970	858,77	21,924
2	25,48924	415,37	16,296
3	8,42372	243,19	28,870
4	5,20729	85,06	16,335
5	8,88030	84,09	9,470
6	7,46053	81,86	10,973
7	31,13180	74,42	2,391
8	5,51572	64,46	11,686
9	7,76817	53,07	6,831
10	5,26043	47,72	9,071
11	4,89557	41,78	8,535
12	4,45104	41,50	9,323
13	5,05847	34,09	6,738
14	7,11863	32,47	4,561
15	3,30550	30,86	9,335
16	7,85808	29,59	3,766
17	2,51774	29,34	11,654
18	2,65217	25,89	9,762
19	3,09455	21,82	7,050
20	2,37577	21,05	8,861
21	4,46883	18,49	4,136
22	1,73321	17,55	10,125
23	2,12906	17,44	8,190
24	2,74875	17,30	6,295
25	2,05360	15,93	7,759
26	2,04586	14,82	7,245
27	2,53481	14,66	5,784
28	2,60290	14,60	5,608
29	3,05141	14,48	4,744
30	2,10032	14,20	6,763
31	2,17229	13,57	6,249
32	1,82607	12,86	7,042
33	1,37004	12,20	8,906
34	3,20779	12,18	3,796
35	1,97611	11,89	6,019
36	1,98900	11,40	5,734
37	1,86360	11,01	5,905
38	2,07558	10,65	5,129
39	1,32216	10,19	7,711
40	2,07043	9,95	4,807
41	2,97603	9,87	3,316
42	1,69317	9,84	5,813
43	1,94077	9,55	4,923

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Ipaba.
Continuação...

Fragmento	Perímetro (Km)	Área (ha)	Fator de forma
44	1,25068	9,45	7,555
45	1,67820	8,84	5,269
46	1,85247	8,66	4,673
47	2,37026	8,63	3,639
48	1,85259	7,67	4,140
49	1,46915	7,57	5,149
50	1,44157	7,17	4,974
51	1,79597	6,99	3,893
52	1,36612	6,95	5,087
53	1,50116	6,64	4,425
54	1,74738	6,39	3,657
55	2,17732	6,37	2,926
56	1,25471	6,04	4,817
57	1,12566	5,42	4,812
58	1,54537	5,22	3,378
59	1,84910	5,22	2,822
60	1,71886	5,12	2,976
61	1,59469	5,10	3,201
62	1,17963	5,00	4,237
63	1,33198	4,63	3,474
64	1,15851	4,27	3,684
65	1,80386	4,25	2,358
66	1,24329	4,17	3,352
67	1,22422	4,12	3,362
68	1,31740	4,08	3,095
69	1,40871	4,07	2,891
70	1,12674	4,07	3,613
71	1,05631	4,00	3,790
72	1,99543	3,98	1,996
73	1,19200	3,47	2,908
74	1,26224	3,29	2,606
75	0,82176	3,18	3,875
76	0,85219	3,06	3,586
77	0,71430	2,93	4,105
78	3,28946	2,93	0,890
79	3,89205	2,85	0,732
80	1,16764	2,77	2,371
81	0,62958	2,66	4,226
82	0,90968	2,61	2,867
83	0,66078	2,60	3,941
84	1,21267	2,59	2,134
85	0,79769	2,41	3,024
86	0,78970	2,23	2,826
87	0,62838	2,20	3,494
88	0,72388	2,14	2,952

