

MARCOS VINÍCIUS FERNANDES AMARAL

**DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E MAPEAMENTO DOS
ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE RESERVAS DE FLORESTA NATIVA, EM UM
PROJETO DE PRODUÇÃO FLORESTAL**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2007

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

T

A485d
2007

Amaral, Marcos Vinícius Fernandes, 1982-
Dinâmica da estrutura da paisagem e mapeamento dos
estádios sucessionais de reservas de floresta nativa, em
um projeto de produção florestal / Marcos Vinícius
Fernandes Amaral. – Viçosa, MG, 2007.
xii, 130f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.
Orientador: Agostinho Lopes de Souza.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia florestal. 2. Ecologia de paisagens.
3. Florestas. 4. Proteção ambiental. 5. Solo - Uso.
6. Sensoriamento remoto. 7. Sistemas de informação
geográfica. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

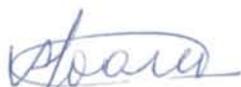
CDO adapt. CDD 634.918

MARCOS VINÍCIUS FERNANDES AMARAL

**DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E MAPEAMENTO DOS
ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE RESERVAS DE FLORESTA NATIVA, EM
UM PROJETO DE PRODUÇÃO FLORESTAL.**

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

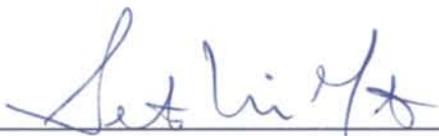
APROVADA: 22 de março de 2007.



Prof. Vicente Paulo Soares
(Co-orientador)



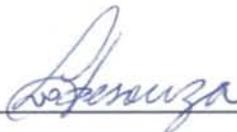
Prof. Helio Garcia Leite



Prof. Sebastião Venâncio Martins



Prof. Elpidio Inácio Fernandes Filho



Prof. Agostinho Lopes de Souza
(Orientador)

*Há alguma coisa para nós aqui.
Há grandes obras e outras menores a realizar,
E é a próxima tarefa que devemos empreender.
Se você não poder ser uma estrela, seja uma senda.
Se não puder ser o sol, seja uma estrela.
Não é pelo tamanho que terá êxito ou fracasso.
Mas seja o melhor do que quer que você seja!*

Douglas Malloch

*A todas as pessoas de coração reto, que fazem da doação e do servir um ato de viver.
A todos os profissionais que dedicam a vida à constante tarefa de construir um mundo
justo, pacífico e sustentável.*

AGRADECIMENTOS

A Deus Criador, princípio e fim de todas as coisas, pois não sou capaz, por mim mesmo, de pensar alguma coisa boa, de construir algo de próprio, mas sois o Senhor quem me torna capaz (II Cor 3,5).

Aos meus pais Judas Tadeu e Margarida e irmãos Heber Amaral e Vanessa, pelo amor, carinho e pela motivação concedida.

À Arlene, amor de minha vida, pelo carinho, pela dedicação, pelos sonhos, pela motivação e presença em todos os momentos desses anos felizes.

Ao Professor Agostinho Lopes de Souza, pela orientação, pela amizade, pelo exemplo profissional, pela confiança depositada e por todas as oportunidades acadêmicas e profissionais que tem oferecido.

Aos Professores Carlos Pedro Boechat Soares e Vicente Paulo Soares, pela co-orientação, pelos ensinamentos valiosos, pela atenção e pela dedicação para realização deste trabalho.

Aos Professores Sebastião Venâncio Martins, Elpídio Inácio Fernandes Filho e Helio Garcia Leite pela disponibilidade, pelos esclarecimentos e pelas sugestões fornecidas.

À CAPES, pelo apoio financeiro.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Florestal, pela oportunidade de formação acadêmica, graduação e mestrado em Ciência Florestal.

À empresa Celulose Nipo-Brasileira - CENIBRA, por ter acreditado neste trabalho, pelo apoio, pela concessão dos dados e informações importantes. Em especial, aos funcionários do Departamento de Meio Ambiente, sobretudo ao Engenheiro Jacinto Moreira de Lana.

Aos amigos de pós-graduação, Ricardo, Christian, Aline, Rodrigo Firmino, Rodrigo Castro, Rodrigão, Pablo, Pedro Cristo, Marcio Lelles, Danilo, Ângelo, Ivan e Marco Antônio, pelo companheirismo, pela ajuda solícita e amizade.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal e a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

MARCOS VINÍCIUS FERNANDES AMARAL, filho de Judas Tadeu Amaral e Margarida Fernandes Amaral, nasceu em 15 de janeiro de 1982, em Viçosa, Estado de Minas Gerais.

Em dezembro de 2004, graduou-se em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa-MG.

Em março de 2005, iniciou o curso de Mestrado em Ciência Florestal na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em março de 2007.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	IX
ABSTRACT	XII
INTRODUÇÃO GERAL	1
REVISÃO DE LITERATURA	4
1.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	4
1.2 PAISAGEM, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E SEUS EFEITOS	6
1.2.1 Isolamento e Conectividade de Fragmentos Florestais	9
1.3 SUCESSÃO FLORESTAL	11
1.4 MOSAICO FLORESTAL	12
1.5 GEOPROCESSAMENTO NO ESTUDO FLORESTAL	15
REFERENCIAS	19

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM (1980-2004) EM UM PROJETO DE PRODUÇÃO FLORESTAL, NOS MUNICÍPIOS DE BUGRE E IPABA, MG	
RESUMO	27
ABSTRACT	29
1. INTRODUÇÃO	31
2. MATERIAL E MÉTODOS	34

	Página
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	34
2.1.1 Caracterização física	36
2.1.2 Caracterização biótica	37
2.1.2.1 Fauna	37
2.1.2.2 Flora	38
2.2 MAPEAMENTO DO USO DA TERRA	39
2.2.1 Classes de informação mapeadas	39
2.2.2 Mapeamento do uso da terra no ano de 1980.....	43
2.2.3 Mapeamento do uso da terra no ano de 2004.....	45
2.3 ESTUDO DA DINÂMICA DA PAISAGEM	47
2.3.1 Histórico de perturbação	47
2.3.2 Descrição quantitativa da estrutura e dinâmica da paisagem.....	47
2.4 DELIMITAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) E A DINÂMICA DO CONFLITO DE USO DA TERRA.....	49
2.4.1 Análise da dinâmica de conflito de uso da terra	49
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
3.1 MAPEAMENTO DO USO DA TERRA	52
3.1.1 Mapeamento do uso da terra no ano de 1980.....	52
3.1.2 Mapeamento do uso da terra no ano de 2004.....	53
3.1.3 Dinâmica da alteração do uso da terra entre os anos de 1980 e 2004.....	55
3.1.4 Mapeamento do uso da terra entre os anos de 1980 e 2004, em áreas de preservação permanente	57
3.1.4.1 Dinâmica da alteração do uso da terra, nas áreas de preservação permanente, entre os anos de 1980 e 2004.....	60
3.2 DIAGNÓSTICO DAS RESERVAS FLORESTAIS NATIVAS	62
3.2.1 HISTÓRICO DE PERTURBAÇÃO.....	62
3.2.2 Área, perímetro e forma, no ano de 1980.....	64
3.2.3 Área, perímetro e forma, no ano de 2004.....	67
3.2.4 Vizinhança e isolamento	70
4. CONCLUSÕES	73
5. REFERÊNCIAS.....	75

CAPÍTULO 2
AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS ORBITAIS
PARA O MAPEAMENTO DE ESTÁDIOS DE SUCESSÃO FLORESTAL

	Página
RESUMO	79
ABSTRACT	81
1. INTRODUÇÃO	83
2. MATERIAL E MÉTODOS	86
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	86
2.2 IMAGENS ORBITAIS	86
2.2.1 Satélite Quickbird.....	88
2.2.2 Satélite IRS	89
2.2.3 Satélite CBERS II	90
2.3 PRÉ-PROCESSAMENTO DOS DADOS	91
2.4 FUSÃO DAS IMAGENS IRS E CBERS	91
2.5 CLASSIFICAÇÃO DO MOSAICO SUCESSIONAL.....	92
2.5.1 Métodos de classificação de dados digitais.....	94
2.5.1.1 Classificação visual.....	94
2.5.1.2 Classificação por pixel	94
2.5.1.3 Classificação por região	95
2.6 AVALIAÇÃO DAS IMAGENS CLASSIFICADAS	95
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	99
3.1 AVALIAÇÃO DAS IMAGENS CLASSIFICADAS	99
3.2 SIGNIFICÂNCIA ENTRE ÍNDICES KAPPA	111
4. CONCLUSÕES	113
5. REFERÊNCIAS.....	115
CONCLUSÕES GERAIS	117
APÊNDICE	119
APÊNDICE A.....	120

RESUMO

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2007. **Dinâmica da estrutura da paisagem e mapeamento dos estádios sucessionais de reservas de floresta nativa, em um projeto de produção florestal.** Orientador: Agostinho Lopes de Souza. Co-orientadores: Vicente Paulo Soares e Carlos Pedro Boechat Soares.

O presente trabalho teve o objetivo geral de avaliar o uso das tecnologias e técnicas de geoprocessamento – tais como as de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica (SIG) – na análise ambiental e temporal das áreas de reservas nativas, presentes em um projeto de produção florestal, na região do Médio Rio Doce, especificamente no projeto Macedônia, propriedade da empresa Celulose Nipo-Brasileira-CENIBRA, nos municípios de Bugre e Ipaba-MG. O trabalho foi organizado em dois capítulos. O primeiro, intitulado “Dinâmica da estrutura da paisagem (1980-2004) em um projeto de produção florestal, nos municípios de Bugre e Ipaba, MG”, teve como objetivo geral analisar a dinâmica da estrutura da paisagem entre os anos de 1980 e 2004, enfatizando as alterações ocorridas na paisagem após a implantação de talhões de eucalipto. O segundo, intitulado “Avaliação de métodos de classificação de imagens orbitais para o mapeamento de estádios de sucessão florestal”, objetivou comparar imagens de satélites de diferentes resoluções espaciais e espectrais, bem como métodos de classificação de imagens multiespectrais, para o mapeamento de estádios de sucessão florestal. De maneira geral, constatou-se que a destinação da área de estudo

para projetos de reflorestamento alterou a matriz de uso da terra, predominante na década de 80, em que onde áreas de pastagens foram substituídas por talhões de eucalipto, na sua maioria, plantios clonais. O manejo adequado da propriedade utilizado pela empresa aumentou a cobertura florestal nativa, a qual também substituiu áreas de pastagens em áreas de preservação permanente e em áreas de reserva legal, aumentando a proximidade entre as reservas de florestas nativas preexistentes no ano de 1980. Em nenhum dos métodos avaliados o mapeamento dos estádios de sucessão ecológica em áreas de florestas nativas, utilizando somente imagens de satélites, produziu uma classificação efetiva, sendo, portanto, necessário executar a etapa de checagem de campo. Assim, as imagens permitiram apenas um planejamento mais eficiente das ações a serem realizadas na etapa conclusiva.

ABSTRACT

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2007. **Dynamic of the Landscape Structure and mapping of succssecional stadiums in native forest reserves in a project of forest production.** Advisers: Agostinho Lopes de Souza. Co-Advisers: Vicente Paulo Soares and Carlos Pedro Boechat Soares.

The general goal of this study was to assess the use of technologies and techniques of geoprocessing – such as the ones of remote sensing and geographical informational systems (GIS) – in the environmental and temporal analyses of areas of native reserves located in a project of forest production, in the region of Médio Rio Doce, specifically in the Macedônia project which is property of CENIBRA (Cellulose Nipo-Brazilian enterprise), in the cities of Bugre and Ibapa, Minas Gerais. This work was organized in two chapters. The first, named “Dynamic of the Landscape Structure (1980-2004) in a Project of Forest Production in Bugre and Ipaba, Minas Gerais”, had as its goal to analyse the dynamic of the landscape structure in a project of forest production between the years of 1980 and 2004, emphasizing the changings occuring in the landscape after the implementation of stands of eucalyptus. The second, named “Assessment of methods of classification of orbital images for the mapping of stadiums of forest succession”, had the objective of compare images from satellites of different spacial and spectral resolutions, as well as to compare methods of classification of

multispectral images for the mapping of stadiums of ecological succession. Altogether, it was confirmed that the destination of the study area to reforestation projects altered the matrix of land use, specially in the eighties when the areas of pasture were replaced by stands of eucalyptus, most of them, clone plantations. The appropriate management of the property used by the enterprise increased the forest native cover which also substituted the areas of pasture in areas of permanent preservation and in areas of legal reserve, increasing the proximity among the native forest reserves pre-existing in the year of 1980. In none of the evaluated methods, using only images from satellites, the mapping of the stadiums of ecological succession in areas of native forests produced an effective classification, and because of that it was necessary to execute the stage of field checking. Thus, the images only allowed the carrying out of a more efficient plan of the actions that were supposed to be done in the conclusive stage.

INTRODUÇÃO GERAL

A conservação e recuperação dos ecossistemas naturais é uma das maiores preocupações da humanidade, em virtude do elevado nível de perturbação desses ecossistemas. Essas perturbações têm seus efeitos refletidos nas mudanças climáticas, na perda da biodiversidade, na fragmentação de ecossistemas naturais, com conseqüências negativas à qualidade de vida e sobrevivência do homem no planeta.

No Brasil, principalmente na região de domínio da Mata Atlântica, a floresta tropical, outrora contínua, se encontra fragmentada, conseqüência do desmatamento; extensas áreas de florestas foram substituídas por outros tipos de uso da terra, como: projetos agropecuários; complexos hidrelétricos; pólos minerais; áreas urbanizadas; estradas; exploração indiscriminada de madeira, entre outras atividades antrópicas (TABANEZ; VIANA, 1996).

Desse processo de ocupação e uso do solo resultaram fragmentos de diferentes tamanhos, formas, graus de isolamento, tipos de vizinhança e história de degradação. Daí, pode-se afirmar que muitas espécies tornaram-se localmente extintas em conseqüência das modificações dos habitats. As conseqüências mais importantes da fragmentação são, portanto, a redução da biodiversidade, a alteração do regime hidrológico, as mudanças climáticas e a “erosão” dos recursos naturais. Para reverter esse quadro, é necessário que sejam implementadas ações no sentido de conservar e recuperar os fragmentos florestais, como também elevar sua biodiversidade e torná-los

economicamente mais produtivos e ambientalmente sustentáveis (TABANEZ; VIANA, 1996).

Acredita-se que, em geral, a fragmentação dos ecossistemas de vegetação natural, na região do Médio Rio Doce, em Minas Gerais, foi o resultado da implantação de culturas agrícolas e de pastagens e do aproveitamento do material lenhoso para produção de carvão vegetal. No caso da área de domínio dos projetos de base florestal das empresas que atuam na região, a fragmentação não pode ser creditada exclusivamente à implantação das florestas equiâneas de espécies de rápido crescimento, mas também às expansões da agricultura e da pecuária, somadas à extração de madeira para usos diversos.

É tarefa do homem conservar os fragmentos florestais restantes, consolidando a conservação e o uso econômico de seus bens e serviços. Para isso, no entanto, faz-se necessário prover estudos que busquem conhecer esse ambiente com detalhe, utilizando-se das tecnologias e técnicas existentes. A partir da metade do século passado, com o desenvolvimento simultâneo da tecnologia de informática e de informação sobre a distribuição geográfica de recursos, em mapas e banco de dados, tornou-se possível armazenar e representar essas informações em ambientes computacionais, abrindo espaço para o geoprocessamento (CÂMARA et al., 2004). O geoprocessamento constitui uma importante ferramenta no auxílio à tomada de decisão, bem como no conhecimento do espaço geográfico, tendo enorme aplicação na gestão de recursos naturais.

Uma ferramenta que tem merecido especial atenção em estudos de processo em nível de grande escala – relacionando a transformação da paisagem, o desmatamento e a fragmentação de áreas florestais – é o sensoriamento remoto. O desenvolvimento de base de dados florestais visando o manejo e conservação do sistema requer investigações de fragmentos florestais em nível interno de estrutura e dinâmica (SOUZA; ALMEIDA, 1997). Esse fato se faz realidade a partir do advento de plataformas e sensores que apresentam melhor resolução espacial, como o Quickbird, com até 0,61 m de resolução espacial e possibilidade de formar imagens multiespectrais.

Com o intuito de tornar o estudo da dinâmica da estrutura paisagem e do mapeamento do mosaico sucessional existente em ambientes fragmentados mais rápido

e efetivo, surge a possibilidade da integração de análises e de métodos de classificação de dados orbitais, unindo técnicas e tecnologias de sensoriamento remoto, aliadas ao uso de sistemas de informações geográficas (TURNER, 1996; BATISTELLA et al., 2003; EHLERS et al., 2003; WASSEIGE; DEFOURNY, 2002; PONZONI; REZENDE, 2004; ZHENG et al., 2004).

Nesse contexto, este trabalho buscou aliar o uso das técnicas e tecnologias de sensoriamento remoto e de sistemas de informações geográficas na análise ambiental e temporal das áreas de reserva nativa presentes em um projeto de produção florestal, na região do Médio Rio Doce, especificamente no projeto Macedônia, nos municípios de Bugre e Ipaba-MG. Para isso, o trabalho foi organizado em dois capítulos. O primeiro, intitulado “Dinâmica da estrutura da paisagem (1980-2004) em um projeto de produção florestal, nos municípios de Bugre e Ipaba, MG”, teve com objetivo geral analisar a dinâmica da estrutura da paisagem entre os anos de 1980 e 2004, enfatizando as alterações ocorridas na paisagem após a implantação de talhões de eucalipto. O segundo, denominado “Avaliação de métodos de classificação de imagens orbitais para o mapeamento de estádios de sucessão florestal”, objetivou comparar imagens de satélites de diferentes resoluções espaciais e espectrais, bem como métodos de classificação de imagens multiespectrais, para o mapeamento de estádios de sucessão florestal.

REVISÃO DE LITERATURA

1.1 Ecologia da Paisagem

Alexander von Humboldt foi o responsável, no século XIX, pela introdução do termo paisagem no contexto científico e geográfico, definindo-a como “a totalidade das características de uma região do planeta”. Embora, a princípio, o significado do termo tenha se restringido ao enfoque da caracterização fisiográfica, geológica e geomorfológica das feições da crosta terrestre, o desenvolvimento da “geografia da paisagem” levou à integração de fenômenos orgânicos e inorgânicos ao conceito. Já Carl Troll, em 1971, definiu paisagem como “uma entidade espacial e visual total” do espaço em que o ser humano vive, integrando a geosfera, a biosfera e a antroposfera (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

Para Metzger (2001), a paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas (em geral, ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação da terra), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (grau de proximidade e de fragmentação) dessas unidades, onde, nessa heterogeneidade, deve existir pelo menos um fator, segundo um observador, numa determinada escala de observação.

O termo Ecologia de Paisagem foi descrito, pela primeira vez, pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, em 1939, enquanto estudava os problemas do uso da terra e o desenvolvimento do oeste da África. O termo, posteriormente, foi utilizado e definido por diversos autores, vindo a ser: “o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos” (FORMAN; GODRON, 1986); “a investigação da estrutura e funcionamento de ecossistemas na escala da paisagem” (POJAR et al., 1994); “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); “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); e “uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida natural e construído” (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

Valente (2002), citando Turner e Gardner (1990), afirma que a paisagem pode ser simplesmente considerada um área espacialmente heterogênea, porém três de suas características devem ser consideradas: sua estrutura, sua função e suas alterações. Essas características são definidas por Forman e Godron (1986):

- estrutura: relação espacial entre diferentes ecossistemas ou elementos presentes na paisagem, ou seja, é a distribuição da energia, dos materiais e espécies em relação a tamanho, forma, número, tipo e configuração dos ecossistemas;
- função: refere-se à interação entre os elementos espaciais, que são o fluxo de energia, materiais e organismos dos ecossistemas componentes; e
- alterações: mudanças na estrutura e função do mosaico ecológico, ao longo do tempo.

No que se refere à análise ambiental, estudos de ecologia da paisagem têm se mostrado muito interessantes, por integrar em diversas áreas do conhecimento (CARDOSO-LEITE et al., 2005). No Brasil, diversos trabalhos vêm sendo realizados abordando esse tema (HOLDRIGE, 1978; OLIVEIRA et al., 1997; MARTINS et al., 2002; METZER, 1999; FRITZSONS et al., 2004; HERRMANN et al., 2005;

MARENZI; RODERJAN, 2005). A possibilidade de avaliar a paisagem sob diversos aspectos, permitindo que seus processos ecológicos possam ser estudados em diferentes escalas temporais e espaciais, faz com que a ecologia da paisagem seja uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem (RISSER, 1987).

1.2 Paisagem, fragmentação florestal e seus efeitos

Segundo Cerqueira et al. (2003), fragmentação consiste no processo de dividir um todo em partes. A fragmentação é um processo no qual um habitat contínuo é dividido em manchas, ou fragmentos isolados (SHAFER, 1990). Assim, o processo de fragmentação florestal consiste na substituição de grandes áreas de floresta nativa por outros ecossistemas, deixando suas partes isoladas em manchas de diferentes tamanhos, com conseqüências negativas para as populações de espécies que ali habitam (MURCIA, 1995).

A fragmentação altera a estrutura da paisagem, interferindo na dinâmica de populações, alterando riscos de extinção e aumentando o grau de isolamento entre populações. Acarreta mudanças não somente físicas, como também biológicas, no ambiente (SAUNDERS et al., 1991; ANDRÉN, 1994; COLLINGE, 1996; LOVEJOY et al., 1983; BIERREGAARD-JUNIOR et al., 1992).

Devido à sua importância para manutenção do equilíbrio dos ecossistemas, bem como suas conseqüências negativas à diversidade biológica, o processo de fragmentação florestal tem sido amplamente discutido e vem sendo tema de inúmeros projetos de pesquisa, em diferentes partes do mundo (NASCIMENTO et al., 2006). O estudo das relações entre estrutura da paisagem e diversidade de comunidades teve embasamento teórico na década de 1970, na teoria do equilíbrio dinâmico de ilhas (MacARTHUR; WILSON, 1967), aplicadas em fragmentos de habitats continentais (GASCON et al., 2001), juntamente com a teoria de dinâmica de metapopulações (LEVINS, 1969).

A teoria de biogeografia de ilhas tem fornecido a fundamentação teórica para a maioria dos trabalhos que buscam a compreensão das conseqüências da fragmentação florestal (OLIVEIRA et al., 1997), bem como em estudos focados nos efeitos do tamanho do fragmento e isolamento de habitat e na composição de espécies de uma

comunidade (FORMAN et al., 1976; NEWMARK, 1991; BIERREGAARD-JÚNIOR et al., 1993). Já, o tema da dinâmica de metapopulações tem concentrado seus objetivos no estudo da conectividade e fluxo de indivíduos, pólen e propágulos entre as subpopulações distribuídas numa dada estrutura espacial (HANSKI et al., 1995).

A teoria do equilíbrio da biogeografia de ilhas propõe um modelo descritivo e preditivo da variação do tamanho de ilhas oceânicas e sua relação com a diversidade biológica. Postula que o tamanho de uma ilha e a distância a uma área-fonte de espécies colonizadoras no continente determina o número de espécies presentes na referida ilha. Assim, ilhas situadas próximas a uma 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; WILSON, 1967).

Segundo Tabanez e Viana (1996), há forte correlação entre a área de um fragmento florestal, a diversidade biológica e a dinâmica de sua estrutura. Contudo, embora a biogeografia de ilhas tenha sido aplicada em estudos de fragmentos de habitats continentais (GASCON et al., 2001), deve-se ter cautela ao aplicá-la em estudos de ecossistemas terrestres, pois remanescentes de vegetação não possuem, a rigor, as mesmas características de uma ilha oceânica (BIERREGAARD-JUNIOR et al., 1992). Esse fato tem gerado uma série de questionamentos sobre sua aplicabilidade em ambientes continentais (BURGESS, 1988).

A fragmentação florestal é consequência, na maioria dos casos, do desmatamento, em que extensas áreas de florestas são substituídas por outros tipos de uso da terra, como: projetos agropecuários; complexos hidrelétricos; pólos minerais; áreas urbanizadas; estradas; exploração indiscriminada de madeira, entre outras atividades antrópicas (TABANEZ; VIANA, 1996). Áreas antes contínuas dão lugar a um mosaico de vegetação nativa, estruturado em fragmentos florestais de diferentes áreas e formas, apresentando uma série de características que os diferenciam da floresta natural da qual se originaram (VIANA; TABANEZ, 1997; SHELHAS; GREENBERG, 1996).

Os efeitos da fragmentação florestal podem ser analisados sob dois aspectos: físico e biótico. Entre as inúmeras consequências, podem-se citar a princípio: a diminuição da diversidade e riqueza das comunidades biológicas; perda de biodiversidade; degradação dos recursos naturais; diminuição da qualidade de vida das

populações tradicionais; eliminação de relações ecológicas entre espécies como polinizadores e dispersores; redução do habitat natural; mudanças no microclima; e distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas (KAPOS, 1989; SAUNDERS et al., 1991; RANKIN-de-NERONA; ACKERKY, 1987).

Naturalmente, a intensidade dessas conseqüências pode variar de acordo com as características ecológicas dos organismos. As espécies que apresentam padrão de distribuição agregado, as espécies raras e aquelas que necessitam de grandes áreas ou habitats específicos e possuem baixa capacidade de dispersão e reprodução são mais vulneráveis à extinção (TURNER, 1996). Além disso, as características estruturais da paisagem também influenciam o efeito da fragmentação sobre determinada espécie (METZER, 1999).

Os efeitos da fragmentação na dinâmica de fragmentos florestais são afetados por fatores como tamanho (relacionado à diversidade biológica e dinâmica), forma (ligada à relação perímetro/área e ao efeito de borda), grau de isolamento (afeta o fluxo gênico e tamanho efetivo das populações), vizinhança (relaciona às diferentes formas de ocupação antropogênica ou feições naturais) e histórico de perturbação (OLIVEIRA et al., 1997; VIANA; PINHEIRO, 1998). Dentre esses, o tamanho do fragmento e o grau de isolamento têm sido fatores exaustivamente considerados em estudos de fragmentação, bem como em recomendações de alocação de reservas naturais (DIAMOND; MAY, 1976).

A área de um fragmento também exerce influência marcante sobre os processos ecológicos que nele ocorrem, em parte devido às mudanças oriundas da criação do habitat borda (SCHIERHOLZ, 1991; FARINA, 1998). A área de um fragmento florestal apresenta forte correlação com a riqueza de espécies, diversidade biológica e dinâmica da floresta (ROLSTAD, 1991). No entanto, há uma superfície mínima de floresta capaz de manter uma população viável, diferente para cada espécie animal e vegetal, fato que dificulta o estabelecimento de áreas de reservas que sejam grandes o suficiente para manterem toda a comunidade animal e vegetal que nelas habitem (ENGEL, 1993).

Um parâmetro útil para a análise de vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações advindas do efeito de borda é o fator de forma (VIANA; PINHEIRO, 1998). Fragmentos de forma arredonda apresentam baixa razão borda/interior, isto é, possuem menos área “nuclear” (área no interior do fragmento que não sofre os efeitos

da borda) do que a área sob efeito de borda, enquanto fragmentos alongados apresentam alta razão borda/interior, estando mais suscetíveis aos efeitos das bordas (METZGER, 1999). 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.

O fato de o efeito de borda exercer influência em características de uma comunidade a uma distância constante da borda ao centro do fragmento faz com que fragmentos menores contenham maiores porções de habitat de borda do que fragmentos de maior tamanho (FORMAN; GODRON, 1986). Assim, a dinâmica do ecossistema de fragmentos menores apresenta maior interferência do meio externo, ao passo que em remanescentes florestais maiores ela é menos afetada pelos processos ambientais advindos da borda. Dentre as consequências do efeito de borda, podem-se citar: aumento populacional de espécies exóticas e lianas na borda do fragmento; aumento da incidência de ventos no interior do fragmento, causando dessecação do ambiente; e queda de árvores, colaborando para a degradação do ambiente e diminuição da biodiversidade (METZGER, 1999).

O contexto em que o fragmento está inserido na paisagem é determinante nas interações entre o fragmento e a paisagem circundante (COLLINGE, 1996). O tipo de vizinhança pode influenciar de maneira negativa a dinâmica e a biodiversidade do ecossistema florestal (NASCIMENTO et al., 2006). Conforme o uso da terra, algumas áreas podem constituir barreiras ao deslocamento de espécies animais, ser fonte de propágulos de espécies exóticas, fonte de poluentes e modificadoras do clima. Para Bierregaard Júnior e Stouffer (1997), a probabilidade de determinadas espécies recolonizarem um fragmento dependerá do tipo de vizinhança e da vegetação secundária que o circunvizinha.

1.2.1 Isolamento e Conectividade de Fragmentos Florestais

Um outro fator que afeta a dinâmica dos processos ecológicos em remanescentes florestais é o grau de isolamento. Segundo Forman e Godron (1986), ele pode ser entendido como a média das distâncias até o vizinho mais próximo. O grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais (VIANA; PINHEIRO, 1998). Para Saunders et

al. (1991), a habilidade das espécies em colonizar um dado fragmento depende da distância deste a outras áreas-fonte, sejam elas outros fragmentos ou áreas de habitat contínuas. No entanto, o conceito de distância e isolamento deve ser usado com cautela, por três razões: há grande variação na mobilidade das espécies; há espécies que são migratórias e outras que são sedentárias; e por último existem diferentes características quanto a especificidade de habitat e grau de endemismo que determinadas espécies possuem (HARRIS, 1984).

A distribuição espacial dos fragmentos na paisagem e os tipos de elementos que constituem a paisagem circunvizinha determinam o grau de isolamento das populações das espécies presentes no fragmento. De forma geral, quanto mais próximos os fragmentos estiverem entre si, maior a probabilidade de que ocorra troca de propágulos entre eles (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Todavia, os efeitos da fragmentação sobre as espécies são diferentes; uma paisagem fragmentada para uma espécie pode não o ser para outra. A resposta de uma determinada espécie à fragmentação depende da forma com que os fragmentos estão organizados e de como a fragmentação influencia a dispersão da espécie na paisagem (DOAK et al., 1992; FAHRIG; MERRIAM, 1985).

A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem de facilitar o fluxo biológico de organismos, sementes e grãos de pólen (URBAN; SHUGART, 1986). Essa propriedade da paisagem é muito importante, visto que a sobrevivência de determinadas espécies depende de sua habilidade de deslocar entre os habitats presentes na paisagem, podendo ser estudada em duas abordagens: estrutural e funcional (WIENS et al., 1997). O aspecto estrutural refere-se à fisionomia da paisagem em termos: do arranjo espacial dos fragmentos de habitat, considerando a distribuição de tamanhos ou o isolamento de fragmentos do mesmo tipo; da densidade e complexidade dos corredores de habitat que unem duas áreas isoladas; e da permeabilidade da matriz, que está profundamente relacionada à resistência das unidades da matriz ao fluxo biológico (FORMAN; BAUDRY, 1984).

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

o grau de conectividade da paisagem, para uma dada espécie, deve sempre levar em conta o padrão de deslocamento de seus indivíduos (SIMBERLOFF e COX, 1987).

1.3 Sucessão Florestal

A regeneração e o estabelecimento das espécies na floresta tropical, bem como o comportamento delas em relação às diferentes condições ambientais, são a base para a compreensão da dinâmica florestal. Essa dinâmica, em parte, está relacionada a processos de sucessão (OLDEMAN, 1990).

O conceito de sucessão florestal está ligado à tendência da natureza de se desenvolver em uma determinada área, de acordo com o clima e as condições de solo local. Chama-se de sucessão primária aquela em que o desenvolvimento se inicia a partir de uma área que não tenha sido antes ocupada. Se esse desenvolvimento se processa numa área previamente ocupada e sofre influência da comunidade preexistente, ela é chamada de sucessão secundária. A sucessão se faz por substituição de uma comunidade por outra, até atingir um nível em que muito mais espécies podem se expressar, no seu tamanho máximo, e em que a biodiversidade também é máxima. A esse ponto denomina-se de clímax, climático ou edáfico (ODUM, 1986).

A floresta secundária resulta de interferências na floresta primária, com alterações em sua estrutura e florística (CORLETT, 1994). Segundo Lamprecht (1991), após a floresta receber severa interferência antrópica ou natural, inicia-se o processo de sucessão secundária, no qual ela passa por diferentes estádios de sucessão até atingir o estágio de clímax. Após os distúrbios, a vegetação remanescente se desenvolve, passando por mudanças nas características florísticas, estruturais e fisionômicas, por meio de uma série de modificações no ecossistema florestal, denominada de sucessão ecológica. Os distúrbios podem ser resultantes de ações antrópicas, como exploração seletiva, agricultura migratória, corte raso e queima da vegetação, para ceder lugar a atividades agropecuárias ou naturais (MARISCAL-FLORES, 1993).

Para Meguro (1994), o processo de modificação progressiva na proporção e composição dos indivíduos de uma comunidade vegetal em que está inserida a sucessão florestal é causado por alterações das condições abióticas e bióticas, devido a fatores internos e externos à comunidade, com conseqüências na probabilidade de estabilidade

e sobrevivência de cada espécie. Assim, a sucessão envolve mudança na estrutura de espécie e nos processos da comunidade, ao longo do tempo (ODUM, 1986).

1.4 Mosaico florestal

Na floresta tropical os processos de sucessão ocorrem em diferentes pontos no tempo e espaço. Dessa forma, o mosaico da floresta tropical pode conter locais em diferentes estádios sucessionais, sendo muito importante para entender a diversidade e a estrutura das florestas tropicais e, portanto, a sua conservação (KAGEYAMA, 1987).

A floresta tropical possui grande heterogeneidade ambiental, expressa no tempo e espaço, de modo a constituir um mosaico formado por “retalhos” de comunidades advindas de processos de sucessão secundária nas mais diversas idades, sendo, assim, um mosaico de unidades “serais” (RICHARDS, 1956). O dossel da floresta está em contínua mudança, com árvores crescendo e morrendo; a morte de uma árvore individual produz uma clareira, na qual outras árvores iniciam seu crescimento (WHITMORE, 1984). O termo ecounidade diz respeito a uma superfície na qual a vegetação inicia seu crescimento em um determinado instante do tempo; nela a arquitetura, a função ecofisiológica e a composição de espécie são ordenadas por um conjunto de árvores até o fim (OLDEMAM, 1990). Dessa forma, ecounidades são porções da comunidade florestal em que povoamentos contínuos se desenvolvem, passando por consecutivas fases (BOBIEC et al., 2000); o conjunto de ecounidades sobre o dossel florestal irá constituir o mosaico florestal ou mosaico silvático (OLDEMAM, 1990).

Esse equilíbrio dinâmico pode ser subdividido em três fases cíclicas de crescimento e desenvolvimento do dossel de uma floresta: clareira, construção e madura (WATT, 1947; COUSENS, 1974). A fase de clareira, contendo plântulas e árvores jovens, passa, à medida que cresce, pela fase de construção, que é uma floresta jovem, e amadurece por meio do crescimento contínuo de suas árvores (WHITMORE, 1984).

Uma ecounidade tem início com a ocorrência de um “evento zero”, podendo ser a abertura de uma clareira. A grande variação de tamanho de clareiras e a ampla variação de arquitetura dos estratos horizontal e vertical – onde a composição florística, riqueza de espécie, altura e abertura do dossel variam – oferecem diferentes nichos para

crescimento de espécies de árvores com diferentes exigências de quantidade de luz. Assim, o desenvolvimento das ecounidades é considerado um subsistema do desenvolvimento da unidade silvática ou mosaico florestal, ocorrendo em quatro fases: 1) as “ecounidades em reorganização”, que representam as clareiras recentemente abertas, permitindo a entrada de luz direta; 2) as “ecounidades em desenvolvimento”, constituídas por indivíduos arbóreos, na sua maioria jovens; 3) as “ecounidades em equilíbrio”, que representam os indivíduos arbóreos que atingiram seu crescimento máximo em altura e com copa ramificada, ampla, geralmente constituindo o dossel superior; e 4) as “ecounidades em degradação”, que são construídas de indivíduos velhos senescentes, mortos em pé ou com danos irreparáveis (OLDEMAN, 1990).

Embora Oldeman (1990) tenha definido ecounidade como a menor unidade sucessional da floresta, Tabanez (1995) rediscute esse conceito, tornando-o dependente simplesmente da fisionomia e não da seqüência sucessional. Nesse sentido, em seu trabalho, este autor identificou quatro tipos de ecounidades: 1) “capoeira baixa”, semelhante a clareiras, sem ou com poucas árvores, geralmente coberta por cipó e arbustos escandentes; 2) “bambuzal”, caracterizado por apresentar domínio de espécies de bambu e baixa densidade de indivíduos arbóreo-arbustivos; 3) “capoeira alta”, ecounidade com dossel entre 10 e 15 metros de altura, com presença de cipó na maioria dos indivíduos arbóreos e dossel descontínuo; 4) “mata madura”, caracterizada por vegetação mais desenvolvida, dossel contínuo a 20-25 metros de altura, presença de indivíduos emergentes, baixa densidade de cipós e sub-bosque bem formado.

A heterogeneidade em um fragmento florestal pode ser explicada pela variação de fatores ambientais, como: variação relativa às características físicas e químicas do solo e disponibilidade de água, condição edáfoclimática local, variação na topografia, efeito de borda (WHITMORE, 1984; UUTERA; MALTAMO, 1995; NAVE, 1999). Uma outra causa está relacionada à ocorrência de eventos temporais que ocasionaram algum tipo de perturbação em um dado momento, como a abertura de clareiras, ocorrência de fogo e extrativismo de madeira (RICHARDS, 1956; UUTERA; MALTAMO, 1995; NAVE, 1999; OLDEMAN; DIJK, 1991; ARPIN et al., 1998).

A caracterização das ecounidades com base na arquitetura arbórea permite não somente estudar a evolução temporal (dinâmica de sucessão) de eventos passados que determinam o estado atual, mas também fazer previsões acerca do potencial futuro de

regeneração e auto-sustentabilidade do ecossistema (ENGEL, 1993). O uso desse conceito permite descrição rápida e repetitiva da história de perturbação de uma floresta (CLARK et al., 1993), assim como do estado de conservação de um fragmento florestal, auxiliando na adoção de práticas diferenciadas de manejo (ENGEL, 1993; TABANEZ, 1995). Soma-se a isso o fato de o conhecimento do mosaico sucessional possibilitar a melhor definição de áreas de amostragem dentro de fragmentos florestais (NAVE, 1999).

Uma das formas de se caracterizar o mosaico sucessional em floresta tropical é a utilização de métodos estatísticos multivariados. Fonseca e Fonseca (2004) concluíram que a combinação dos métodos de análise de componentes principais, classificação hierárquica ascendente e análise de agrupamento, seguida de análise discriminante, permitem o agrupamento de ecounidades conforme sua fase de desenvolvimento e crescimento. Fonseca e Rodrigues (2000) utilizaram variáveis estruturais para caracterizar as fases de desenvolvimento do mosaico sucessional, sendo, contudo, necessário ainda buscar outras variáveis que discriminem melhor as fases de desenvolvimento do mosaico sucessional.

Técnicas de sensoriamento remoto, aliadas ao uso de sistemas de informação geográficas (SIG), combinadas com dados de levantamentos dendrométricos, estruturais, florísticos e fitossociológicos têm sido uma outra técnica estudada quanto à distinção de estádios seccionais e quantificação da biomassa florestal (TURNER et al., 1996; BATISTELLA, 2003; EHLERS et al., 2003; WASSEIGE; DEFOURNY, 2002; PONZONI; REZENDE, 2004; ZHENG et al., 2004). Esses trabalhos partem da hipótese da existência de correlação positiva entre dados numéricos de imagens e dados de estrutura e composição florística de fragmentos florestais. Entretanto, a maioria deles é realizada envolvendo dados de sensores remotos de baixa resolução espacial, adequados a diagnósticos de grandes áreas territoriais, sem maior nível de detalhamento entre as classes de informação, sendo inadequados para uso em escalas maiores, como o caso de estudo do mosaico sucessional de fragmentos florestais em sucessão secundária.

1.5 Geoprocessamento no estudo florestal

O termo geoprocessamento denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica (CÂMARA et al., 2004). Trata-se das diversas técnicas empregadas na coleta, armazenamento, processamento, análise e representação de dados com expressão espacial, isto é, possíveis de ser referenciados geograficamente e representados numa projeção cartográfica (VETTORAZZI, 1996).

Segundo Turner e Carpenter (1998), a capacidade que as ferramentas de geoprocessamento possuem de caracterizar os padrões de uso e cobertura do solo, no espaço e no tempo, faz delas ferramentas essenciais em estudos de ecologia da paisagem. As ferramentas de geoprocessamento – como sistemas de informação geográfica (SIG), sistema de posicionamento global (GPS) e sensoriamento remoto (SR) – têm se tornado muito úteis na aquisição e integração espacial de informações multidisciplinares, tornando-se essenciais no planejamento de estratégias de conservação ambiental (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

A princípio, sensoriamento remoto pode ser definido como a tecnologia que permite a aquisição de informações sem que haja contato físico com o objeto. O termo é associado à aquisição de medidas nas quais o ser humano não é parte essencial no processo de detecção e registro dos dados, em que são utilizados sensores para aquisição sobre objetos e fenômenos (NOVO, 1992). Esse conceito vem sendo reformulado à medida que surgem novas técnicas e tecnologias envolvidas no processo. Assim, Sabins (1996) define sensoriamento remoto como a ciência de aquisição, processamento e interpretação de imagens e dados relacionados, obtidos a partir de aeronaves e satélites. Esses seriam os sensores (equipamentos) capazes de coletar energia proveniente do objeto, convertê-la em sinal passível de ser registrado e apresentá-lo em forma adequada de informação (NOVO, 1992).

Segundo Novo (1992), o sensoriamento remoto tem o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias componentes do planeta Terra em suas mais diversas manifestações. Os dados oriundos de aeronaves e satélites permitem o inventário dos recursos terrestres, mapeando a cobertura e o uso da terra (SABINS, 1996). As técnicas

de sensoriamento remoto permitem a análise de propriedades e processos de ecossistemas e sua variação ao longo do tempo em múltipla escala, dada a possibilidade de realizar observações em grandes áreas territoriais em pequenos intervalos de tempo (ZHENG et al., 2004). A sobreposição de imagens tomadas em épocas diferentes permite análises cronológicas, por meio das quais é possível monitorar ou prever eventos de fragmentação, e a utilização de técnicas de ecologia da paisagem (FORMAN, 1997).

Por serem uma interessante fonte de informações, dados obtidos por técnicas de sensoriamento remoto vêm sendo aplicados em grande escala em trabalhos de inventário e monitoramento de recursos florestais (PEKKARINEN, 2002). A integração de métodos de sensoriamento remoto e dados de campo a respeito da composição e estrutura da vegetação constitui uma nova oportunidade para estudos de processos de dinâmica, como também distúrbios ocorridos na floresta, recuperação de ecossistema e paisagens fragmentadas (BATISTELLA, 2003). Na Floresta Nacional – FLONA do Tapajós, por exemplo, vêm sendo desenvolvido inúmeros trabalhos combinando dados de imagens orbitais com dados de campo, coletados em inventários florestais. Vários desses trabalhos foram citados por Espírito-Santo et al. (2005). Hernandez Filho et al. (1993) estimaram o estoque madeireiro da floresta com o uso de uma intensa base de dados de inventários florestais, auxiliado por dados do satélite Landsat TM e fotografias aéreas. Yanasse et al. (1997) estimaram as fases de sucessão da vegetação secundária em uma porção da FLONA do Tapajós, com o uso de uma imagem SAR SIR-C e um arquivo de imagens Landsat TM. Verona (2002) identificou e quantificou a flutuação ocasionada pelas variações fisiológicas da floresta utilizando uma série de imagens multiespectrais do sensor Landsat TM e dados de índice de área foliar (LAI).

Em se tratando de ecologia da paisagem, o Projeto Corredor Sul da Bahia é um grande projeto que alia o uso de ferramentas de geoprocessamento ao manejo e conservação de fragmentos florestais, em que, a partir do cruzamento de diferentes informações referenciadas geograficamente, foi gerado um mapa de preço potencial da terra e outros de isolinhas, estimando a probabilidade de ocorrência de espécies endêmicas. Assim, podem-se definir áreas prioritárias para o estabelecimento de um corredor ecológico, em que foram discutidos instrumentos econômicos e políticas

públicas que permitissem a efetiva implantação do corredor (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

Outra área de pesquisa envolve a correlação direta de dados de imagens orbitais e dados de campo. Ela parte da premissa de existência de correlação positiva entre os valores de reflectância do dossel florestal e dados de composição e estrutura do povoamento. Batsitella (2001) estudou a estrutura de diferentes estágios de uma floresta em sucessão secundária (secundário inicial, secundário médio, secundário avançado e floresta aberta) na Amazônia, correlacionando dados de uma imagem Landsat TM e dados biométricos (diâmetro à altura do peito das árvores, área basal, altura total, densidade e biomassa). Zheng et al. (2004), utilizando índices de vegetação derivados de uma imagens Landsat 7 ETM+ e dados provenientes de inventário florestal, produziram um mapa de estimacão de biomassa acima do solo por meio de análises de regressão. Ponzoni e Rezende (2004), analisando a resposta espectral da vegetação secundária arbórea em uma imagem Landsat TM, estabeleceram correlações com dados biométricos da floresta.

No entanto, a maioria dos trabalhos envolvendo sensoriamento remoto na caracterização de áreas florestais utiliza dados de sensores de média resolução espacial, o que faz com que o erro das estimativas ainda seja considerado alto, existindo ainda algumas dúvidas sobre o uso dessa ferramenta (HOLMGREN; THURESSON, 1998). A resolução espacial tem, todavia, melhorado rapidamente, e imagens de alta resolução estão se tornando mais acessíveis (PEKKARIEN, 2002), abrindo espaço para que novas pesquisas sejam realizadas com esse tipo de material, no intuito de conhecer de forma aprofundada o ambiente florestal, de maneira rápida e a custo menos elevado.