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Ipaba.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (Km)	Área (ha)	Fator de forma
89	1,25767	2,05	1,627
90	1,34946	2,02	1,498
91	1,76924	2,01	1,138
92	2,18651	1,92	0,880
93	0,87695	1,91	2,173
94	1,86467	1,86	0,995
95	0,88600	1,85	2,093
96	1,60182	1,85	1,154
97	0,54764	1,83	3,344
98	0,59645	1,81	3,039
99	0,63946	1,75	2,734
100	1,50491	1,53	1,018
101	0,47287	1,46	3,078
102	0,54788	1,41	2,568
103	1,19917	1,40	1,170
104	0,56738	1,39	2,448
105	0,61999	1,38	2,230
106	0,80584	1,34	1,668
107	0,49061	1,33	2,718
108	1,66505	1,32	0,792
109	0,59185	1,31	2,220
110	0,67437	1,31	1,937
111	1,36022	1,30	0,959
112	1,10636	1,11	1,007
113	0,49637	1,11	2,238
114	1,52758	1,10	0,723
115	0,65395	1,07	1,635
116	0,41321	1,01	2,434
117	1,16609	1,00	0,860
118	0,95178	0,93	0,975
119	0,75861	0,91	1,204
120	0,78745	0,88	1,122
121	0,48081	0,88	1,821
122	0,84350	0,86	1,018
123	0,82798	0,85	1,030
124	0,44204	0,82	1,865
125	0,52234	0,78	1,489
126	0,36755	0,76	2,066
127	0,33228	0,75	2,252
128	0,87395	0,73	0,831
129	0,88624	0,72	0,812
130	0,87760	0,71	0,810
131	0,90305	0,70	0,773
132	0,82964	0,69	0,827
133	0,87052	0,68	0,780

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Ipaba.
 Continuação...

Fragmento	Perímetro (Km)	Área (ha)	Fator de forma
134	0,59209	0,63	1,065
135	0,80191	0,58	0,717
136	0,62152	0,56	0,905
137	0,33902	0,54	1,588
138	0,72965	0,54	0,734
139	0,70088	0,53	0,760
140	0,29399	0,52	1,758
141	0,43846	0,51	1,163
142	0,48500	0,49	1,015
143	0,53482	0,48	0,896
144	0,30665	0,46	1,503
145	0,37031	0,45	1,219
146	0,37002	0,44	1,182
147	0,34132	0,42	1,221
148	0,54515	0,40	0,733
149	0,46087	0,38	0,816
150	0,40210	0,34	0,848
151	0,59783	0,33	0,556
152	0,32108	0,33	1,033
153	0,29098	0,31	1,075
154	0,41303	0,30	0,738
155	0,26334	0,30	1,136
156	0,24534	0,30	1,207
157	0,39718	0,27	0,686
158	0,50425	0,27	0,540
159	0,91963	0,27	0,293
160	0,33546	0,26	0,787
161	0,28237	0,25	0,881
162	0,27605	0,24	0,878
163	0,30074	0,23	0,772
164	0,38187	0,22	0,571
165	0,19309	0,22	1,120
166	0,27128	0,21	0,767
167	0,24657	0,20	0,821
168	0,24054	0,20	0,821
169	0,38056	0,19	0,509
170	0,22596	0,18	0,804
171	0,28655	0,18	0,631
172	0,21895	0,17	0,759
173	0,20805	0,16	0,753
174	0,36367	0,15	0,418
175	0,37302	0,15	0,399
176	0,27024	0,15	0,543
177	0,27086	0,14	0,531
178	0,28261	0,14	0,490

Continua...

Lista dos fragmentos por perímetro, área e fator de forma, para a área de estudo de Ipaba.
Continuação...

Fragmento	Perímetro (Km)	Área (ha)	Fator de forma
179	0,29834	0,13	0,434
180	0,14073	0,12	0,852
181	0,21612	0,11	0,490
182	0,17454	0,10	0,582
183	0,14061	0,09	0,643
184	0,23358	0,09	0,379
185	0,11181	0,08	0,672
186	0,23140	0,07	0,306
187	0,14337	0,06	0,418
188	0,15083	0,06	0,370
189	0,37932	0,06	0,146
190	0,32557	0,05	0,152
191	0,12503	0,04	0,331
192	0,08486	0,04	0,420
193	0,10362	0,03	0,322
194	0,06493	0,02	0,325
195	0,07375	0,02	0,284
196	0,07144	0,02	0,281

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)