Para Young et al. (1993), na maioria das vezes, o produto final resultante da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto é um mapa temático, sendo apropriado que ele seja integrado a um sistema de informação geográfica (SIG). Isso porque o SIG possui a capacidade de combinar, integrar, analisar e produzir diferentes tipos de informações com estrutura espacial (QUATTROCHI; PELLETIER, 1990), além de facilitar a modelagem e análise dos dados e padrões da paisagem, calculando índices de ecologia da paisagem (TURNER; GARDNE, 1990).

Os sistemas de informações geográficas (SIG) permitem realizar análises complexas, ao integrarem dados de diversas fontes e criarem bancos de dados referenciados geograficamente (CÂMARA; DAVIS, 2004). A tecnologia de SIG pode trazer enormes benefícios, em razão da sua capacidade de manipular a informação espacial de forma precisa, rápida e sofisticada (GOODCHILL, 1993).

São quatro os componentes de um SIG: “hardware”, “software”, “dados” e “usuário”. O software apresenta os seguintes componentes: banco de dados espacial e de atributos; sistema de visualização cartográfica; sistema de digitalização de mapas; sistema de gerenciamento de bancos de dados; sistema de análise geográfica; sistema de processamento de imagens; sistema de análise estatística; e sistema de apoio à decisão (EASTMAN, 1998).

Os sistemas de informações geográficas possuem grande potencial para solucionar problemas de análises nas mais diversas áreas do conhecimento (MARTINS et al., 2002). Na ecologia da paisagem, o SIG é importante por permitir a caracterização quantitativa da estrutura da paisagem a partir de seu mapa de uso da terra, por meio da manipulação de modelos e dados, e a transferência de informações implícitas para análises explícitas (FARINA, 1998).

Alguns programas computacionais foram desenvolvidos para realizar análises da estrutura da paisagem no próprio ambiente de um SIG. Esses softwares caracterizam a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos a respeito do padrão dos fragmentos presentes e da paisagem (HESSBURG et al., 2000). Dentre esses, o FRAGSTATS, programa desenvolvido por Kevin Mc Garigal e Barbara J. Marks, na Universidade do Estado de Oregon, está entre os programas que fornecem os índices da paisagem mais utilizados em estudos de ecologia da paisagem. Soma-se a ele o Patch Analyst, que pode ser usados como ferramenta para quantificar a estrutura da paisagem (RAINIS, 2001), desenvolvido por Rob Rempel, Angus Carr e Phil Elkie, em um projeto de colaboração entre “Sustainable Forest Management Network” e “Ontário Ministry of Natural Resource”. O Patch Analyst tem como principal vantagem o fato de poder ser utilizado como uma extensão do ArcGIS.

REFERENCIAS

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.

ARPIN, P.; PONGE, J. F; FAILLE, A.; BLANDIN, P. Diversity and dynamics of eco-units in the biological reserves of the Fontainebleau forest, France: Contribution of soil biology to a functional approach. **European Journal of Soil Biology**, v. 34, n. 4, p. 165-177, 1998.

BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. F. Settlement design and landscape change in Amazônia: a multi-temporal evaluation using spatial metrics. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.69, n.7, p. 805-812, 2003.

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

BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of Tropical rainforest fragments. **Bioscience**, v. 42, p. 859-866, 1992.

BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 138-155.

BOBIEC, A., Van der BURGT, H., MEIJER, K., ZUYDERDUYN, C., HAGA, J.; VLAANDEREN, B. Rich deciduous forests in Białowieża as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. **Forest Ecology and Management**, v. 130, p. 159-175, 2000.

BURGESS, R. L. Community organization: effects of landscape fragmentation. **Canadian Journal of Botany**, v. 66, p. 2687-2690, 1988.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 1995. Disponível em : < <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>. Acesso em: 15 nov. 2004.

CARDOSO-LEITE, E.; PAGANI, M. I.; MONTEIRO, R.; HAMBURGER, D.S. Ecologia da paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiá, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 2, p.233-243, 2005.

CERQUEIRA, R; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas**. Brasília: MMA/SPF, 2003.p. 23-40.

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

CORLETT, R. T. What is secondary forests? **Jornal of Ecology**, v.10, n.3, p.445-447, 1994.

COUSENS, J. E. **An introduction to woodland ecology**. Edinburgh: Oliver e Boyd, 1974.

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

DOAK, D. F., MARINO, P. C.; KAREIVA, P. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. **Theory Population Biology**, v.41, p.315-336, 1992.

EHLERS, M.; GÄHLER, M.; JANOWSKY, R. Automated analysis of ultra high resolution remote sensing data for biotope type mapping: new possibilities and challenges. **Journal of Photogrammetry & Remote**, v. 57, p. 315-326, 2003.

ENGEL, V. L. Silvigênese, dinâmica de fragmentos e conservação de florestas tropicais. **Série Técnica Florestal**, Botucatu, v.1, n.1, p.1-21, 1993.

ESPIRITO-SANTO, F. del B.; SHIMABUKURO, Y. E.; OLIVEIRA, L. E.; ABRAGÃO, C.; MACHADO, E. L. M. Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com apoio geográfico de imagens de satélites. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 2, p. 155-173, 2005.

ESTMAN, J. R. **Manual do usuário – introdução a exercícios tutoriais**. Tradução de Heinrich Hasenack e Eliseu Weber. Porto Alegre: UFRGS-Centro de Recursos IDRISI, 1998. 235p.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, v. 66, p.1762-1768, 1985.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. London: Chapman e Hall, 1998.

FONSECA, R. C. B.; FONSECA, I. C. B. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em floresta semidecidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 351-359, 2004.

FONSECA, R. C. B.; RODRIGUES, R. R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, n.57, p.27-43, 2000.

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.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

FORMAN, T. T. **Land mosaic: the ecology of landscape and regions**. New York: Cambridge University, 1997. 632 p.

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.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L.E.; RIZZI, N.E. Aplicação de índices de paisagem às florestas ciliares na bacia do Alto Capivari – região Cárstica Curitibana. **Revista Floresta**, Curitiba, v.34, n.1, p.3-11, 2004.

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In: GARAY, I.; DIAS, B. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Editora Vozes, 2001. p. 174-189.

GOODCHILD, M. F. The state of GIS for environmental problem solving. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYART, L. T. **Environmental modeling with GIS**, New York: Oxford University Press, 1993. 488 p.

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

HARRIS, L. D. **The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. 211p.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n.1, jan./abr. 2005

HESSBURG, P. F.; SMITH, B. G.; SALTER, R. B.; OTTMAR, R. D.; ALVARADO, E. Recent changes (1930s-1990s) in spatial patterns of interior northwest Forest, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 136, p.53-83, 2000.

HOLDRIDGE, L.D. **Ecologia baseada em zonas de vida**. San José: Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas, 1978. 216p.

HOLMGREN, P.; THURESSON, T. Satellite remote sensing for forestry planning—a review. **Scandinavian Journal of Forest Resource**, v.13, p. 90-110, 1998.

KAGEYAMA, P.Y. Conservação “in situ” de recursos genéticos de plantas. **Revista IPEF**, v.35, p.7-37, 1987.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest. Patches in the Barzilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v.5, p.173-185, 1989.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Alemanha: Gessellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ) Gmbh, 1991. 343 p.

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.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RANKIN, J. M.; SCHUBART, H. O. R. Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C.; CHADWICK, A. C. **Tropical Rain Forest: Ecology and Management**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1983. p. 377-384.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203p.

MARENZI, R.C.; RODERJAN, C.V. Estrutura espacial da paisagem da morraria da Praia Vermelha (SC): subsídio à ecologia da paisagem. **Revista Floresta**, Curitiba, v.25, n.2, 2005.

MARISCAL-FLORES, E. J. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, município de Viçosa, Minas Gerais**. 1993. 195f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 1993.

MARTINS, I. C. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “Ipiucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2002.

MEGURO, M. **Métodos em ecologia vegetal**. São Paulo: Universidade de São Paulo - Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia Geral, 1994. 118 p.

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

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

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Tree**, v.10, p.58-62, 1995.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação nativa na bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.

NAVE, A.G. **Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto**. 1999. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais - ESALQ/USP) - Escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, 1999.

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.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2 ed. São José dos Campos, SP: Edgard Blucher, 1992, 308 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Editora Ganabara, 1986. 434 p.

OLDEMAN, R. A. A. **Elements of silvology**. Heidelberg: Springer-Verlag, 1990. 623p.

OLDEMAN, R. A. A; DIJK, J. V. Diagnosis of the temperament of tropical rain forest trees. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, v. 6, p. 457. 1991.

OLIVEIRA, L. M. T.; SILVA, E.; BRITES, R. S.; SOUZA, A. L. Diagnostico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Eunápolis- BA. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 21, n.4, p. 501-510, 1997.

PEKKARINEN, A. Image segment-based spectral features in the estimation of timber volume. **Remote Sensing of Environment**, v. 82, p.349-359, 2002.

POJAR, J.; DIAZ, N.; STEVENTON, D.; APOSTOL, D.; MELLEN, K. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: HUFF, M.H.; NORRIS, L. K.; NYBERG, J. B.; WILKIN, N. L. **Expanding horizons of forest ecosystem management: proceedings of the third "Habitat futures Workshop"**. Portland:

Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1994. p. 55-70.

PONZONI, F. J.; REZENDE, A. C. P. Caracterização espectral de estágio sucessionais de vegetação arbórea secundária arbórea em Altamira (PA), através de dados orbitais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p.535-545, 2004.

QUATTROCHI, D. A.; PELLETIER, R. E. Remote sensing: In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, 1990, cap. 3, p. 15-76.

RAINIS, R. Application of GIS and landscape metrics in monitoring urban land use change. **Urban Ecosystem Studies in Malaysia**, p. 267-278, 2003.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p.

RANKIN-DE-MERONA, J.M., ACKERLY, D.D. Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para a conservação “*In situ*” das mesmas na floresta tropical, Amazônia central. **Revista IPEF**, v.35, p.47-59, 1987.

RICHARDS, P.W. Estudio de la vegetacion tropical. **Unasyuva**, Roma, v. 10, n. 4. p. 1715. 1956.

RISSER, P. G.; KARR, J. R.; FORMAN, R. T. T. Landscape ecology, directions and approaches. **Illions Natural History Survey**, Special Publications, v. 2, p. 1-18, 1984.

RISSER, P.G; Landscape ecology: state-of-the-art. In: TURNER, M.G. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York: Spring-Verlag, 1987. p. 3-14.

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.

SABINS, F. **Remote Sensing Principles and Interpretation**. 3. ed. Nova York: Freeman, 1996.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-35, 1991.

SCHIEROLZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. **Ciência hoje**, v. 12, p. 22-29. 1991.

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

SHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington D.C.: Islands Press, 1996. p. 151-167.

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

SOUZA, A. L.; ALMEIDA, D. S. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. In: ENCONTRO PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA, 1; 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa, 1997. p. 80-88.

TABANEZ, A. A. J. **Ecologia e Manejo de Ecounidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP**. 1995. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais - ESALQ/USP) - Escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, 1995.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Biology and conservation on forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. **Forest patches in the tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996, p. 151-167.

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

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200-209, 1996.

TURNER, I. M.; CARPENTER, S. At last: A journal devoted to ecosystems. **Ecosystems**, v. 11, p. 1-4, 1998.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.

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

URBAN, D. L.; SCHUGART, H. H. Avian demography in mosaic landscapes: modeelling paradigm and preliminary. In: VERNER, M. L.; MORRISON; RALPH, C. J. **Modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates** . Madison: The University of Wiscosin Press, 1986, p. 273-279.

UUTERA, J.; MALTAMO, M. Impact of regeneration method on stand structure prior to first thinning. Comparative study North Karelia, Finland vs. Republic of Karelia, Russian Federation. **Silva Fennica**, v. 29, n. 4, p. 267-285, 1995.

VALENTE, R. O. A. ; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbatai, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 62, p. 114-129, 2002.

VETTORAZZI, C. A.; Técnicas de geoprocessamento no monitoramento de áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba: IPEF, v. 10, n. 29, p. 45-51, 1996.

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.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 57, p. 47-60, 1997.

WASSEIGE, C.; DEFOURNY, P. Retrieval of tropical forest structure characteristics from bi-directional reflectance of SPOT images. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 362-375, 2002.

WATT, A. S. Pattern and process in plant community. **Forest Ecology**, v. 35, p. 1-22, 1947.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the far east**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 1984. 352 p.

WIENS, J. A.; SCHOOLEY, R. L.; WEEKS, R. D. Jr. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**, v. 78, p. 257-264, 1997.

YOUNG, R. H.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and geographic information systems**. New York: Taylor e Francis, 1993. 288p.

ZHENG, D.; REDEMACHER, J.; CHEN, J.; CROW, T.; BRESSEE, M.; MOINE, J. L.; RYO, S. R. Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape in northern Wisconsin, USA. **Remote Sensing of Environment**, v. 93, p. 402-411, 2004.

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM (1980-2004) EM UM PROJETO DE PRODUÇÃO FLORESTAL, NOS MUNICÍPIOS DE BUGRE E IPABA, MG

RESUMO

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2007. **Dinâmica da estrutura da paisagem (1980-2004) em um projeto de produção florestal, nos municípios de Bugre e Ipaba, MG.** Orientadores: Agostinho Lopes de Souza. Co-orientadores: Vicente Paulo Soares e Carlos Pedro Boechat Soares.

O presente trabalho teve como objetivo principal analisar a dinâmica da estrutura da paisagem em um projeto de produção florestal entre os anos de 1980 e 2004, enfatizando as alterações ocorridas na paisagem após a implantação de talhões de eucalipto, destinados à produção de madeira para abastecer uma fábrica de celulose. Para isso, buscou-se: mapear o uso da terra; descrever, de forma quantitativa, a estrutura da paisagem, enfatizando as áreas de florestas nativas; e mapear as áreas de preservação permanente e o conflito de uso da terra, nos anos de 1980 e 2004. A área de estudo compreendeu os limites do projeto de produção florestal Macedônia, estando localizada

à margem direita do Rio Doce, nos municípios de Bugre e Ipaba, entre os paralelos 19°19'00"S e 19°24'30"S e os meridianos 42°27'00"W e 42°21'00"W, região leste do Estado de Minas Gerais. Totaliza uma área de aproximadamente 3.000 hectares, dos quais cerca de 50% apresentam-se sob cobertura de vegetação nativa. O restante da área é destinado, em sua maioria, aos projetos de reflorestamento com eucalipto, e uma pequena porcentagem da área destina-se à infra-estrutura. O mapeamento do uso da terra referente ao ano de 1980 foi realizado por meio da interpretação visual de um mosaico de fotografias aéreas, composto inicialmente pela união de 12 fotografias aéreas pancromáticas, tomadas em julho de 1980, na escala média de 1:30.000. No mapeamento do uso da terra referente ao ano de 2004 foi utilizada uma imagem multiespectral do satélite Quickbird. A caracterização quantitativa da estrutura da paisagem nos anos de 1980 e 2004 foi feita utilizando índices de ecologia da paisagem, tendo como base os mapas de uso da terra dos referidos anos. Dessa forma, para os fragmentos florestais mapeados, foram analisadas variáveis referentes a histórico de perturbação, área, perímetro, forma, vizinhança e grau de isolamento. Como resultado, constatou-se que os plantios de eucalipto foram implantados, em sua maioria, em áreas de pastagem arborizada (520,62 ha) e pastagem limpa (540,26 ha). Essas duas classes foram as que mais tiveram o uso alterado. Nelas foram criadas estradas (68,01 ha) e áreas agrícolas; sobretudo, elas deram lugar a florestas nativas (473,37 ha). Foi analisada a preservação das reservas nativas, constatando que, dos 938,6 ha de floresta nativa existentes em 1980, 846,42 ha mantiveram inalteradas suas respectivas áreas. A análise do tipo de vizinhança das reservas de florestas nativas mostrou que as pastagens que dominavam a vizinhança dessas áreas no ano de 1980 foram substituídas no período por estradas e talhões de eucaliptos. Verificou-se que os remanescentes florestais encontravam-se mais isolados no ano de 1980, apresentando 165,04 m de distância média entre eles. Esse número diminuiu significativamente para 15,86 m no ano de 2004, indicando maior conectividade entre as áreas de reservas com cobertura florestal, facilitando a dispersão de propágulos de plantas e a movimentação de animais silvestre entre esses ambientes. Assim, o manejo integrado da propriedade modificou positivamente a estrutura da paisagem, alterando o uso predominante de pastagens até 1980, para uma área florestal destinada a cumprir os objetivos de produção de madeira de eucalipto e de preservação e conservação da biodiversidade, no ano de 2004.

ABSTRACT

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc., Federal University of Viçosa, March, 2007. **Dynamic of the Landscape Structure (1980-2004) in a Project of Forest Production in Bugre and Ipaba, Minas Gerais.** Adviser: Agostinho Lopes de Souza. Co-Advisers: Vicente Paulo Soares and Carlos Pedro Boechat Soares.

The main goal of the present work was to analyze the dynamic of the landscape structure in a project of forest production between the years of 1980 and 2004, emphasizing the changings occurring in the landscape after the implementation of stands of eucalyptus designated to wood production to supply a factory of cellulose. In order to achieve this goal it was important to: map the land use; describe the dynamic of the landscape in a quantitative way, emphasizing the areas of native forests; and map the areas of permanent preservation and the conflict of land use in the years of 1980 and 2004. The study area corresponded to the limits of the Macedônia forest production project, located in the right bank of Rio Doce river, in the cities of Bugre and Ipaba, between the parallels 19°19'00"S and 19°24'30"S and the meridians 42°27'00"W and 42°21'00"W, in the east of Minas Gerais state. The total of the area was approximately 3,000 hectares from which 50% was presented in the form of cover of native vegetation. The majority of the rest of the area is designated to projects of reforestation with eucalyptus and a small percentage of the area is designated to infrastructure. The mapping of land use related to the year 1980 was achieved through visual interpretation of a mosaic of air photographs that was first constituted of the union of twelve

panchromatic aerial photographs taken in July, 1980 in a middle scale of 1:30,000. For the mapping of land use related to the year of 2004 we used a multispectral image from the Quickbird satellite. The quantitative characterization of the landscape structure in the years of 1980 and 2004 was described by using the landscape ecology indices based on the maps of land use of these years. Hence, to the forest mapped fragments, the variables regarding the history of disturbance, area, perimeter, shape, neighborhood and degree of isolation were analyzed. It was confirmed that the eucalyptus plantations were implemented predominantly in areas of tree-pasture (520,62 ha) and in open pasture (540,26 ha). These two classes were the ones that presented the biggest alterations in their use. It was in these classes that roads (68,01 ha) and agriculture areas were created and they also gave place specially to native forests (437,37 ha). The preservation of the native forests were analyzed and it was also confirmed that from the 938,6 ha of the native forests existing in 1980, 846,42 ha did not suffer any alteration. The analyses of the type of neighborhood of the native forest reserves showed that the pastures which dominated the neighboring areas in the year of 1980 were replaced by stands of eucalyptus in the period. It was verified that the forest remains are more isolated in the year of 1980, showing 165,04m of average distance among them. This number decrease significantly to 15,86m in 2004, indicating bigger connectivity among the areas of reserves with forest cover, facilitating the dispersion of propagules of plants and the movement of wild animals in these environments. Thus, the integrated management of the property changed the structure of the landscape positively, altering the predominant use of pastures until 1980 to a forest area designated to accomplish the goals of eucalyptus wood production, preservation and conservation of the biodiversity in the year of 2004.

1. INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios do homem tem sido utilizar os recursos naturais de forma harmônica, de maneira que possa garantir às gerações presentes e futuras a conservação e até mesmo a melhoria dos bens e serviços ambientais prestados pela natureza.

É sabido que na busca em extrair da natureza os meios para seu sustento e desenvolvimento, o homem tem provocado intensa degradação ambiental (REIS, 1999). As pressões antrópicas sobre os ecossistemas têm provocado intenso processo de substituição de paisagens naturais por outros tipos de usos da terra, convertendo extensas áreas de florestas contínuas em fragmentos florestais (VALENTE; VETTORAZZI, 2002). A Floresta Atlântica, por exemplo, experimentou ao longo dos dois últimos séculos um intenso processo de degradação; sua cobertura original de 1,1 milhões de km² foi reduzida a menos de 5% desse valor, restando atualmente pequenos fragmentos florestais, localizados em áreas de difícil acesso (OLIVEIRA, 1997).

Essa degradação tem seus efeitos em diversas esferas da sociedade, constituindo um verdadeiro desafio – para governo, sociedade civil e setor privado – gerenciar o uso dos recursos naturais de forma a conciliar desenvolvimento e produção com conservação ambiental. No caso específico das empresas florestais, que mantêm atividades de reflorestamento de pínus e eucalipto para abastecimento de madeira de seus diversos processo produtivos, a busca pela melhoria ambiental de suas práticas de

manejo florestal tem sido um processo contínuo, crescente e progressivo, decorrente em parte das pressões dos vários setores da sociedade civil, no que tange aos prejuízos ambientais causados por tal atividade, parte dos processos de certificação florestal. Nesse contexto, a avaliação das práticas de manejo é um instrumento básico para gestão, podendo ser requerida para demonstrar conformidade com as normas, leis, padrões mínimos, princípios, critérios e indicadores, bem como fornecer informações para melhoria contínua de uma organização e responder às partes interessadas e ao público em geral (HIGMAN et al., 2005). É aí que se inserem os estudos de dinâmica de paisagem, em que alterações estruturais ocorridas em uma paisagem ao longo do tempo são analisadas com o intuito de avaliar e apontar a direção dos processos de fragmentação de habitat ocorridos em um determinado período.

O estudo da paisagem é um pré-requisito para compreensão das funções e mudanças nela ocorridas, sendo necessária uma prévia caracterização da área; nesse momento, tecnologias de geoprocessamento, em especial o sensoriamento remoto e o sistema de informação geográfica, assumem papel estratégico (VALENTE; VETTORAZZI, 2002). Segundo Câmara et al. (2004), na metade do século passado, com o desenvolvimento simultâneo da tecnologia de informática e de informação sobre a distribuição geográfica de recursos, em mapas e banco de dados, tornou-se possível armazenar e representar informações em ambientes computacionais, abrindo espaço para o geoprocessamento, o qual se constitui em uma importante ferramenta no auxílio à tomada de decisão, bem como no conhecimento do espaço geográfico, tendo enorme aplicação na gestão de recursos naturais.

Dessa forma, o presente estudo buscou analisar as alterações ocorridas na paisagem de uma região após a implantação de projetos de reflorestamento, dando ênfase à dinâmica das áreas de reservas sob cobertura florestal nativa.

Objetivo geral

Analisar a dinâmica da estrutura da paisagem em um projeto de produção florestal entre os anos de 1980 e 2004, enfatizando as alterações ocorridas na paisagem após a implantação de talhões de eucalipto, destinados à produção de madeira para abastecer uma fábrica de celulose.

Objetivos específicos

- Mapear o uso da terra nos anos de 1980 e 2004.
- Descrever e comparar, de forma quantitativa, a estrutura da paisagem, enfatizando as áreas preservadas de floresta nativa, nos anos de 1980 e 2004.
- Mapear as áreas de preservação permanente e o conflito de uso da terra, nos anos de 1980 e 2004.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreendeu os limites do projeto de produção florestal Macedônia, localizada à margem direita do Rio Doce, nos municípios de Bugre e Ipaba, entre os paralelos 19°19'00"S e 19°24'30"S e os meridianos 42°27'00"W e 42°21'00"W, na região leste do Estado de Minas Gerais (Figura 1). A maior parte da área é de propriedade da empresa florestal Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA); ela conta com uma área total de aproximadamente 3.000 hectares, dos quais cerca de 50% estão cobertos com vegetação nativa, sendo o restante destinado aos projetos de produção de madeira de eucalipto para fabricação de celulose.

A área de floresta nativa do projeto Macedônia é um dos principais remanescentes de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais, pertencente à região da Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2004); parte dessa propriedade (604 ha) é reconhecida pelo IBAMA, através da portaria N° 111, de 14 de outubro de 1994, como Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN.

Atualmente, o projeto Macedônia faz limite a oeste com áreas de outros projetos florestais pertencentes à própria empresa e propriedades rurais de terceiros; ao sul, com o perímetro urbano do município de Ipaba-MG; e a leste e a norte, com o Rio Doce (Quadro 1).

Quadro 1 – Descrição da vizinhança do projeto florestal Macedônia – municípios de Ipaba e Bugre, MG, em dezembro de 2006

Vizinhança		Projeto Macedônia	
Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
	m	%	
Projeto florestal	9.017,7	26,43	34.122,0
Área urbana	1.112,3	3,26	
Rio	12.808,3	37,54	
Terceiros	11.183,7	32,77	

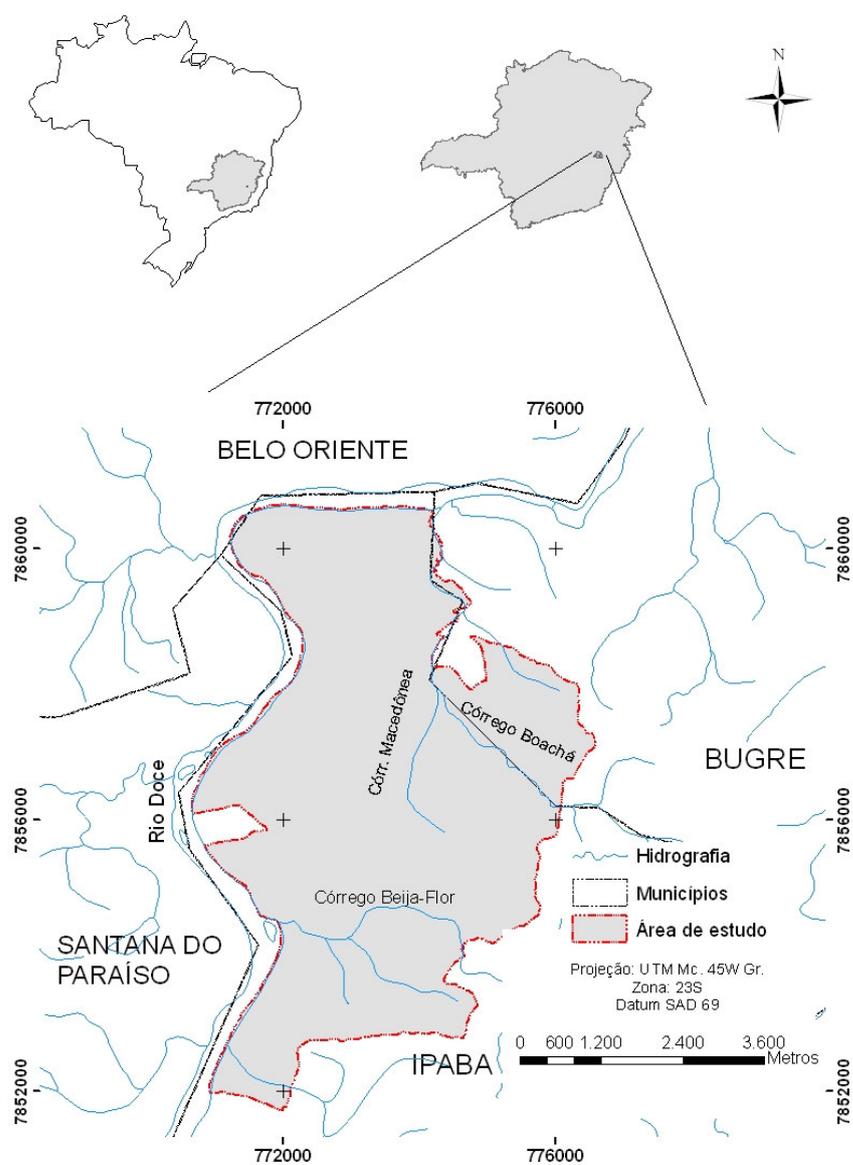


Figura 1 – Localização da área de estudo: projeto de produção florestal Macedônia, nos municípios de Ipaba e Bugre, Minas Gerais, Brasil.

2.1.1 Caracterização física

O clima da região é caracterizado pela ocorrência de invernos secos e verões chuvosos. Pela classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical chuvoso de savana. A temperatura média anual varia, conforme os lugares, de 20 a 23°C; a temperatura média do mês mais frio é de 17° C, e a do mês mais quente, de 25,5°C. A distribuição das chuvas é periódica, com precipitações médias anuais variando de 1.100 e 1.400 mm, predominantes nos meses mais quentes. O inverno seco tem duração de quatro a cinco meses, com déficit hídrico anual de 402 mm e evapotranspiração potencial anual de 1.455 mm (GOLFARI, 1975; SOUZA et al., 2006).

A área está inserida na bacia do Rio Doce, especificamente na região denominada Médio Rio Doce. Em termos geomorfológicos, a região está localizada sob a superfície Sul-Americana II. A formação dessa superfície, ainda nos períodos Mesozóico e Cenozóico, resultou no reajustamento do perfil longitudinal dos rios, sendo atualmente comum os terraços fluviais margeando as calhas de drenagem, refletindo os diversos estágios aos quais os leitos fluviais foram submetidos (VALADÃO, 1998).

Predomina na região a pedoforma denominada “Mar de Morros”, com relevo suavemente ondulado (Figura 2), na qual 62,83% da área se encontra com declividade de até 10°, 26,40% em declividade entre 10 e 20°, e as demais áreas (10,76%), entre 20 e 45°.

Os solos da região são caracterizados pela presença de Latossolos Amarelo distrófico, Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos, Argissolos Vermelhos eutróficos, Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos e Cambissolos Háplicos distróficos (IBGE, 2001).

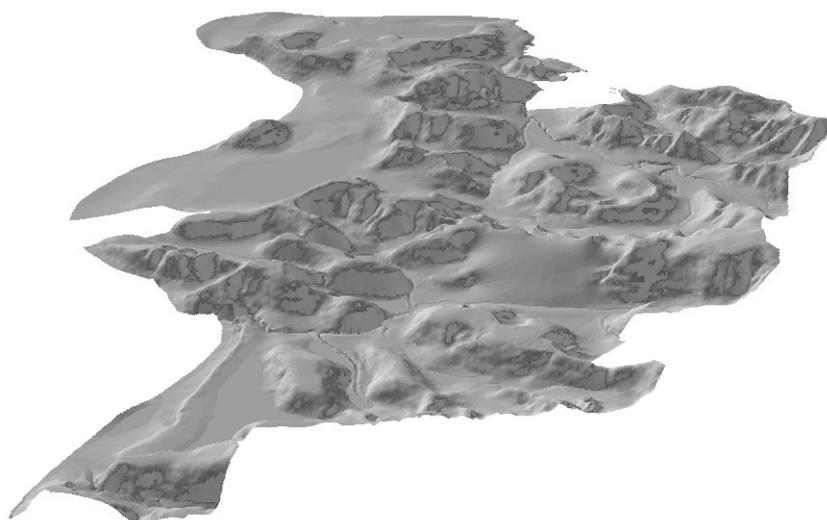


Figura 2 – Aspecto do relevo do projeto Macedônia.

2.1.2 Caracterização biótica

A área de estudo está situada próxima a um dos maiores e mais importantes remanescentes de Mata Atlântica do Brasil: o Parque Estadual do Rio Doce. A área da RPPN Fazenda Macedônia, por exemplo, que ocupa cerca de 640 ha do projeto de produção florestal Macedônia, dista menos de 18 km em linha reta do limite norte do Parque. A presença na região de grandes plantações comerciais de eucalipto, somada à característica acidentada do relevo, contribui para a manutenção da conectividade entre as áreas florestais nativas presentes na região. É nesse ambiente – que ainda apresenta forte riqueza do ponto de vista hídrico, com a presença de numerosas e grandiosas lagoas naturais – que a fauna e a flora da região encontram abrigo e alimento suficiente para se desenvolverem e reproduzirem.

2.1.2.1 Fauna

É possível encontrar na área de estudo muitas espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, como: *Phaethornis idaliae* Bourcier & Mulsant (beija-flor besourinho), *Penelope obscura* Temminck (jacuaçu), *Amazona rhodocorytha* Salvadori (chauá), *Ilicura militaris* Schaw & Nodder (saíra), *Curaeus forbesi* Forbes's Blackbird (anumará)

e *Cacicus haemorrhous* Linnaeus (guaxe), que tem a característica de construir belos ninhos (BRITTO, 2003).

Observa-se presença de muitas espécies de mamíferos e outras de animais comuns à fauna brasileira, como *Hydrochoerus hydrochaeris* Linnaeus (capivaras), *Cebus apella* Linnaeus (macacos-prego), *Callicebus personatus* E. Geoffroy (sauás), *Agouti paca* Linnaeus (pacas) e *Dasyprocta azarae* Schl. (cotias), além de animais presentes na lista de espécies ameaçadas de extinção, como *Brachyteles archnoides* E. Geoffroy (monocarvoeiro), *Tinamus solitarius* Vieillot (macuco) e a *Panthera onça* Linnaeus (onça-pintada), citados por Britto (2003).

A CENIBRA desenvolve na Fazenda Macedônia, em parceria com a Sociedade de Pesquisa do Manejo e Reprodução da Fauna Silvestre (CRAX), um projeto de re-introdução de aves silvestres ameaçadas de extinção. Esse projeto, denominado Projeto Mutum, tem possibilitado a ambientação e posterior soltura nas áreas de floresta nativa da RPPN-Fazenda Macedônia de, espécies como *Crax blumembach* Spix (mutum-do-sudeste), *Tinamus solitarius* Vieillot (macuco), *Odontophorus capueira* Spix (capoeira), *Crypturellus n. noctivagus* Wied (jaó), *Crypturellus obsoletus* Temminck (inhambuaçu), *Penelope obscura* Temminck (jacuaçu) e *Pipile jacutinga* Spix (jacutinga).

Soma-se a isso a existência de um projeto contínuo de monitoramento, identificação e registro de ocorrência de espécies da fauna em áreas de atuação da empresa, com o auxílio de guardas e vigilantes florestais devidamente treinados.

2.1.2.2 Flora

A Floresta Atlântica é uma das áreas mais ricas em termos de diversidade vegetal do mundo. A área de floresta nativa do projeto Macedônia pertence à região da Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2004); os remanescentes encontram-se nos estádios de sucessão secundária inicial, médio e avançado. Nessas matas ocorrem, entre outras, espécies presentes na lista daquelas ameaçadas de extinção (IBAMA, 1993), como: *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth (jacarandá-caviúna), *Astronium fraxinifolium* Schott & Spreng (gonçalo-alves) e *Melanoxylon brauna* Schott (braúna).

Outras espécies, citadas por Souza e Lana (2003), comuns aos ambientes de Mata Atlântica da região leste do Estado de Minas Gerais também são encontradas, destacando-se: *Hortia arboea* Engl. (paratudo), *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & W (folha-de-serra), *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo (ipê-roxo), *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K.Schum. (cinco-folhas), *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville (barbatimão), *Zanthoxylum riedelianum* Engl. (mama-de-porca), *Jacaranda micrantha* Cham. (caroba), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (angico), *Casearia decandra* Jacq. (guaçatonga), *Copaifera langsdorfii* Desf. (copaíba), *Cordia sellowiana* Cham.(poleiro-de-morcego), *Croton urucurana* Baill. (adrago) e *Cupania oblongifolia* Mart. (pau-magro).

Entre as famílias botânicas de plantas vasculares mais comuns estão Lauraceae, Myrtaceae, Mimosoideae, Bignoniaceae, Euphorbiaceae e Annonaceae (SOUZA; LANA, 2003).

2.2 Mapeamento do uso da terra

2.2.1 Classes de informação mapeadas

Para fins de mapeamento do uso da terra nos anos de 1980 e 2004, foram identificadas e definidas 10 classes de informação, descritas a seguir:

- a) **Aceiro** – áreas de solo exposto nas bordas das matas e talhões de eucalipto destinadas à proteção contra incêndios florestais.
- b) **Área agrícola (agricultura)** – área destinada a plantios de culturas agrícolas, como milho, feijão, banana e coco-da-bahia, frutas cítricas, entre outras (Figura 3).
- c) **Brejo** – baixadas úmidas, áreas de várzea nas margens dos cursos d'água, as quais se tornam alagadas em determinados períodos do ano, principalmente em períodos chuvosos. A vegetação se destaca pela predominância de árvores do gênero *Cecropia* (Figura 4).
- d) **Estradas** – malha viária, utilizada principalmente para transporte de produtos florestais, cujo leito viário possui largura média de 7 m (Figura 5).



Figura 3 – Área de parceria agrícola com agricultores locais, no projeto Macedônia.



Figura 4 – Baixadas úmidas brejosas, no projeto Macedônia.



Figura 5 – Estrada florestal, no projeto Macedônia.

- e) **Eucalipto** – talhões de *Eucalyptus* em regime de alto fuste ou talhadia, em sua maioria, plantios clonais, destinados à produção comercial de madeira para celulose (Figura 6).



Figura 6 – Talhão de *Eucalyptus sp.* no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, destinados à produção de madeira para celulose.

- f) **Infra-estrutura** – construções rurais; casas destinadas à moradia de funcionários; depósitos de materiais e de produtos diversos; e escritórios administrativos, entre outros (Figura 7).



Figura 7 – Área de infra-estrutura, sede da Fazenda Macedônia.

- g) **Lagoa** - represas ou lagos naturais (Figura 8).



Figura 8 – Lagoa formada pelo represamento do leito do córrego Macedônia, projeto Macedônia.

- h) **Floresta Nativa (FESD)** – áreas de Floresta Estacional Semidecidual nos mais diversos estádios de regeneração secundária (Figura 9).

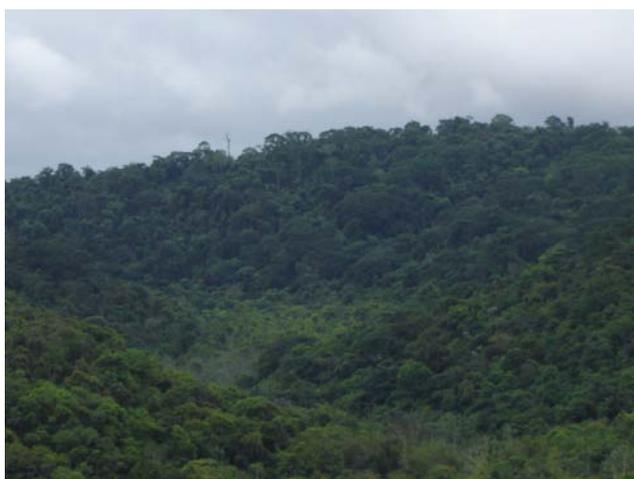


Figura 9 – Área de floresta nativa pertencente à RPPN Fazenda Macedônia.

- i) **Pastagem limpa** – refere-se à área coberta por espécies forrageiras, desprovida de vegetação de porte arbóreo (Figura 10).
- j) **Pastagem arborizada** - refere-se à área coberta por espécies forrageiras com indivíduos arbóreos presentes em baixa densidade (Figura 11).



Figura 10 – Área de pastagem limpa, no município de Ipaba-MG.

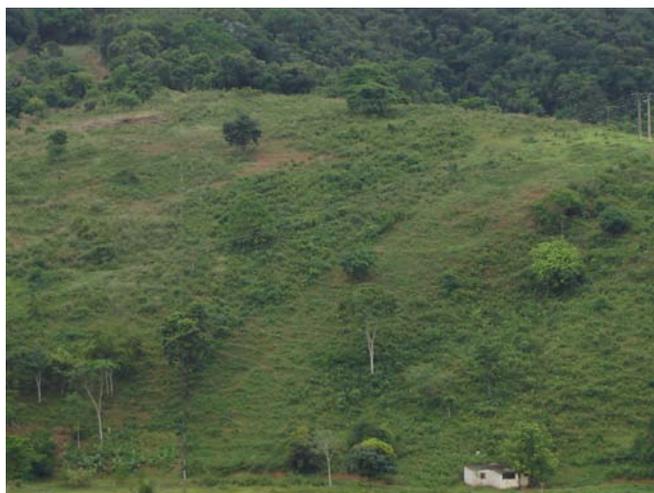


Figura 11 - Área de pastagem arborizada, no município de Ipaba-MG.

2.2.2 Mapeamento do uso da terra no ano de 1980

O mapeamento do uso da terra referente ao ano de 1980 foi realizado por meio da interpretação visual de um mosaico de fotografias aéreas, composto inicialmente pela união de 12 fotografias aéreas pancromáticas. Foram usados os métodos – padrões clássicos de fotointerpretação, como: tamanho, tonalidade, forma, padrão, entre outros. As fotografias foram adquiridas pela então empresa Florestas Rio Doce S/A, para fins de cadastramento florestal. As tomadas foram realizadas nas datas de 29 de maio e 14

de julho de 1980, em uma escala média de 1:30.000, utilizando uma câmera fotográfica Zeiss RMK 15/23, que resultou em fotografias de 23 x 23 cm.

As fotografias foram escaneadas e importadas para o software Corel Draw 12, onde foram eliminados, aproximadamente, 2 cm de ambas as bordas, a fim de minimizar as deformações ocorridas nas regiões periféricas. Posteriormente, utilizando o programa Visual Stitcher Beta, as fotografias aéreas foram unidas em um mosaico, num processo semi-automático que parte da identificação de pontos coincidentes entre elas.

Em seguida, foi realizado o realce de imagem, com o objetivo de facilitar a interpretação visual, melhorando a aparência dos dados digitais do mosaico fotoaéreo. Utilizou-se a técnica de realce de contraste linear, expandindo os valores numéricos dos pixels presentes na imagem de forma a ocuparem toda a capacidade de visualização do monitor, tendo como limiar o valor médio dos pixels mais dois desvios – padrão (2σ).

Com o auxílio de um conjunto de ortofotocartas, produzidas pela CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), na escala de 1:10.000, referente ao ano de 1986, realizou-se a correção geométrica do mosaico de fotografias aéreas, utilizando o software ArcGIS desktop 9, cuja primeira etapa consistiu na identificação e registro de pontos coincidentes entre o mosaico fotoaéreo e as ortofotocartas, denominados de pontos de controle terrestre (PCT), os quais, por sua vez, representavam as coordenadas geográficas reais. As ortofotocartas foram fundamentais no processo, visto que elas refletiam o uso e ocupação do solo presente na área de estudo, anterior aos plantios florestais. Assim, apesar da diferença temporal, foi possível identificar PCTs em estradas, cursos d'água, ferrovias e infra-estruturas, os quais eram coincidentes em ambas as imagens.

A posição de cada pixel do mosaico fotoaéreo foi realocada para sua posição correta na imagem corrigida, mediante utilização de uma regressão polinomial de primeiro grau, em que os pixels foram reamostrados pelo método do vizinho mais próximo, tendo como referencia o sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator), datum South American 1969, zona 23 sul, o qual foi escolhido para ser o sistema de projeção utilizado no trabalho, por se tratar de um sistema de coordenadas métrico. Assim, obteve-se como resultado uma imagem corrigida com pixels de tamanho 2 x 2 m, adotando a precisão cartográfica de 0,2 mm.

A avaliação da qualidade da correção geométrica foi feita com base no valor do erro médio quadrático total (RMS), que, para a correção geométrica do mosaico de fotografias aéreas, foi de 0,4 pixel. Esse valor é uma medida da exatidão dos 18 pontos de controle (PCT) utilizados. O RMS expressa o grau de variação entre as coordenadas de imagem e as coordenadas reais de campo. Cada PCT pode ser comparado individualmente (expressão 1), sendo eliminados os que obtiverem valores altos e; em seguida avaliar-se o RMS total.

$$RMS_{total} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x - x_{orig})^2 + (y - y_{orig})^2} \quad (1)$$

em que:

X_{orig} e Y_{orig} = coordenadas da imagem original;

X e Y = coordenadas estimadas pela equação; e

n = número de pontos de controle terrestre.

O último procedimento antes da classificação da imagem consistiu no recorte do mosaico fotoaéreo com os limites da área de estudo.

2.2.3 Mapeamento do uso da terra no ano de 2004

Para o mapeamento do uso da terra referente ao ano de 2004, foi utilizada uma imagem do satélite Quickbird, composta das bandas pancromática, azul, verde e vermelho (Quadro 2), obtida em 27 de setembro de 2004.

Inicialmente foi realizado o contraste linear, tendo como limiar a média dos valores numéricos dos pixels mais dois desvios – padrão (2σ). A partir de então, o uso da terra foi mapeado pelo método de interpretação visual. Nesse método, a classificação da imagem é realizada de maneira visual, pela digitalização de polígonos sobre a imagem analisada, tendo como fundamento o conhecimento adquirido pelo intérprete a respeito das características geométricas, radiométricas e o contraste entre as feições presentes na imagem. Ele é similar ao empregado na fotointerpretação de fotografias aéreas e ortofocartas, sem o envolvimento de algoritmos de tomada de decisão, como os usados no processo de classificação automática.

Atualmente, o método de classificação visual é o mais recomendado para o mapeamento de uso da terra, pois utiliza imagens de alta resolução espacial, como é o caso das imagens fornecidas pelo satélite Quickbird. O fato decorre de as imagens de alta resolução possuírem informações mais detalhadas, não disponíveis nas imagens de sensores de maior resolução espacial, como o CBERS II e o Landsat-TM, para os quais os algoritmos tradicionais dos classificadores automáticos foram desenvolvidos. Nos sensores de média resolução, devido ao tamanho reduzido dos pixels formadores da imagem, há aumento da variação interna dos valores de reflectância das classes a serem mapeadas e, conseqüentemente, uma sobreposição entre as classes no espaço característico, fazendo com que os classificadores tradicionais não produzam bons resultados na classificação de imagens de alta resolução (KURY; VIEIRA, 2002, citados por RIBEIRO, 2003).

De posse do mapa de classificação preliminar, procedeu-se à checagem de campo, com o objetivo de confirmar a fidedignidade das informações, realizando correções necessárias para a elaboração do mapa final.

Quadro 2 - Resolução espectral (λ) e espacial das bandas azul, verde, vermelho e pancromática da imagem do satélite Quickbird, utilizada no mapeamento do uso da terra no ano de 2004, no projeto Macedônia

Banda	λ (μm)	Resolução Espacial (m)
Pancromática	0,45 - 0,90	61 a 72 cm
Azul	0,45 - 0,52	2,4 a 2,8 m
Verde	0,52 - 0,60	2,4 a 2,8 m
Vermelho	0,63 - 0,69	2,4 a 2,8 m

2.3 Estudo da dinâmica da paisagem

2.3.1 Histórico de perturbação

Para se entender a estrutura e a dinâmica de uma paisagem fragmentada, é imprescindível reconstruir, ao máximo, a história de uso da terra no local. Assim, foram realizadas pesquisas bibliográficas e documentais, como também entrevistas com os atores sociais conhecedores do histórico de uso da área, que moram e/ou trabalham no local.

2.3.2 Descrição quantitativa da estrutura e dinâmica da paisagem

A caracterização quantitativa da estrutura da paisagem nos anos de 1980 e 2004 foi descrita utilizando índices de ecologia da paisagem, tendo como base os mapas de uso da terra. Dessa forma, para as reservas de florestas nativas mapeadas, foram analisadas variáveis relativas a área, perímetro, forma, vizinhança e grau de isolamento.

As análises de área e perímetro foram realizadas no módulo ArcMap¹, software ArGIS desktop 9. Assim, foi possível analisar a área ocupada por cada classe de informação e a dinâmica de uso e ocupação do solo, entre os anos de 1980 e 2004. Com os dados de área e perímetro das reservas de florestas nativas, foi calculado o Índice de Circularidade (IC), que descreve a forma de cada reserva. O IC é obtido calculando-se a raiz quadrada da área do polígono em questão (reserva de floresta nativa), dividindo pela área de um círculo de mesmo perímetro que o polígono (expressão 2). Valores de IC iguais a 1 indicam reserva florestal nativa de área circular; à medida que seu valor se torna menor, se distanciando de 1, a área de reserva tende a ser mais alongada (EASTMAN, 1992).

$$IC = \sqrt{\frac{S}{SC}} \quad (2)$$

¹ Módulo do software ArcGIS, sistema de informação geográfica desenvolvido pelo Environmental Systems Research Institute, Inc. – ESRI.

em que:

IC = índice de circularidade;

S = área do polígono; e

SC = área de um círculo de mesmo perímetro do polígono.

A análise da vizinhança das áreas das reservas de floresta nativa foi realizada, individualizando-as, com posterior identificação das classes de uso da terra vizinhas a cada reserva, utilizando-se para isso a extensão *Boundary Maker*².

Os cálculos do índice referente ao isolamento das reservas de floresta nativa foram feitos com o uso do software FRAGSTATS³; o isolamento foi caracterizado pelo cálculo do índice de proximidade (expressão 3), distância média entre fragmentos (Dm), o qual quantifica a distância média entre polígonos de mesma classe. Pelo uso das expressões 4, foram obtidas as medidas de variação dessa distância, fornecidas pelos valores de coeficiente de variação e intervalo de confiança ($\alpha=5\%$).

$$Dm = \frac{\sum h_{ij}}{n_i} \quad (3)$$

em que:

h_{ij} = distância (m) do fragmento i na classe de informação j ao vizinho mais próximo na mesma classe j.

$$DmCV = \frac{DmSD}{Dm} * 100 \quad (4)$$

em que:

DmSD = desvio – padrão do vizinho mais próximo; e

Dm = distância média do vizinho mais próximo.

Para que se conhecesse a dinâmica espacial de alteração de uso da terra, ou seja, quais eram as classes de informação e os locais que tiveram o uso e ocupação da terra alterados no período de 1980 a 2004, os mapas de uso da terra dos referidos anos foram

² Extensão do software ArcView, disponível para download na home page do Environmental Systems Research Institute, Inc. – ESRI (www.esri.com).

³ Programa desenvolvido por Kevin Mc Garigal e Barbara J. Marks, na Universidade do Estado de Oregon, disponível em (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>).

unidos, empregando-se as ferramentas de análise espacial (*Geoprocessing Wizard*) disponíveis no módulo ArcMap .

Na análise estatística da dinâmica de alteração das áreas de reservas de floresta nativa, presentes na paisagem em 1980 e 2004, foi utilizado o teste de Qui-quadrado (X^2), tendo como base de cálculo os valores percentuais de ocupação das áreas de floresta nativa por classe de área, nos referidos anos.

2.4 Delimitação e quantificação de áreas de preservação permanente (APPs) e a dinâmica do conflito de uso da terra

O mapa de áreas de preservação permanente (APP's) foi cedido pelo convênio SIF/UFV/CENIBRA; essas áreas foram delimitadas tendo como base o estabelecido na Resolução CONAMA 302/303, de 20 de março de 2002, sendo adotada a metodologia de delimitação automática de APPs (RIBEIRO et al., 2005). Essa metodologia parte da geração inicial de um Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDHEC), constituído de um modelo digital do terreno (MDE) consistente do ponto de vista hidrológico, ou seja, sem a presença de depressões espúrias (imperfeições), comuns aos MDEs, e a criação de uma calha ao longo da rede hidrográfica, que garante a convergência do escoamento superficial até a foz da hidrografia. Com base no MDHEC são realizados diversos procedimentos, em que são geradas as diversas categorias de APP: ao redor de rios, nascentes e lagoas; nos topos de morro; e em linhas de cumeadas.

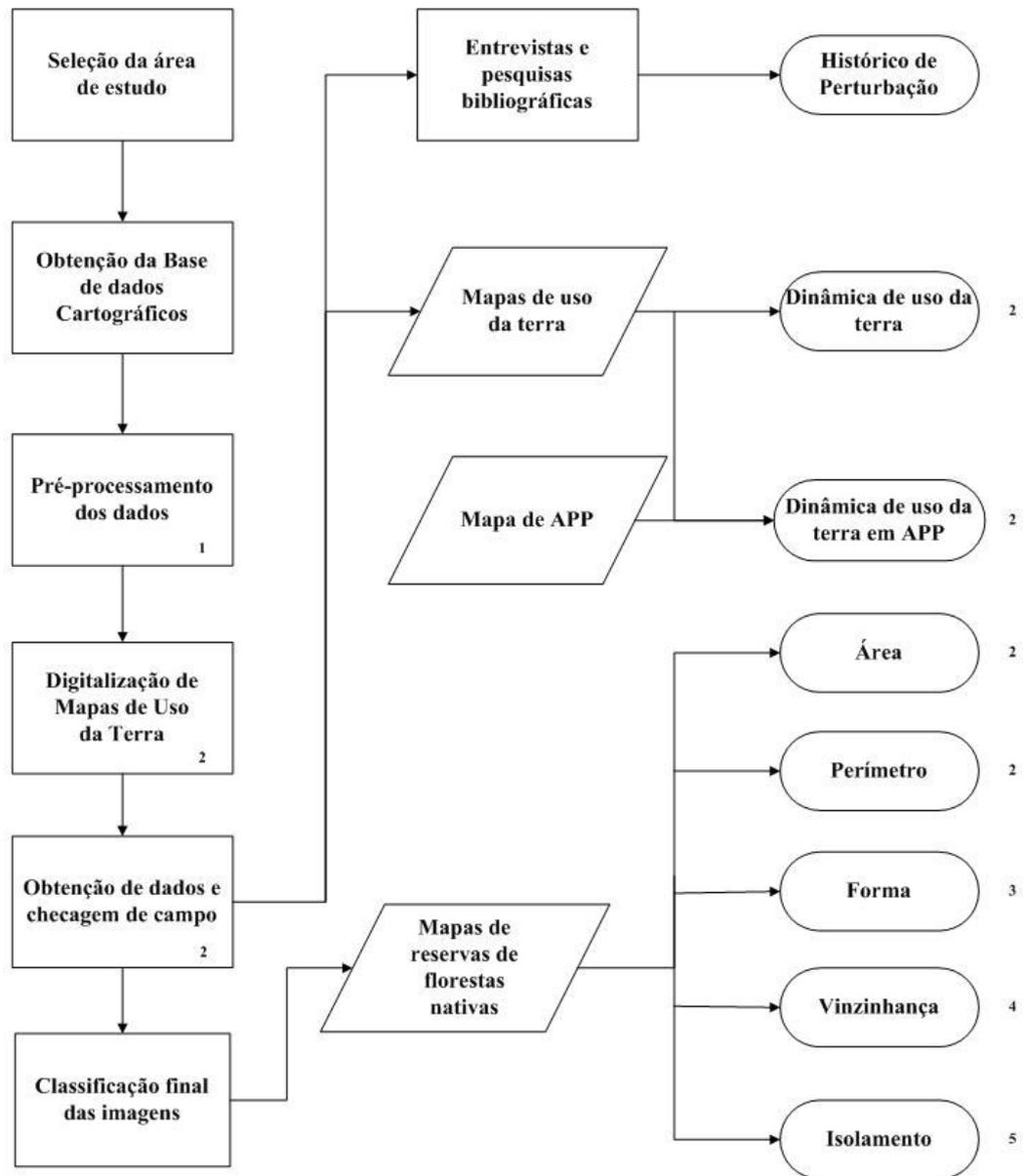
2.4.1 Análise da dinâmica de conflito de uso da terra

A identificação e análise do conflito de uso da terra tiveram como base a Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, a qual, no seu parágrafo segundo estabelece que as APPs têm a função ambiental de “preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem – estar das populações humanas”.

Com esse propósito, os mapas de uso da terra dos anos de 1980 e 2004 foram sobrepostos e recortados com os limites do mapa de APP, utilizando-se das ferramentas de análise espacial citadas anteriormente. Em seguida, foram computadas as áreas de

cada classe de informação, ocorrentes em áreas de APP nos referidos anos, sendo classificadas em sistemas antrópicos e fitofisionômicos, com o intuito de distinguir as classes condizentes das não – condizentes, com a função ambiental das APPs.

A análise da dinâmica espacial de alteração do uso da terra em áreas de APP foi feita com a união do mapa de conflito de uso da terra do ano de 1980 com o mapa de 2004 (Tabulação Cruzada). Assim, foi possível avaliar, nas áreas de preservação permanente, quais eram as classes de uso da terra ocorridas em 1980 que deram lugar às de 2004 (Figura 12).



LEGENDA:



PROCESSOS



MAPAS



RESULTADOS

SOFTWARES:

1 - Vários softwares

2 - ArcGIS

3 - Excel

4 -Boundary Maker

5 -Fragstats

Figura 12 – Fluxograma, sintetizando a metodologia utilizada.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mapeamento do uso da terra

3.1.1 Mapeamento do uso da terra no ano de 1980

A interpretação do uso da terra no mosaico de fotografias aéreas referentes ao ano de 1980 permitiu a identificação de oito das dez classes de uso da terra definidas para o estudo (Figura 13).

A análise do Quadro 3 mostra que as áreas de pastagem ocuparam, no ano de 1980, cerca de 64,59% (1.955 ha) da área do projeto Macedônia, demonstrando a elevada atividade pecuarista até 1980. Nessas áreas de pastagem, 31,36% corresponderam à classe de pastagem limpa e 33,23% à de pastagem arborizada. A classe floresta nativa ocupou 938,6 ha, equivalente a 31,23% da área, indicando a existência de um grau de cobertura florestal elevado, superior aos encontrados em outros trabalhos de mapeamento de uso do solo, como 18,55% por Oliveira et al. (1997) e 14,31% por Nascimento et al. (2006), em outras regiões. Os 4,4% restantes (133,2 ha) englobaram estradas, infra-estruturas, lagoas, brejos e áreas agrícolas.

A interpretação da imagem Quickbird, tomada em 27 de setembro de 2004, permitiu o mapeamento do uso da terra em todas as 10 classes definidas no item 2.2.3, cujos resultados encontram-se na Figura 14.

Quadro 3 – Classe de uso da terra no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 1980

Categoria	Número de ocorrências	Área (ha)			
		Total	%	Média	Desvio-Padrão
Agricultura	5	21,3	0,70	4,25	3,52
Brejo	7	69,2	2,01	9,88	12,19
Estrada	1	29,1	0,96	29,07	-
Infra-estrutura	14	7,6	0,25	0,54	0,86
Lagoa	3	14,4	0,48	4,79	3,75
Floresta nativa (FESD)	27	938,6	31,01	34,76	68,76
Pastagem arborizada	41	1005,9	33,23	24,53	47,89
Pastagem limpa	27	950,2	31,36	35,19	46,45
Total	125	3027,1	100,00	24,22	48,36

3.1.2 Mapeamento do uso da terra no ano de 2004

A gestão florestal da propriedade alterou a matriz de uso e ocupação do solo (Quadro 4), vindo a classe eucalipto a ocupar 38,07% (1.152 ha) da área do projeto Macedônia. Contudo, a classe mais expressiva foi a floresta nativa, ocupando 1.347,4 ha (44,51%), correspondente às áreas de preservação permanente e reserva legal e à área da RPPN Fazenda Macedônia. Esse número supera os 19,90% de cobertura florestal nativa presentes na bacia do Rio Doce, no Estado de Minas Gerais (SCOLFORO; CARVALHO, 2006). Também supera os 18,55% de cobertura florestal nativa encontrados por Oliveira et al. (1997) em um mapeamento de uso da terra em um projeto florestal no sul da Bahia; os 33,79% citados por Amaral (2004) em um estudo de diagnóstico ambiental da área do campus da Universidade Federal de Viçosa, MG; e os 15,67% de cobertura florestal mapeados por Valente e Vettorazzi (2002) na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. Em um estudo de dinâmica de fragmentação de habitat na Cuesta de Botucatu (SP), foi mapeada uma cobertura florestal nativa de 20% da área de estudo, valor esse 33% maior que o encontrado sete anos antes (JORGE; MOREIRA, 2000). Coelho et al. (2005), em um levantamento da cobertura florestal natural da microrregião de Viçosa, MG (região do Alto Rio Doce), observaram uma cobertura de floresta nativa de apenas 10% no ano de 1998. A comparação com esses

estudos demonstra que a gestão florestal implementada pela empresa florestal contribuiu para conservação dos recursos florestais, no projeto Macedônia, superando os números comumente encontrados na literatura científica.

As classes de pastagens totalizaram juntas 9,12% (276,1 ha), e as demais somaram 8,29% (251 ha).

Quadro 4 – Classe de uso da terra no projeto Macedônia.

Categoria	Número de ocorrências	Área (ha)			
		Total	%	Média	Desvio-Padrão
Aceiro	9	2,1	0,07	0,23	0,34
Agricultura	7	71,3	2,36	10,19	22,67
Brejo	17	72	2,38	4,24	6,16
Estrada	12	87,2	2,88	7,26	25,06
Eucalipto	126	1152	38,07	9,15	12,71
Infra-estrutura	19	4,9	44,51	0,26	0,25
Lagoa	8	13,5	0,16	1,68	2,37
Mata nativa	58	1347	0,44	23,23	60,14
Pastagem arborizada	77	177,2	5,85	2,3	5,69
Pastagem limpa	9	99,1	3,27	11,01	13,62
Total	342	3027	100,00	8,85	27,57

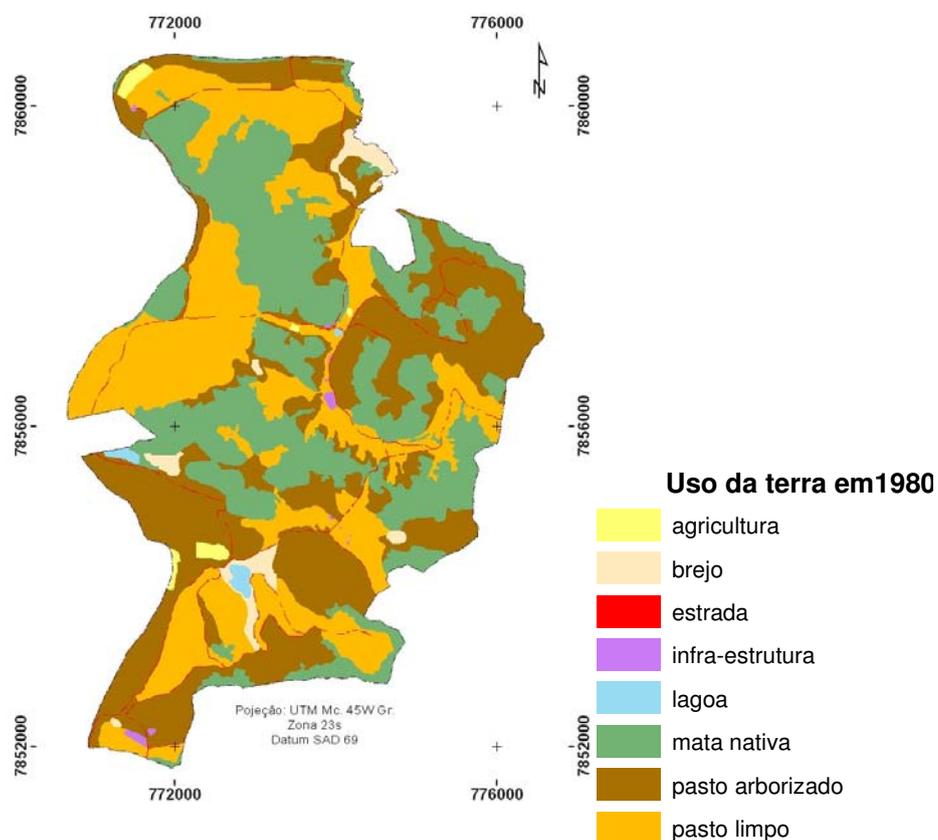


Figura 13 – Mapa do uso da terra no projeto Macedônia, em 1980.

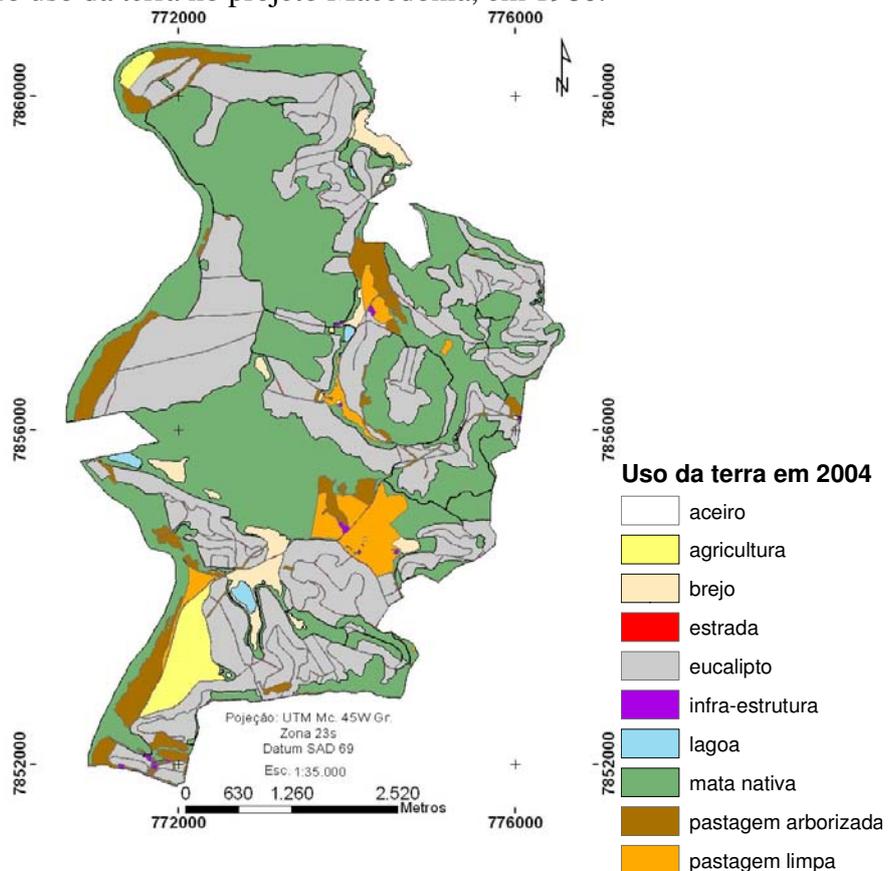


Figura 14 – Mapa de uso da terra no projeto Macedônia, em ano de 2004.

3.1.3 Dinâmica da alteração do uso da terra entre os anos de 1980 e 2004

Por meio da tabulação cruzada dos mapas de uso da terra de 1980 e 2004, analisou-se a dinâmica de alteração do uso e ocupação do solo entre os dois períodos, com o objetivo de avaliar as alterações ocorridas na paisagem, decorrentes da implantação de talhões de eucalipto.

No Quadro 5 encontram-se os resultados da dinâmica das classes que tiveram o uso da terra alterado no período. Verificou-se que os plantios de eucalipto foram implantados, em sua maioria, em áreas de pastagem arborizada (520,62 ha) e pastagem limpa (540,26 ha). Essas duas classes foram as que mais tiveram o uso alterado (Figura 15); nelas foram criadas estradas (68,01 ha), áreas agrícolas e, principalmente, cederam lugar a florestas nativas (473,37 ha). Muitas dessas florestas surgiram, após proteção da área, por processos de regeneração natural e sucessão ecológica. Outras são resultantes de projetos de recuperação ambiental, como o implementado nas margens do

Rio Doce e Córrego Macedônia. Outro resultado muito relevante foi a preservação das áreas de floresta nativa onde, dos 938,6 ha existentes em 1980, 846,4 ha mantiveram-se inalterados em termos de área (Quadro 6). Todavia, 92,2 ha de florestas naturais mapeadas em 1980 foram alterados para áreas de eucalipto e demais classes de uso da terra no período.

Quadro 5 – Dinâmica de alteração do uso da terra no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, entre os anos de 1980 a 2004

Uso da terra*		Área (ha)	Representatividade da área alterada (%)	Representatividade da área total (%)
1980	2004			
Pastagem limpa	Estrada	29,46	1,50	0,97
Pastagem arborizada	Pastagem limpa	31,19	1,59	1,03
Pastagem arborizada	Estrada	38,55	1,97	1,27
Pastagem limpa	Agricultura	61,95	3,16	2,05
Mata nativa	Eucalipto	68,00	3,47	2,25
Pastagem limpa	Pastagem arborizada	70,58	3,60	2,33
Pastagem limpa	Mata nativa	166,38	8,49	5,50
Pastagem arborizada	Mata nativa	306,99	15,66	10,14
Pastagem arborizada	Eucalipto	520,62	26,55	17,20
Pastagem limpa	Eucalipto	540,26	27,55	17,85
Total		1833,97	93,54	60,59

*Classes de uso da terra que corresponderam a mais de 1% da área que sofreu alteração na classe de uso da terra, entre os anos de 1980 a 2004.

Quadro 6 – Classes de uso da terra, com respectivas áreas e porcentagem, que não sofreram alterações de uso entre os anos de 1980 e 2004, no projeto Macedônia.

Uso da terra	Área (ha)	Representatividade da área total (%)
Agricultura	7,90	0,74
Brejo	40,31	1,33
Estrada	4,18	0,14
Infra estrutura	0,93	0,03
Lagoa	9,56	0,32
Floresta nativa (FESD)	846,42	27,96
Pastagem arborizada	96,05	3,17
Pastagem limpa	61,06	2,02
Total	1066,42	35,71

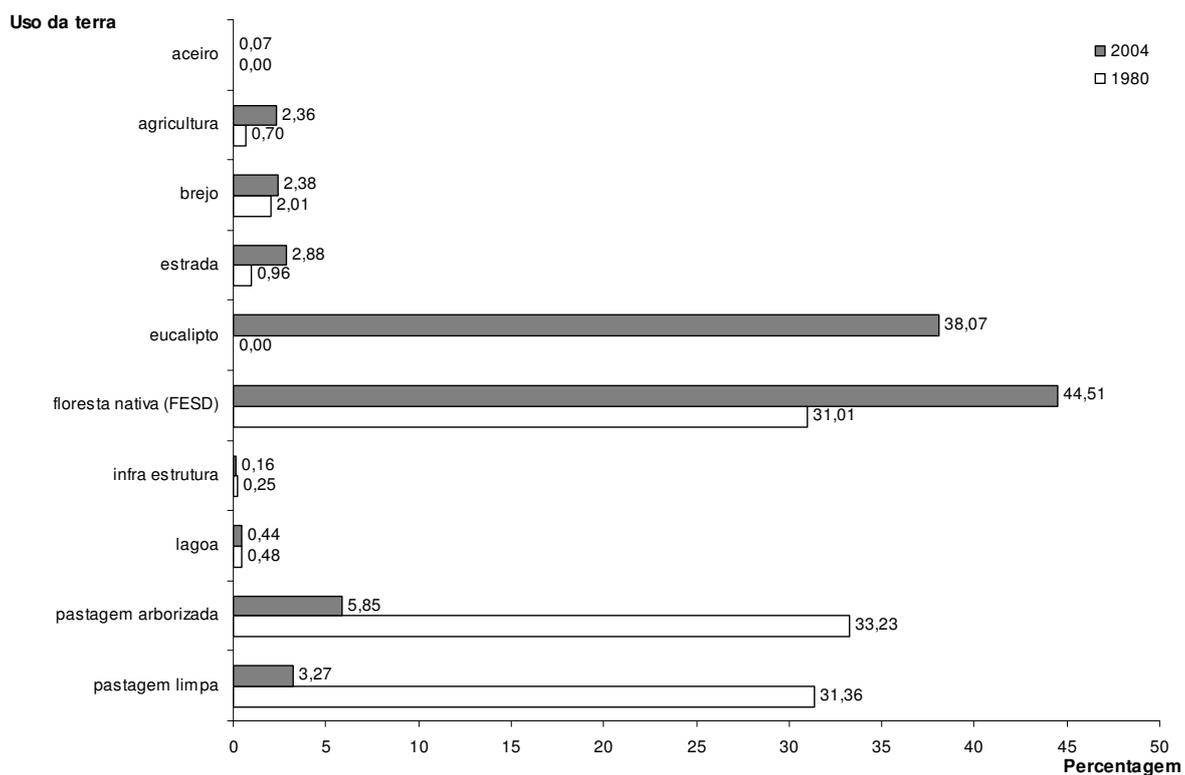


Figura 15 - Dinâmica de alteração do uso da terra, em porcentagem, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, entre os anos de 1980 e 2004.

3.1.4 Mapeamento do uso da terra entre os anos de 1980 e 2004, em áreas de preservação permanente

A delimitação de áreas de preservação permanente (APPs) com base no estabelecido na Resolução CONAMA 302/303, de 20 de março de 2002, utilizando o método de delimitação automática, possibilitou identificar as APPs situadas na área de estudo (Figura 15).

As APPs ocuparam 32,07% (971 ha) da área de estudo, em áreas de topo de morro (32,9%), margens de cursos d'água e lagoas (50,8%), ao redor de nascentes (1,1 %) e nas suas respectivas bacias de contribuição das nascentes (21,7%). Apesar de elevado, esse valor é relativamente menor que os 45,9% de APPs identificados na bacia do Rio Alegre-ES (NASCIMENTO et al., 2005) e os 58 % encontrados por Oliveira (2002), em um estudo semelhante na bacia do Paraíso, município de Viçosa-MG. De acordo com Oliveira (2002) as áreas de APPs delimitadas pelo processo automático chegaram a ser 20% maiores que as identificadas pelo processo manual, sobretudo

devido à delimitação das bacias de contribuição das nascentes, difíceis de ser identificadas no processo manual.

A análise do Quadro 7 permitiu identificar que a maior parte das áreas de APPs estava, no ano de 1980, sob uso de pastagens, sendo 324,7 ha (33,4%) referentes à classe pastagem arborizada e 185,7 ha (19,1%) à pastagem limpa. O restante das APPs se mostrou predominantemente coberto por floresta nativa 376,8 ha (38,8%). No que se refere ao conflito de uso, as áreas pertencentes aos sistemas antrópicos, resultantes da intervenção humana, ocuparam 206,6 ha (21,3%), representadas pelas classes de agricultura, estrada, infra – estrutura e pastagem limpa, as quais não condizem com a função, destinada pela legislação, às áreas de APP's (conservação da biodiversidade, preservação do fluxo gênico de fauna e flora, proteção do solo, abrigo para fauna e flora, etc.).

No ano de 2004, após o início dos plantios florestais, a mudança da matriz de uso da terra no projeto Macedônia repercutiu na porcentagem de área ocupada por cada classe, em áreas de APP (Figura 16). Na análise do Quaque em 2004, as APPs se encontravam predominantemente ocupadas por áreas de floresta nativa (591,2 ha), demonstrando sobretudo a importância que elas desempenham na proteção e conservação dos remanescentes florestais. No entanto, 171,0 ha (17,6 %) apresentaram-se cobertos por reflorestamentos de eucalipto, 8,4 ha (0,9%) por áreas agrícolas e 20,8 ha (2,1%) por estradas, classes pertencentes a sistemas antrópicos, caracterizados como sistemas conflitantes com objetivos das áreas de APP.

As áreas com reflorestamento de eucalipto ocuparam áreas de APP, localizadas principalmente nas bacias de contribuição de nascentes e em topo de morro, as quais, de acordo com o tipo de relevo da região, ocupam uma porcentagem considerável do terreno. Particularmente, essas duas categorias de APPs presentes na legislação ambiental são de difícil interpretação, com possibilidade de múltiplas interpretações, o que tem dificultado a delimitação exata dessas categorias de APPs (bacia de contribuição das nascentes e topo de morro) no campo.

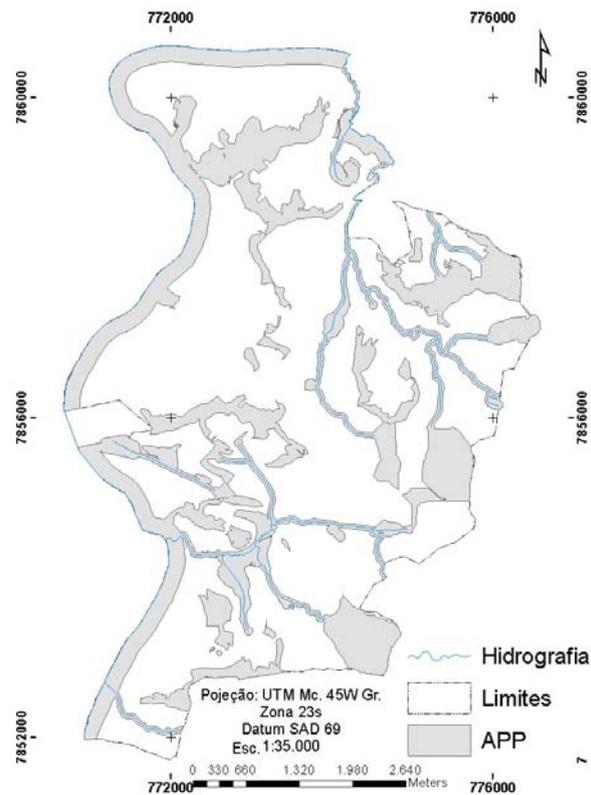


Figura 15 – Mapa das áreas de preservação permanente (APP), delimitadas no projeto Macedônia.

Quadro 7 – Classe de uso da terra, em áreas de preservação permanente, no projeto Macedônia em 1980

Categoria de uso da terra		Área		
		ha	Média	Desvio-Padrão
Sistema Antrópico	Agricultura	12,3	3,1	3,4
	Estrada	8,0	8,0	-
	Infra-estrutura	0,6	0,1	0,0
	Pastagem limpa	185,7	8,4	10,1
Sistema fitofisionômico	Brejo	48,8	7,0	7,9
	Lagoa	14,3	4,8	3,7
	Floresta nativa	376,8	15,7	27,8
	Pastagem arborizada	324,7	9,5	20,9
Total		971,0	9,5	19,0

Quadro 8 – Classe de uso da terra, em áreas de preservação permanente, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 2004

Categoria de uso da terra		Área		
		ha	Média	Desvio-Padrão
Sistema Antrópico	Aceiro	0,2	0,1	0,0
	Agricultura	8,4	1,7	3,3
	Estrada	20,8	5,2	10,4
	Eucalipto	171,0	2,0	3,1
	Infra-estrutura	0,7	0,1	0,1
	Pastagem limpa	16,4	2,0	2,4
Sistema fitofisionômico	Brejo	72,0	4,2	6,2
	Lagoa	13,5	1,7	2,4
	Floresta nativa	591,2	12,3	26,2
	Pastagem arborizada	76,8	1,8	3,7
Total		971,0	4,2	13,0

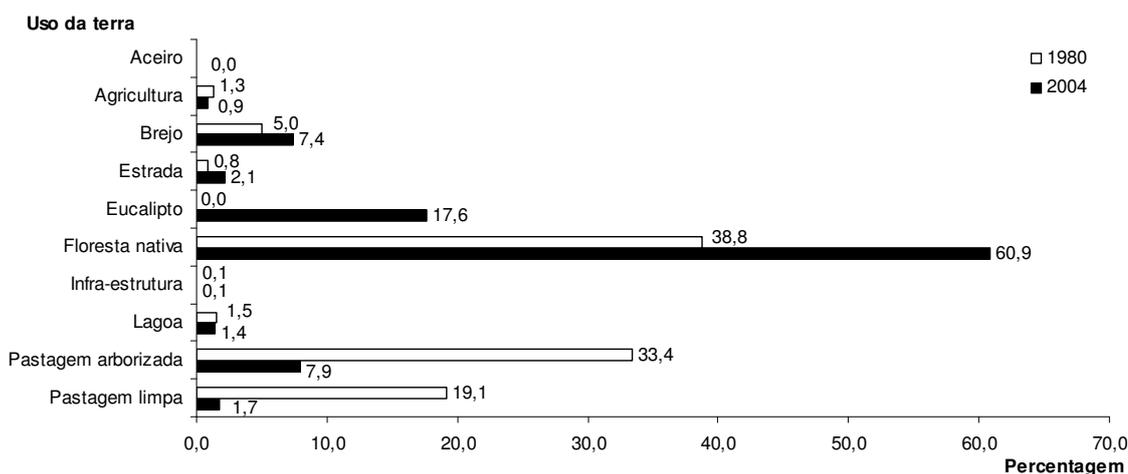


Figura 16 - Dinâmica de alteração do uso da terra, em porcentagem, nas áreas de preservação permanente, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, entre os anos de 1980 a 2004.

3.1.4.1 Dinâmica da alteração do uso da terra, nas áreas de preservação permanente, entre os anos de 1980 e 2004

A união das informações de uso da terra em APP dos anos de 1980 e 2004 permitiu a análise da dinâmica de alteração de uso da terra. Assim, foi possível obter informações acerca do impacto das atividades de produção florestal sobre a dinâmica de uso da terra nas APPs.

De acordo com o Quadro 9, as áreas de pastagem que ocupavam a maior parte das APPs em 1980 foram substituídas por outras formas de uso e ocupação do solo em 2004, principalmente por florestas nativas (225,7 ha) e eucalipto (152 ha). Essas duas classes, somadas, corresponderam a 74,36% da áreas que tiveram o uso da terra alterado. Como mencionado anteriormente, o acréscimo na cobertura florestal nativa é resultado de ações de recuperação ambiental implementadas pela empresa na área do projeto, principalmente nas margens do Rio Doce e Córrego Macedônia, consistindo desde o plantio de árvores propriamente dito à proteção de áreas, permitindo a continuidade dos processos de regeneração. Já as áreas com eucalipto em APP vieram a ocupar principalmente as bacias de contribuição das nascentes e o terço superior dos morros, áreas de difícil delimitação e compreensão mediante interpretação da legislação que trata do assunto.

Quadro 9 – Dinâmica de alteração do uso da terra, nas áreas de preservação permanente, no projeto Macedônia, entre os anos de 1980 e 2004

Uso da terra*		Área (ha)	Representatividade da área alterada (%)	Representatividade da área total (%)
1980	2004			
Floresta nativa	Eucalipto	16,4	3.23	1.69
Pastagem arborizada	Brejo	9,4	1.84	0.96
Pastagem arborizada	Estrada	8.8	1.74	0.91
Pastagem arborizada	Eucalipto	93.3	18.37	9.61
Pastagem arborizada	Mata nativa	160.6	31.62	16.54
Pastagem limpa	Brejo	16.2	3.19	1.67
Pastagem limpa	Eucalipto	58.7	11.55	6.04
Pastagem limpa	Floresta nativa	65.1	12.82	6.70
Pastagem limpa	Pastagem arborizada	28.4	5.58	2.92
Total		456.7	89.93	47.04

*Classes de uso da terra que corresponderam a mais 1% da área que sofreu alteração na classe de uso da terra, entre os anos de 1980 e 2004.

De maneira geral, 463,2 ha das APPs permaneceram inalterados no período, principalmente as classes pertencentes aos sistemas fitofisionômicos, e a floresta nativa foi a classe mais representativa (36,16%). Isso indica que esses ambientes foram preservados no período (Quadro 10).

Quadro 10 - Classes de uso da terra, área e porcentagem, das regiões que não sofreram alterações de uso entre os anos de 1980 e 2004, nas áreas de preservação permanente, no projeto Macedônia.

Categoria de uso da terra		Área (ha)	Representatividade da área total (%)
Sistema Antrópico	Agricultura	6,9	0,71
	Estrada	0,8	0,09
	Infra-estrutura	0,1	0,01
	Pastagem limpa	8,9	0,92
Sistema fitofisionômico	Brejo	40,3	4,15
	Lagoa	9,6	0,98
	Floresta nativa	351,4	36,19
	Pastagem arborizada	45,1	4,64
Total		463,2	47,70

3.2 Diagnóstico das reservas florestais nativas

3.2.1 Histórico de perturbação

A área de estudo está inserida no leste do Estado de Minas Gerais, na região denominada Vale do Aço. Segundo Pimenta (1971) citado por ESPÍNDOLA (2000), até o final do século XVIII a região era conhecida como “sertões do leste”, devido à sua natureza inóspita, pouco habitada e selvagem. Sua colonização era proibida pela coroa portuguesa, que enxergava na floresta da região uma barreira ao contrabando de ouro e pedras preciosas.

Sua colonização somente iniciou-se com a decadência da mineração de ouro, a partir do final do século XVIII. Após ações militares e missionárias com o intuito de conter a fúria dos índios, teve início o fluxo migratório. Entretanto, a ocupação intensa do Vale do Aço se deu somente com a construção da Estrada de Ferro Vitória a Minas – EFVM, seguida da inauguração da rodovia Rio-Bahia, na primeira metade do século XX (ESPÍNDOLA, 2000). A presença de terras boas e férteis, madeiras nobres de excelente qualidade e riqueza mineral atraiu para a região fazendeiros, madeireiros e industriais.

A partir dos anos de 1940, instalou-se no Vale do Aço uma série de indústrias siderúrgicas, as quais demandavam carvão vegetal em seus processos industriais de fabricação de ferro-gusa e aços especiais. Dessa maneira, além da derrubada da floresta

para o processamento de toras, a produção de carvão vegetal contribuiu de forma expressiva para a fragmentação das florestas naturais da região (STRAUCH, 1958).

As áreas de florestas nativa foram sendo substituídas por uma “agricultura itinerante”, em um sistema de derrubada e queima da floresta e rotação da terra, ou seja, derrubava-se a mata e plantava-se por alguns anos; posteriormente, a área era abandonada e partia-se para a derrubada da floresta em uma nova área. As principais culturas plantadas eram: arroz, feijão, milho, mandioca e banana. Após o abandono da área pela agricultura, iniciava-se a pecuária. Aos poucos, a criação de gado foi se tornando a maior atividade da região, e o capim-colonião (*Panicum maximum*) era plantado em extensas áreas (ESPÍNDOLA, 2000), existindo nos tempos atuais várias propriedades de criação de gado leiteiro e de corte, muitas das quais com pastagens de baixa produtividade, altamente degradadas por processos erosivos (Figura 17).



Figura 17 – Área coberta por pastagem degradada, vizinha à área de estudo. Paisagem bastante comum na região dos municípios de Ipaba e Bugre-MG.

Na década de 1970, o plantio de eucalipto, ainda pequeno em termos de área ocupada, teve considerável aumento. Apoiados por uma política de incentivo fiscal do governo, o serviço florestal das indústrias siderúrgicas e a Floresta Rio Doce S/A implantaram extensas áreas de monocultura de eucalipto (GONÇALVES, 1991).

Na região dos municípios de Ipaba e Bugre, onde está localizado o projeto florestal Macedônia, o incremento dos plantios de eucalipto somente ocorreu a partir dos anos 1980. No caso específico da Fazenda Macedônia, área de estudo do presente trabalho, os plantios iniciaram-se apenas no início da década de 1990.

Segundo atores sociais, conhecedores do histórico de ocupação do projeto florestal, a área foi adquirida pela empresa CENIBRA no ano de 1981. Antes, o antigo proprietário mantinha como principal fonte de renda a pecuária, além de algumas áreas com agricultura. Era também comum a exploração das matas, com o corte e retirada de madeiras, existindo muitas praças onde as toras eram depositadas e traçadas; muitas dessas toras depositadas foram aproveitadas posteriormente pela empresa, para confecção de móveis, e empregadas na construção civil. Após a aquisição da propriedade, a empresa optou pelo arrendamento da área até o ano de 1986; a partir de então, ela mesma passou a administrar as atividades de pecuária e agricultura da fazenda, iniciando-se os plantios de eucalipto somente a partir de 1990.

3.2.2 Área, perímetro e forma, no ano de 1980

A área do projeto Macedônia (3.027,1 ha) apresentou-se coberta no ano de 1980 por 938,6 ha de floresta nativa, ou seja, 31,1% da área, representada por 27 áreas preservadas com cobertura florestal nativa de tamanho médio de 34,76 ha (Quadro 11). Contudo, o valor do desvio-padrão mostrou a existência de grande variação em torno dessa média, sendo mapeadas áreas de reservas florestais nativas muito grandes e outras pequenas.

De acordo com o Quadro 11, duas reservas de floresta nativa com áreas maiores que 160 ha dominaram a paisagem, vindo a constituir 54,63% (512,8 ha) da área de floresta nativa. Outras duas reservas de áreas entre 40 e 80 ha somaram 12,50% (117,3 ha); 12,96% das áreas preservadas com cobertura florestal nativa corresponderam as reservas de floresta nativa de tamanho compreendido entre 10 e 40 ha. A maior reserva florestal nativa identificada, com 294,57 ha, ocupou 9,73% da área sob cobertura florestal nativa, enquanto a menor apresentou área de 0,4 ha (Quadro A1).

Quadro 11 – Classes de área (hectares) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 1980

Classes de área (ha)	Reservas Florestais em 1980					
	Número de ocorrências	Área				
		ha	%	% acumulada	Média	Desvio-Padrão
Até 2,0	6	4,6	0,49	0,49	0,76	0,52
2 --- 4	5	15,2	1,62	2,11	3,05	0,76
4 --- 6	2	11,2	1,19	3,3	5,58	0,15
6 --- 10	2	15,6	1,66	4,97	7,81	1,78
10 --- 20	3	46,5	4,95	9,92	15,52	3,8
20 --- 40	4	121,6	12,96	22,88	30,41	8,94
40 --- 80	2	117,3	12,50	35,38	58,66	24,02
80 --- 160	1	93,7	9,98	45,36	93,72	-
> 160,0	2	512,8	54,64	100	256,4	53,99
Total	27	938,5	100,00	-	34,76	68,76

O perímetro está altamente correlacionado com a área das reservas de floresta nativa. Áreas florestais maiores tendem a apresentar maiores valores de perímetro. Dessa forma, as duas áreas de reservas de floresta nativa que apresentaram valores maiores de perímetro (18.280,3 e 15.708,3m) foram também as de maiores áreas (Quadro A1). De maneira geral, a soma dos perímetros correspondeu a 96.010,3 m, tendo como valor médio 3.555,9 m, com valores variando bastante em relação à média (Quadro 12). Contudo, foi possível verificar que apenas sete áreas de reservas de floresta nativa apresentaram perímetros acima da média e que 18,52% deles possuíam perímetro inferior a 1.000 m.

A importância da variável perímetro está relacionada ao efeito de borda. Quanto maior o perímetro de uma área preservada com cobertura florestal nativa, mais área ela terá em contato com o meio externo e, conseqüentemente, maior será a área sob efeito de borda. Todavia, a proporção dessa área em relação ao restante da reserva florestal nativa depende do seu tamanho. Assim, o fator de forma, que expressa a relação perímetro/área, torna-se uma variável útil para analisar a vulnerabilidade das áreas de mata nativa às perturbações advindas da vizinhança.

Quadro 12 – Classes de perímetro (metros) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas no projeto Macedônia, no ano de 1980

Classes de perímetro (m)	Reservas Florestais em 1980					
	Número de ocorrências	Perímetro				
		m	%	% acumulada	Média	Desvio-Padrão
Até 100	1	13,2	0,01	0,01	13,1	-
100 500	2	854,2	0,89	0,9	427,1	86,9
500 1000	2	1.171,8	1,22	2,12	585,8	60,6
1.000 2.000	8	10.387,5	10,82	12,94	1.298,4	347,1
2.000 4.000	7	17.018,3	17,73	30,67	2.431,2	412,7
4.000 8.000	4	23.391,7	24,36	55,03	5.847,9	1535
8.000 16.000	2	24.893,3	25,93	80,96	12.446,7	4612,8
> 16.000	1	18.280,3	19,04	100	18.280,3	-
Total	27	96.010,3	100,00	-	3.555,9	4.495,9

O fator de forma ou índice de circularidade (IC), expressa a relação borda/interior. Valores de IC iguais a 1 indicam uma reserva de floresta nativa de área circular, ou seja, maior razão perímetro/área. À medida que seu valor diminui, se distanciando de 1, a reserva tende a ser mais alongada, com menor razão perímetro/área (EASTMAN, 1992).

Analisando a forma das áreas de reservas florestais nativas mapeadas, referentes ao ano de 1980 (Quadro 13), duas delas (7,41%) apresentaram forma arredondada, oito (29,63%) forma alongada, e a maior parcela, com sete ocorrências (62,96%), apresentou forma bastante irregular. Portanto, são reservas mais suscetíveis aos efeitos advindos da borda.

A área sob cobertura florestal nativa no ano de 2004 totalizou 1.347,4 ha, ou seja, 44,5% da área total do projeto Macedônia, ocorrendo aumento de 408,8 ha (43,5%) comparativamente ao ano de 1980. Esse fato se deve, sobretudo, às ações de recuperação ambiental e de controle e combate a incêndios florestais implementadas pela empresa, bem como à eliminação da exploração e retirada de madeira em áreas de floresta nativa. Esses esforços para conservação da natureza culminaram com a criação, em 1994, da RPPN - Fazenda Macedônia, que ocupa hoje 640 ha da área de estudo.

Quadro 13 – Índices de circularidade das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas no projeto Macedônia, nos anos de 1980 e 2004

Ano	Reservas Florestais	Índice de Circularidade (IC)			Total
		Bastante irregular Até 0,6	Alongada 0,6 ---- 0,8	Arredondada 0,8 ---- 1,0	
1980	Nº de Ocorrências	17	8	2	27
	Porcentagem %	62,96	29,63	7,41	100
2004	Nº de Ocorrências	40	14	4	58
	Porcentagem %	68,97	24,14	6,90	100

3.2.3 Área, perímetro e forma, no ano de 2004

Novamente, foram duas as reservas de floresta nativa que apresentaram maiores áreas, somando juntas 625,4 ha, ou 46,41% da área sob cobertura florestal nativa (Quadro 14), sendo as mesmas áreas de reservas preservadas com cobertura florestal nativa que dominaram a paisagem no ano de 1980. Essas duas áreas preservadas constituem, nos dias de hoje, áreas da RPPN – Fazenda Macedônia. As reservas de floresta nativa de área entre 40 e 80 ha perfizeram 20,31%, enquanto as de área entre 80 e 160 ha (duas reservas de floresta nativa) corresponderam a 15,64% da área sob cobertura florestal nativa. Esse fato indica que houve aumento não somente no número de reservas de florestas naturais, de 27 para 58, como também na área das reservas que já estavam presentes na paisagem, no ano de 1980, o que pode ser comprovado pela alteração significativa ($p \leq 0,01$) da porcentagem de ocupação das reservas de floresta nativa nas classes de área.

A maior reserva florestal nativa mapeada, com 324,2 ha, ocupou 24,06% da área (Quadro A2), vindo a ser uma área de floresta nativa relativamente grande, quando comparada aos remanescentes de Mata Atlântica encontrados na paisagem dos tempos atuais. A maior área preservada de floresta nativa contínua encontrada em um mapeamento do uso da terra da bacia do Rio Alegre-ES foi de 252,9 ha (NASCIMENTO et al., 2006). Em um projeto de produção florestal no sul da Bahia, encontrou-se uma área de aproximadamente 30 ha para a maior reserva de floresta

nativa mapeada (OLIVEIRA et al., 1997). Das áreas preservadas de floresta nativa encontradas no entorno da Reserva Epagri de Caçador, Santa Catarina, área dominada por plantio de pinus, 80% apresentaram áreas inferiores a 5 ha (KURASZ et al., 2005).

No entanto, houve queda no tamanho médio, vindo de 34,76 ha para 23,23 ha. Embora os valores de desvio – padrão sejam altos, eles apresentaram pouca diferença entre os dois anos, podendo explicar a diminuição do tamanho médio, pelo surgimento de novas e pequenas reservas de floresta nativa na paisagem, principalmente as de área inferior a 2 ha.

Quadro 14 – Classes de área (hectares) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 2004

Classes de área (ha)	Reservas Florestais em 2004						Dinâmica de alteração de área 1980-2004	
	Número	Área					ha	%
		ha	%	% acumulada	Média	Desvio-Padrão		
Até 2,0	22	15,7	1,17	1,17	0,71	0,53	11,1	241,3
2 -- 4	9	25,3	1,88	3,04	2,82	0,56	10,1	66,45
4 -- 6	2	10,5	0,78	3,82	5,26	0,35	-0,7	-6,25
6 -- 10	10	78,7	5,84	9,66	7,87	1,5	63,1	404,49
10 -- 20	4	52	3,86	13,52	13	1,76	5,5	11,83
20 --- 40	2	55,4	4,11	17,63	27,72	0,7	-66,2	-54,44
40 --- 80	5	273,6	20,31	37,94	54,72	11,36	156,3	133,25
80 --- 160	2	210,8	15,64	53,58	105,4	30,92	117,1	124,97
> 160,0	2	625,4	46,42	100	312,68	16,59	112,6	21,96
Total	58	1347,4	100,00	-	23,23	60,14	408,9	43,57

A soma dos perímetros dos remanescentes florestais mapeados no ano de 2004 correspondeu a 166.601,5m, acompanhando o incremento de área. A reserva de floresta nativa de maior perímetro apresentava 19.585,9 m (Quadro A2). Em média, os remanescentes de floresta nativa totalizaram 2.872,4 m de perímetro, com valores variando bastante em relação à média; 24,41% das reservas de floresta nativa atingiram perímetros maiores que o valor médio (Quadro 15).

Com relação à forma, indicada pelo índice de circularidade (IC), a maior parte das reservas de floresta nativa mapeadas no ano de 2004 apresentaram forma bastante irregular (IC < 0,6); 24,14%, forma alongada; e 6,90% (quatro reservas de floresta

nativa) forma arredondada (Quadro 13), indicando que a forma – padrão das áreas sob cobertura florestal nativa se manteve no período, predominando reservas florestais de forma bastante irregular, mais suscetíveis ao efeito de borda. Esse mesmo padrão foi também dominante nos estudos de Oliveira et al. (1997), Martins et al. (2002), Valente e Vettorazzi (2002) e Kurasz et al. (2005). O predomínio da forma bastante irregular das reservas florestais pode, também, ser visualizado na Figura 17, a qual apresenta as reservas florestais mapeadas nos anos de 1980 e 2004 discriminadas pela forma; nela também pode-se visualizar de forma espacial o incremento de área florestal.

Quadro 15 - Classes de perímetro (metros) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 2004

Classes de perímetro (m)	Reservas Florestais em 2004						Dinâmica de alteração de área 1980-2004	
	Número	Perímetro					m	%
		m	%	% acumulada	Média	Desvio-Padrão		
Até 100	2	110,2	0,07	0,07	55,1	17,8	97	734,85
100 - 500	10	3.021,7	1,81	1,88	302,2	131,6	2.167,5	253,75
500 - 1.000	11	8116	4,87	6,75	737,8	154,3	6.944,2	592,61
1.000 - 2.000	17	25.792,6	15,48	22,23	1.517,2	228,2	15.405,1	148,3
2.000 - 4.000	6	16.299,3	9,78	32,02	2.716,5	432,9	-719	-4,22
4.000 - 8.000	7	38.383,0	23,04	55,06	5.483,3	942,3	14.991,3	64,09
8.000 - 16.000	3	37.817,4	22,70	77,75	12.605,8	3043,4	12.924,1	51,92
> 16.000	2	37.061,3	22,25	100	18.530,6	1492,5	18.781,0	102,74
Total	58	166602	100,00	-	2.872,4	4.217,7	70.591,2	73,52

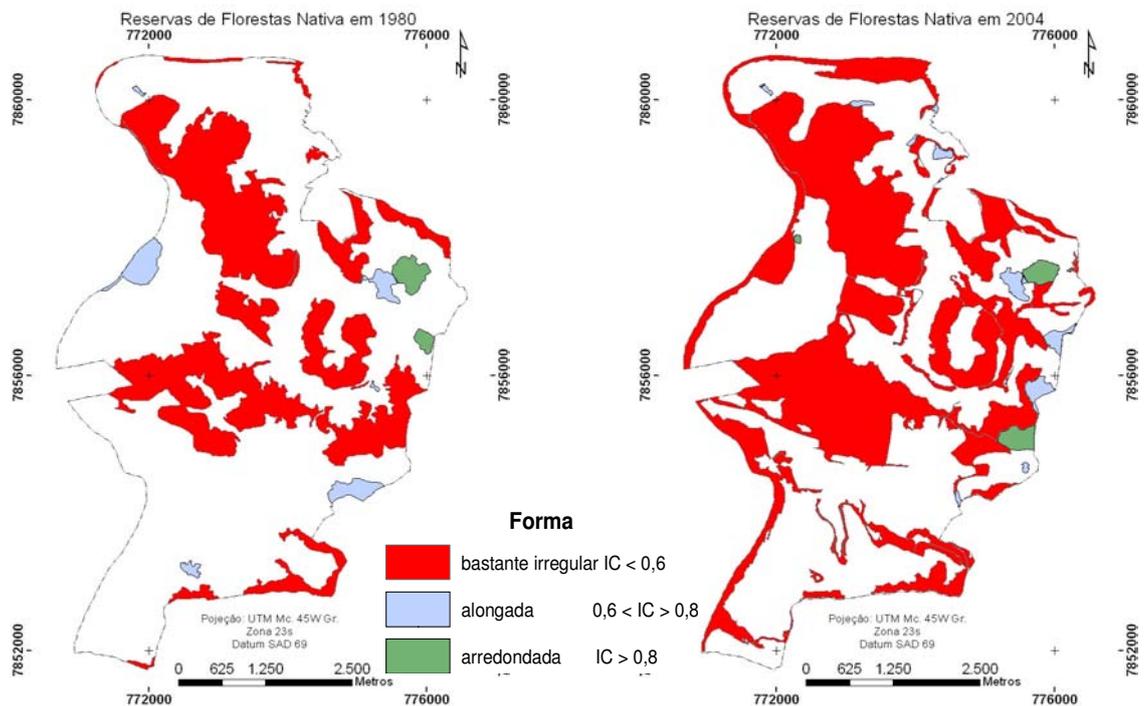


Figura 17 – Índice de circularidade (forma) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual mapeadas no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre- MG, nos anos de 1980 e 2004.

3.2.4 Vizinhança e isolamento

O tipo de vizinhança é um fator importante a ser analisado no diagnóstico ambiental de reservas naturais, em nível de paisagem; isso porque a vizinhança pode influenciar de maneira negativa a dinâmica de populações e a biodiversidade do ecossistema florestal. Conforme o uso da terra, algumas áreas podem constituir barreiras ao deslocamento de espécies de animais, ser fonte de propágulos invasores, fonte de poluentes e modificadoras do clima. A probabilidade de determinadas espécies recolonizarem uma área florestal natural dependerá do tipo de vizinhança e da vegetação secundária que a circunvizinha (BIERREGAARD JÚNIOR; STOUFFER, 1997).

Foram identificados 11 tipos de vizinhança das áreas de floresta nativa, mapeadas em 1980 e 2004, sendo classificadas em sistemas resultantes de ações antrópicas ou sistemas fitofisionômicos naturais. O nível de interferência que o meio externo causa em uma reserva de floresta nativa depende do tipo de uso da terra

praticado em sua vizinhança. Sistemas de uso antrópico podem interferir de forma negativa no ambiente florestal, causando distúrbios à flora e fauna presentes.

Remanescentes florestais vizinhos a áreas de infra-estrutura rural ou urbana estão mais sujeitos a perturbações advindas de queimadas, caça de animais, poluição sonora causadas por máquinas e veículos, presença de lixo, contato com animais domésticos e extração de madeira. Áreas agrícolas tornam os ambientes naturais sujeitos a perturbações decorrentes do uso de agrotóxicos que podem contaminar o ambiente, além da constante movimentação de máquinas pesadas, que afugentam a fauna e aumentam o risco de queimada pelo uso do fogo, constante em alguns processos agrícolas.

A presença de estradas facilita o acesso de pessoas e aumenta o risco de atropelamento de animais silvestres, e a movimentação constante de veículos deposita partículas de poeira sobre a cobertura vegetal. As estradas e aceiros, embora constituam uma proteção contra incêndios florestais, impedem que as reservas de floresta nativa aumentem de tamanho. Plantações florestais, como o caso do eucalipto, embora tenham sido consideradas neste estudo como sistemas antrópicos, oferecem maior porosidade às espécies de fauna, ou seja, as espécies de animais silvestres têm mais facilidade em transitar por elas, do que em outras categorias de uso da terra. Em áreas de pecuária, como as de pastagem limpa e pastagem arborizada, o pastoreio e pisoteio de bovinos e equinos nas áreas de reservas de floresta nativa prejudicam a regeneração natural e os processos de sucessão ecológica.

Dessa forma, a análise do tipo de vizinhança das áreas sob cobertura florestal nativa, em 1980 e 2004 (Figura 18), mostrou que em 1980 as pastagens (79,58%) dominavam a vizinhança das reservas de floresta nativa, onde pastagem arborizada (53,11%) foi a categoria que mais contribuiu para esse percentual, onde as reservas florestais nativas estiveram mais suscetíveis aos efeitos de borda causados pela incidência direta de ventos à borda. As classes de pastagens, no ano de 2004, foram substituídas por estradas (38,99%) e talhões de eucalipto (22,90%). Essa alteração de vizinhança ocorreu principalmente pela destinação da área para projetos de reflorestamentos, os quais, devido às condições de relevo da região, requerem alto índice de estradas.

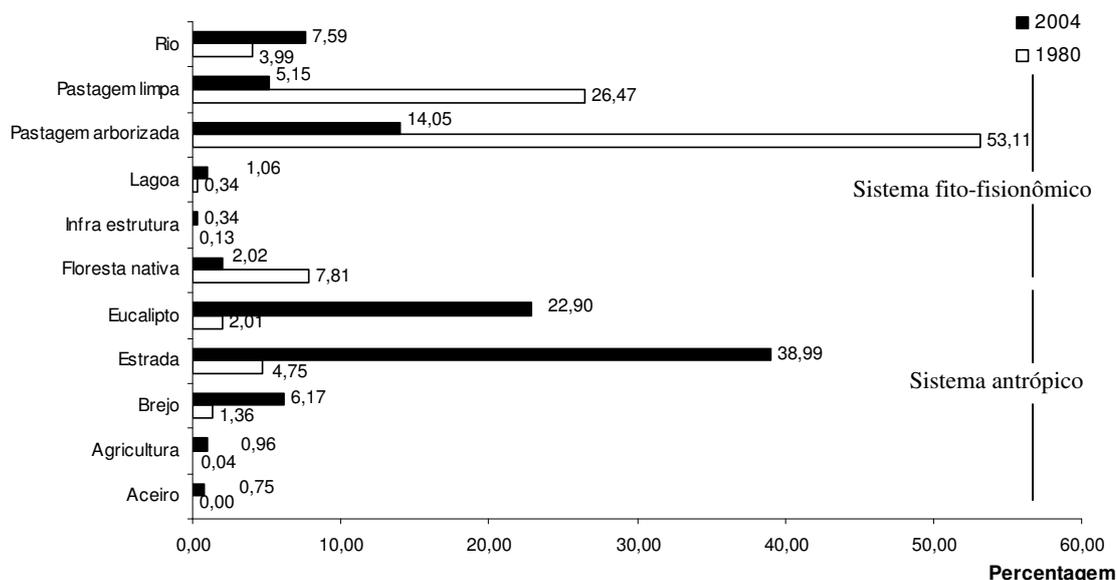


Figura 18 – Vizinhança dos fragmentos florestais, em porcentagem, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre- MG, nos anos de 1980 e 2004.

Um outro fator que afeta a dinâmica dos processos ecológicos em remanescentes florestais é o grau de isolamento. Ele afeta o fluxo gênico entre áreas preservadas de florestas naturais e, portanto, a sustentabilidade de populações nativas, já que a habilidade das espécies em colonizar uma dada área depende da distância desta a outras áreas-fonte. Neste trabalho, o grau de isolamento entre as reservas de floresta nativa foi avaliado pela distância mínima média até o vizinho mais próximo (Dm).

Verificou-se que as áreas de reservas de floresta nativa encontravam-se mais isoladas no ano de 1980, apresentando valor de 165,04 m de distância média entre elas. Esse número diminuiu significativamente para 15,86 m no ano de 2004 (Quadro 16), indicando maior proximidade entre as matas, facilitando assim a dispersão de propágulos de plantas e a movimentação de animais silvestres entre esses ambientes.

Quadro 16 - Distância média até o vizinho mais próximo (Dm), coeficiente de variação (CV) e intervalo de confiança (IC) em metros, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre- MG, para os anos de 1980 e 2004

Ano	Dm	CV (%)	IC
1980	165,04	125,31	78,00
2004	15,86	178,32	7,28

4. CONCLUSÕES

Analisando a dinâmica da estrutura da paisagem do projeto de produção florestal Macedônia entre os anos de 1980 e 2004, pode-se concluir que:

- O manejo integrado da propriedade, realizado pela empresa, permitiu a alteração da estrutura da paisagem, modificando usos predominantes, como pastagens, para uma área florestal, viabilizando o atendimento dos objetivos de produção de madeira de eucalipto e conservação ambiental.

A análise quantitativa da estrutura das reservas de floresta nativa, em nível de paisagem, permitiu concluir que:

- As ações de recuperação ambiental implementadas pela empresa, acompanhadas pelos processos naturais de regeneração e sucessão ecológica, contribuíram para o aumento do grau de conservação da estrutura florestal, já elevado em 1980, propiciando o aumento e o surgimento de novas áreas de florestas nativas, aumentando assim a conectividade entre elas.
- O incremento do número de áreas sob cobertura florestal nativa não alterou a forma dos fragmentos florestais, predominando a forma bastante irregular, que favorece as ações negativas advindas do efeito de borda.
- Com a implantação dos talhões de eucalipto, a vizinhança das reservas de florestas nativa foi alterada. As classes de pastagens, dominantes em 1980, foram substituídas por talhões de eucalipto e estradas, que passam a

ser as classes de maior ocorrência na vizinhança das reservas florestais nativas em 2004.

5. REFERÊNCIAS

AMARAL, M. V. F. Diagnóstico ambiental do *campus* da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, visando o zoneamento para criação de corredores ecológicos. **Trabalhos monográficos dos estudantes de Engenharia Florestal**, Viçosa: UFV, v. 1, p. 208-252, 2004.

BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 138-155.

BRITTO, C. Q. Estudo de caso: impacto ambiental do turismo no Parque Estadual do Rio Doce. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA: perspectivas para o cerrado no século XXI, 2003, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2003. p. 1-15.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 1995. Disponível em :< <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>. Acesso em: 15 nov. 2004.

COELHO, D. J. S; SOUZA, A. L.; OLIVEIRA, C. M. L. Levantamento da cobertura florestal natural da microrregião de Viçosa, MG, utilizando-se imagens LANDSAT 5. **Revista Árvore**. Viçosa - MG, v. 29, n. 1, p. 17-24, 2005.

CONAMA. **Resolução n. 302**, 20 mar. 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Disponível em: <<http://www.mma.gov/port/conzmqz/legiano>>.

CONAMA. **Resolução n. 303**, 20 mar. 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Disponível em: <<http://www.mma.gov/port/conzpz/legiano>>.

EASTMAN, J.R., **Idrisi Version 4.1 - Update manual**. Clark University, Worcester, Massachusetts, EUA, 1992. 209p.

ESPÍNDOLA, H. S. **Práticas econômicas e meio ambiente na ocupação do sertão do rio Doce**. Belo Horizonte: Cadernos de Filosofia e Ciências Humanas. Ano VII, n. 14, p. 67-75. 2000.

GOLFARI, L. **Zoneamento Ecológico do Estado de Minas Gerais para Reflorestamento**. Belo Horizonte: Centro de Pesquisas do IBDF na Região de Cardoso, 1975. 65 p. (Série Técnica n. 3).

GONÇALVES, M. T. Aspectos da questão florestal em Minas Gerais: pequena produção agropecuária e reflorestamento. **Cadernos de Ciências Econômicas**, Belo Horizonte, v. 4, p. 35-48, 1991.

HIGMAN, S.; MAYERS, J.; BASS.; JUDD, N.; NUSSBAUM, R. **The Sustainable Forestry Handbook: A practical guide for tropical forest managers on implementing new standards**. 2. ed. London: EARTHSCAN, 2005. 332 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Portaria n. 37-N, de 3 de abril de 1992**. Reconhece com lista oficial das espécies de flora ameaçadas de extinção, Brasília, 6 p., 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa de solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2001. 1 mapa, color., Escala 1: 5.000.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2004. 1 mapa, color., Escala 1: 5.000.000.

JORGE, L. A. B.; MOREIRA, M. P. Padrões da fragmentação do habitat na Cuesta de Botucatu, SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 1, p. 141-157, 2000.

KURASZ, G.; OLIVEIRA, Y. M. M.; ROSOT, N. C.; ROSOT, M. A. D. Diagnóstico da situação do entorno da Reserva Florestal da Embrapa / Epagri de Caçador usando uma imagem de alta resolução Ikonos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 1585-1592.

MARTINS, I. C. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “Ipiucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2002.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P. ; RIBEIRO, C. A. A. S. ; SILVA, E. Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio alegre, Espírito Santo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 2, p. 207-220, 2005.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. .A S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação nativa na bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.

OLIVEIRA, L. M. T.; SILVA, E.; BRITES, R. S.; SOUZA, A. L. Diagnostico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Eunápolis- BA. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 21, n.4, p. 501-510, 1997.

OLIVEIRA, M. J. **Proposta metodológica para delimitação automática de Áreas de Preservação Permanente em topos de moro e em linha de cumeada**. Viçosa, MG: UFV, 2002. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2002.

REIS, A. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando as sucessões e as interações planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Secretaria do Meio Ambiente, 1999.

RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M.; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 29, n. 2, p. 203-212, 2005.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento e inventário da flora e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006.

SOUZA, A. L.; LANA, J. M. **Estudo florístico, fitossociológico e paramétrico em áreas de reserva legal e de preservação permanente da CENIBRA**. Viçosa: SIF/UFV/CENIBRA, 164 p. 2003. (Resumo dos Estudos).

SOUZA, M. J. H.; RIBEIRO, A.; LEITE, H. G.; LEITE, F. P.; MINUZZI, R. B. R. Disponibilidade hídrica do solo e produtividade do eucalipto em três regiões da bacia do Rio Doce. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n.3, p. 399-410, 2006.

STRAUCH, N. **Zona Metalúrgica de Minas Gerais e Vale do Rio Doce**. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia, 1958. (Guia da excursão n. 2, realizada por ocasião do XVIII Congresso Internacional de Geografia).

VALADÃO, R.C. **Evolução de Longo-Termo do Relevo do Brasil Oriental: desnudação, superfície de aplanamento e movimentos crustais**. 1998. 243f. Tese (Doutorado, Instituto de Geociências) - Universidade Federal da Bahia, 1998.

VALENTE, R. O. A. ; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbatai, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 62, n. dez2002, p. 114-129, 2002.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS ORBITAIS PARA O MAPEAMENTO DE ESTÁDIOS DE SUCESSÃO FLORESTAL

RESUMO

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc. Universidade Federal de Viçosa, março de 2007. **Avaliação de métodos de classificação de imagens orbitais para o mapeamento de estádios de sucessão florestal.** Orientador: Agostinho Lopes de Souza. Co-orientadores: Vicente Paulo Soares e Carlos Pedro Boechat Soares.

A classificação das áreas sob cobertura florestal nativa, com relação aos seus estádios de sucessão ecológica, consiste no passo básico para implantação de diversos estudos e ações de manejo. De posse do mapeamento, são conhecidas quantitativa e qualitativamente as áreas de floresta nativa preservadas, bem como a distribuição espacial delas. Este trabalho comparou diferentes tecnologias, como as imagens orbitais fornecidas pelos satélites CBERS II, IRS-P6 e Quickbird, para o mapeamento dos estádios de sucessão florestal, utilizando diferentes métodos de classificação de imagens digitais. A área de estudo inclui as reservas de floresta nativa pertencentes ao projeto

florestal Macedônia, localizado nos municípios de Bugre e Ipaba, entre os paralelos 19°19'00"S e 19°24'30"S e os meridianos 42°27'00"W e 42°21'00"W, na região leste do Estado de Minas Gerais. Foram avaliados três métodos de classificação de estádios de sucessão secundária em imagens digitais, além dos algoritmos de decisão particulares a cada método. Assim, foram utilizadas a classificação visual (imagem Quickbird), por pixel e classificação por regiões (imagem CBERS e a imagem resultante da fusão dos dados dos satélites IRS e CBERS). Os algoritmos usados para efetuar a classificação foram o da distância mínima até a média, o da máxima verossimilhança e o da distância de Mahalanobis, os quais foram empregados na classificação supervisionada por pixel (software ERDAS IMAGINE). Já a classificação por regiões foi feita no programa computacional SPRING, tendo a distância de Batacharya como algoritmo de decisão. Para fins de avaliação da fidedignidade da classificação de cada método, de forma particular, foi gerada a matriz de erros e calculado o índice kappa. Posteriormente, para testar a significância estatística da diferença entre dois índices kappa, foi utilizado o teste Z. De maneira geral, os melhores resultados foram as classificações obtidas nos métodos por regiões e visual, apresentando valores de kappa mais elevados que as classificações por pixel; a imagem resultante da fusão da imagem IRS com a CBERS, classificada pelo método de regiões, obteve o melhor índice kappa, estando dentro do nível considerado como bom. Os problemas de separação entre as classes resultaram em classificações com baixo nível de exatidão, o que pode ser explicado pela semelhança espectral existente entre os alvos (estádios inicial, médio e avançado de sucessão), pequena variação entre os valores numéricos dos pixels, existência de sobreposição entre classes e baixa resolução espectral dos sensores.

ABSTRACT

AMARAL, Marcos Vinícius Fernandes, M. Sc., Federal University of Viçosa, March, 2007. **“Assessment of methods of classification of orbital images for the mapping of stadiums of forest succession”**. Adviser: Agostinho Lopes de Souza. Co-Advisers: Vicente Paulo Soares and Carlos Pedro Boechat Soares.

The classification of the areas under forest native cover, in relation to its stadiums of ecological succession, is the basic step for the implementation of many studies and actions of management. Through the mapping it is possible to know the preserved areas of native forest quantitatively and qualitatively, as well as the spatial distribution among them. This work compared different technologies for the mapping of the stadiums of ecological succession such as the orbital images from the CBERS II, IRS-P6 and the Quickbird satellites, using different methods of classification of orbital images. The study area included the native forest reserves of the Macedônia forest project, located in the cities of Bugre and Ipaba, between the parallels 19°19'00"S and 19°24'30"S and the meridians 42°27'00"W and 42°21'00"W, in the east of Minas Gerais state. Three methods of classification of stadiums of ecological secondary succession in orbital images were evaluated, as well as the algorithms of particular decision to each method. Thus, the visual classification (Quickbird image), the region and pixel-based classifications (CBERS image and the image resulted from the fusion of data of the IRS and CBERS satellites) were used. Three different algorithms to carry out the classification were applied: the minimum to medium distance, the maximum likelihood

and the Mahalanobis distance, which were used in the supervised pixel-based classification (software ERDAS IMAGINE). The classification per regions was done in the SPRING computerized program, having the Batacharya distance as the algorithm of decision. In order to evaluate the classification accuracy of each method in particular, a matrix of errors was generated and the Kappa index was calculated. Subsequently, the Z test was used in order to test the statistical significance of the difference between two Kappa indices. Altogether the best results were the classifications obtained in the visual and region-based methods, showing values of kappa more elevated than the pixel-based classifications. The image resulted from the fusion of IRS and CBERS images, which were classified through the method of regions, obtained the best Kappa index, being in the level considered as good. The problems of separation among the classes resulted in classifications with a low degree of accuracy. This can be explained by the spectral similarity presents between the targets (initial medium and advanced stadiums), the small variation among the numerical values of the pixels, the existence of overlapping among classes and by the low spectral resolution of sensors.

1.INTRODUÇÃO

A diversidade nos ambientes tropicais está organizada de maneira bastante fragmentada, no espaço e no tempo, em razão da alta heterogeneidade de ambientes físicos (microclima, solos e topografia), bióticos, fisiológicos (variação química do metabolismo secundário) e, especialmente, sucessionais (pela alta frequência de perturbações brandas e imprevisíveis) nesses sistemas (REIS et al., 1992). Devido a essa heterogeneidade, a floresta tropical vem a constituir um mosaico formado por comunidades advindas de processos de sucessão secundária nas mais diversas idades, tamanhos e composição de espécies (RICHARDS, 1956).

O conceito de sucessão florestal está ligado à tendência da natureza em estabelecer novo desenvolvimento em uma determinada área, correspondente com o clima e as condições de solo local. A sucessão se faz por substituição de uma comunidade por outra, até atingir um nível em que muito mais espécies podem se expressar, no seu tamanho máximo, e a biodiversidade também é máxima. A esse ponto denomina-se de clímax climático (ODUM, 1986).

No Brasil, principalmente na região da Mata Atlântica, a floresta tropical, outrora contínua, se encontra fragmentada, consequência do desmatamento; extensas áreas de florestas naturais foram substituídas por outros tipos de uso da terra, como: projetos agropecuários, complexos hidrelétricos, pólos minerais, áreas urbanizadas, estradas, exploração indiscriminada de madeira, entre outras atividades antrópicas

(TABANEZ; VIANA, 1996). Esses fragmentos florestais são hoje valiosíssimos depositários do banco genético desse ecossistema ameaçado. Para reverter esse processo de degradação ambiental, é necessário implementar ações que visem preservar, recuperar e conservar a biodiversidade nesses locais.

Nesse contexto o mapeamento e a classificação de reservas de florestas naturais, com relação aos seus estádios de sucessão ecológica, consistem no passo básico para implantação de diversos estudos e ações de manejo. Com base nos resultados obtidos após o mapeamento, são conhecidas quantitativa e qualitativamente as áreas de floresta nativa preservadas, bem como a distribuição espacial delas. Essas informações podem subsidiar estudos de fitossociologia, florística, reintrodução de fauna, recuperação ambiental, educação ambiental, proteção ambiental, estabelecimento de áreas prioritárias para conservação e florestas de alto valor para conservação, entre outros, além de serem base para averbações e adequações de áreas de reserva legal e de preservação permanente. Para Whitmore (1984), quando há o interesse em comparar toda a produtividade (ou estoque) por unidade de área, é necessário estimar a produção nas diferentes fases de desenvolvimento e a área onde cada uma ocorre.

As diferentes fases de desenvolvimento florestal são umas das mais importantes unidades de planejamento florestal. As classes de mapa resultantes são as chamadas fases de desenvolvimento florestal, ou estádios de sucessão ecológica. Os métodos de mapeamento dessas fases de desenvolvimento são muitas vezes subjetivos, caros e demorados, requerendo grandes esforços em trabalhos de campo, sendo então requerida a investigação de novas técnicas e tecnologias, que sejam eficientes quanto ao mapeamento do mosaico florestal, vindo a substituir as técnicas tradicionais (NAVE, 1999).

É nesse sentido que as técnicas de sensoriamento remoto vêm se mostrando promissoras. Segundo Câmara e Davis (2004), a evolução da tecnologia de computação, em termos de hardware, bem como o desenvolvimento de algoritmos mais eficientes para manipulação de imagens digitais, tem permitido um número crescente de aplicações de reconhecimento de padrões em sensoriamento remoto. Um outro fato advém do desenvolvimento de sensores com alta resolução espacial, os quais permitem aos usuários o mapeamento detalhado da superfície terrestre, abrindo um novo campo para os usuários de imagens orbitais. As técnicas de sensoriamento remoto têm sido

consideradas como alternativas na quantificação da biomassa florestal, uma vez que a radiação eletromagnética refletida pelo dossel da floresta é registrada pelos sensores remotos, sendo fruto da interação da energia solar refletida, transmitida e absorvida pelos elementos dessa vegetação (PONZONI; REZENDE, 2004).

Todavia, os dados de sensores remotos necessitam ser analisados para que sejam extraídas informações necessárias ao planejamento, manejo e monitoramento dos recursos (RIBEIRO, 2003). Nesse sentido, muitas técnicas de classificação foram desenvolvidas, visando sobretudo o mapeamento do uso e ocupação do solo de forma automática, através de algoritmos especializados. Esses trabalhos, focados no mapeamento terrestre, normalmente abordam classes de uso da terra com diferentes características espectrais (área urbana, pastagem, mata natural, espelho d'água etc.). No caso do mapeamento de fases de sucessão florestal, as classes espectrais são estreitamente semelhantes, tornando o processo de classificação das diferentes fases de desenvolvimento florestal mais difícil; assim, faz-se necessária a realização de pesquisas objetivando avaliar o uso de técnicas e tecnologias de sensoriamento remoto, no mapeamento de fases de desenvolvimento florestal.

Diante desse contexto, este trabalho comparou diferentes técnicas e tecnologias, como as imagens orbitais fornecidas pelos satélites CBERS II, IRS-P6 e Quickbird, para o mapeamento dos estádios de sucessão florestal, utilizando diferentes métodos de classificação de imagens digitais.

Objetivos

Comparar métodos de classificação de imagens multiespectrais utilizando diferentes imagens de satélites de diferentes resoluções espaciais e espectrais, para o mapeamento de estádios de sucessão florestal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo inclui as reservas de floresta nativa pertencentes ao projeto florestal Macedônia, localizado nos municípios de Bugre e Ipaba, entre os paralelos 19°19'00"S e 19°24'30"S e os meridianos 42°27'00"W e 42°21'00"W, na região leste do Estado de Minas Gerais (Figura 1) .

O projeto Macedônia possui aproximadamente 1.347 ha de floresta nativa e insere-se na região da Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2004); parte desta propriedade (604 ha) é reconhecida pelo IBAMA, através da portaria nº 111, de 14 de outubro de 1994, como Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN.

2.2 Imagens Orbitais

Foram utilizadas três imagens de satélite, de diferentes resoluções espectrais e espaciais, obtidas dos sensores a bordo dos satélites Quickbird, IRS e CBERS II (Quadro 1).

A imagem Quickbird de 61 cm de resolução espacial foi composta das bandas pancromática, azul, verde e vermelho, e a imagem IRS com 6 m de resolução espacial, banda pancromática. A imagem CBERS II de 20 m de resolução espacial foi adquirida

junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), sendo composta das bandas referentes ao verde, vermelho e infravermelho próximo.

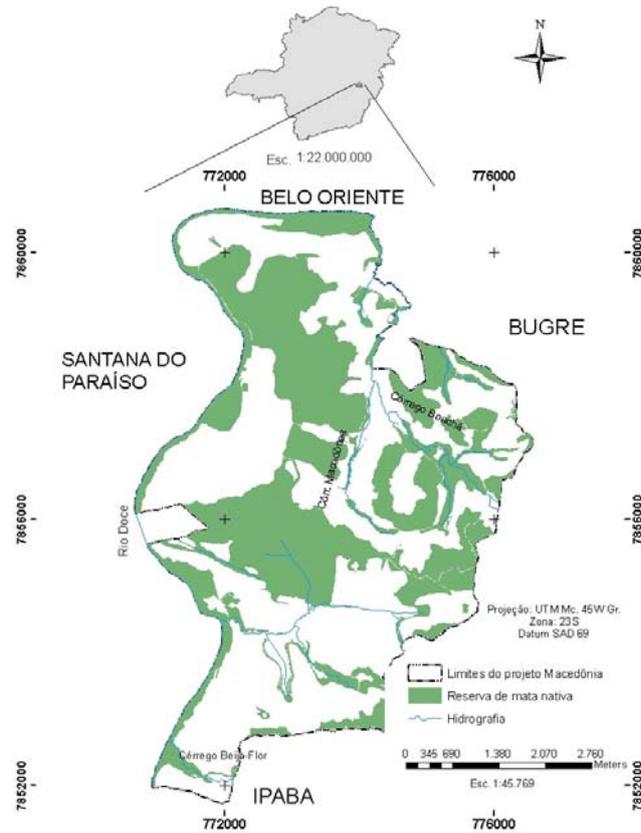


Figura 1 – Projeto florestal Macedônia, com destaque para as reservas de floresta nativa, municípios de Ipaba e Bugre-MG.

Quadro 1 – Características das imagens de satélite, utilizadas para mapeamento do mosaico sucessional, no projeto Macedônia.

Satélite	Data	Sensor	Banda	λ (μm)	Resolução espacial (m)
Quickbird	27/10/04	Quickbrid	Pancromática	0,45 - 0,90	61 cm
			Azul	0,45 - 0,52	2,4 m
			Verde	0,52 - 0,60	2,4 m
			Vermelho	0,63 - 0,69	2,4 m
IRS-P6	06/02/06	PAN	Pancromática	0,50 - 0,75	6 m
			Verde	0,52 - 0,59	
CBERS II	07/08/06	CCD	Vermelho	0,63 - 0,69	20 m
			Infravermelho próximo	0,77 - 0,89	

2.2.1 Satélite Quickbird

O satélite Quickbird é caracterizado por produzir imagens de alta resolução espacial, tendo enorme aplicação nas mais variadas áreas do conhecimento, principalmente naquelas que exigem dados detalhados da forma das feições presentes na superfície da terra.

Os sensores a bordo do Quickbird são do tipo *Charge Couple Device* (CCD), utilizam o sistema de varredura eletrônica *pushbroom*, em que todos os detectores do CCD são amostrados simultaneamente para um mesma linha, seguindo o sentido de navegação do satélite. O sistema permite visadas fora do nadir em até 30°, tornando possível a formação de pares estereoscópicos (Quadro 2). O sensor CCD está programado para fornecer imagens nos modos pancromático (PAN), com até 61 cm de resolução espacial, e multiespectral (MS), sendo possível a obtenção de imagens coloridas (composição das bandas do azul ao infravermelho próximo) com 2,4 m e resolução radiométrica de 16, 11 e 8 bits (PINHEIRO; KUX, 2004).

Quadro 2 – Especificações técnicas do satélite Quickbird

Altitude de órbita	450 km
Inclinação da órbita – Linha do Equador	97,2°
Sentido da órbita	Descendente 10:30 a.m.
Duração da órbita	93,5 min
Tipo de órbita	Sol-síncrona
Tempo de revisita	1 a 3,5 dias, conforme a latitude
Largura normal da faixa imageada	16,5 km (nadir); 20,8 (25° fora do nadir)
Precisão de apontamento	< 5 mili-radianos absolutos por eixo
Instrução do apontamento	< 15 microrradianos por eixo
Estabilidade de apontamento	< 10 microrradianos por eixo
Capacidade de armazenamento de dados	~ 128 Gbits (aprox. 57 cenas)
Massa do satélite	1.018 kg
Capacidade do satélite	563 W
Tempo de vida útil previsto	> 5 anos
Resolução radiométrica	11 bits (2.048 níveis de cinza)
Precisão métrica	23 m CE, 17 m erro linear (sem pontos de controle)

Fonte: adaptado de Pinheiro e Kux (2004).

2.2.2 Satélite IRS

A série Indian Remote Sensing Satellite (IRS), desenvolvida pelo Indian Space Research Organization (ISRO), tem como principal objetivo permitir a aquisição repetitiva de alta resolução de dados multiespectrais da superfície terrestre, em bases globais. A série, iniciada em 1988, lançou até o momento seis satélites: IRS-1A; IRS-1B; IRS-P2; IRS-P3; IRS-1D e IRS-P6 (ENGESAT, 2007).

O IRS-P6 possui três sensores a bordo: LISS – Linear Imaging Self scanner, destinado à aquisição de imagens multiespectrais coloridas das regiões do visível ao infravermelho médio; o PAN – pancromatic camera; e WIFS – Wide Field Sensor, que captura imagens de banda larga (ENGESAT, 2007).

O seu maior potencial está na possibilidade de fusão das imagens pancromáticas de 6 m de resolução espacial com imagens multiespectrais de outros sensores de menor resolução espacial, como o Landsat-TM e CBERS II, em que cada imagem cobre uma região de 70 por 70 km (Quadro 3).

Na América do Sul existem duas estações de recepção do IRS, localizadas no Equador (Cotopaxi) e na Argentina (Córdoba), tornando possível a aquisição de imagens nos Estados do Acre, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Roraima, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás e Espírito Santo (ENGESAT, 2007).

Quadro 3 - Especificações técnicas do satélite IRS-P6

Lançamento	17/10/2003
Órbita	Circular, polar e síncrona com o sol
Altitude	817 km
Inclinação	98,68°
Tempo de duração da órbita	101,35 min
Período de revisita	5 dias
Sensores	LISS 3, LISS 4 e AWIFS

Fonte: Embrapa (2007).

2.2.3 Satélite CBERS II

O programa CBERS é uma parceria entre Brasil e China, sendo o primeiro representado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e, o segundo a pela Academia Chinesa de Tecnologia Espacial (CAST). A série tem como objetivo estabelecer um sistema completo de sensoriamento remoto competitivo com as necessidades internacionais. O CBERS é uma importante ferramenta para monitorar o território brasileiro, com satélite próprio de sensoriamento remoto (INPE, 2007; EMBRAPA, 2007).

Atualmente, o programa conta com dois satélites em órbita da Terra, estando previsto o lançamento de mais outros dois: um para 2008 e o outro para 2010. O primeiro satélite da série, o CBERS-1, foi lançado em 14 de outubro de 1999; quatro anos mais tarde, foi lançado o CBERS-II tecnicamente idêntico, em 21 de outubro de 2003. A bordo do CBERS estão presentes três sensores (Quadro 4): WFI (Câmera de Amplo Campo de Visada), que pode imagear grandes extensões territoriais, de mais de 900 km, com resolução temporal de cinco dias; CCD (Câmera Imageadora de Alta Resolução), que é um sistema multiespectral que produz imagens com 20 m de resolução espacial com um campo de visada de 120 km; e IRMSS (Imageador por Varredura de Média Resolução), possui duas bandas espectrais na região do infravermelho médio e uma pancromática, com 80 metros de resolução espacial, e mais uma banda na região do infravermelho termal, com 160 metros. O potencial de aplicação dos dados dos sensores presentes nos CBERS varia de acordo com as características de resolução espacial, temporal, espectral e radiométrica (INPE, 2007).

Quadro 4 - Especificações técnicas do satélite CBERS II

Lançamento	21/10/2003
Órbita	Circular, polar e síncrona com o sol
Altitude	778 km
Inclinação	98°
Tempo de duração da órbita	100,26 min
Período de revisita	26 dias
Sensores	Câmara CCD, IRMSS e WFI

Fonte: Embrapa (2007).

2.3 Pré-processamento dos dados

As imagens foram submetidas ao realce de contraste, utilizando-se a técnica de realce de contraste linear, expandindo-se os valores numéricos dos pixels presentes na imagem de forma a ocuparem toda a capacidade de visualização do monitor, tendo como limiar o valor médio dos pixels mais dois desvios – padrão (2σ).

Após o realce de contraste, foi realizada a correção geométrica das imagens CBERS e IRS, com a identificação e seleção de PCTs coincidentes na imagem Quickbird, cujas coordenadas representavam as coordenadas reais de campo. As coordenadas de cada pixel das imagens originais foram estimadas mediante utilização de uma regressão polinomial de primeiro grau, onde os pixels foram realocados na imagem corrigida pelo método do vizinho mais próximo, tendo como referência o sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator), datum South American 1969, zona 23 sul. A avaliação da qualidade da correção geométrica foi feita com base no valor do erro médio quadrático total (RMS), como descrito no item 2.2.2 do capítulo 1.

Finalmente, as áreas de floresta nativa presentes nas imagens foram recortadas no módulo Subset Imagem do software ERDAS IMAGINE 8.6, resultando em três imagens multiespectrais dos sensores anteriormente citados (Quickbird, IRS e CBERS), contendo apenas dados digitais referentes às áreas de floresta nativa.

2.4 Fusão das imagens IRS e CBERS

A fusão da banda pancromática do IRS com a imagem multiespectral infravermelha (4r,3g,2b) do satélite CBERS II teve o objetivo de gerar uma imagem multiespectral de alta resolução espacial (6 m), contendo a região do infravermelho próximo. Isso porque a resposta espectral da vegetação é mais alta nessa faixa de comprimento de onda, quando comparada à faixa de comprimento de onda do visível, fazendo com que a distinção de tipos de vegetação seja mais fácil com a utilização de bandas do infravermelho próximo.

A fusão das imagens foi realizada no software ERDAS IMAGINE 8.6, através da fusão IHS (*Intensity Hue Saturation*). O espaço IHS consiste em um espaço de cores

alternativo ao RGB e descreve a formação de cores de modo bem parecido ao modo perceptivo do ser humano. Nesse sistema de transformação foram geradas novas componentes de uma imagem, representando respectivamente: **a intensidade (I)**, que vem a ser a medida de energia total envolvida em todos os comprimentos de onda, sendo, portanto, responsável pela sensação de brilho dessa energia incidente sobre o olho; **o matiz (H)** ou cor de um objeto, que é a medida do comprimento de onda médio da luz que se reflete ou se emite, definindo, portanto, a cor do objeto; e **a saturação (S)** ou pureza, que expressa o intervalo de comprimento de onda ao redor do comprimento de onda médio, no qual a energia é refletida ou transmitida (INPE, 2002).

Dessa forma, a imagem multiespectral CBERS (4r,3g,2b) foi transformada em uma imagem IHS, contendo os componentes intensidade, matriz e saturação. Em seguida, o componente intensidade foi substituído pela banda pancromática da imagem do satélite IRS, seguida da transformação inversa IHS para RGB, resultando em uma imagem multiespectral com as faixas espectrais do verde, vermelho e infravermelho próximo de 6 m de resolução espacial, denominada IRS-CBERS.

2.5 Classificação do mosaico sucessional

As áreas preservadas sob cobertura florestal nativa foram classificadas quanto ao estágio de sucessão em: inicial, médio e avançado, conforme parâmetros classificatórios estabelecidos na Resolução nº 10 do CONAMA, de 1º de outubro de 1993. Os referidos parâmetros fundamentaram-se nos estratos predominantes; na distribuição de diâmetro e de altura; na existência, diversidade e quantidade de epífitas e trepadeiras; na presença, ausência e características da serapilheira e subosque; na diversidade e dominância de espécies; e na presença de espécies vegetais indicadoras.

As principais características dos estádios de sucessão mapeados são descritas a seguir:

- a) **Mata em estágio inicial de regeneração (mi)** – “Fisionomia herbácea/arbustiva de porte baixo, com cobertura vegetal variando de fechada a aberta; espécies lenhosas com distribuição diamétrica de pequena amplitude; epífitas, se existentes, são representadas principalmente por líquenes, briófitas e pteridófitas, com baixa diversidade; trepadeiras, se presentes, são geralmente

herbáceas; serapilheira, quando existente, forma uma camada fina pouco decomposta, contínua ou não; diversidade biológica variável com poucas espécies arbóreas ou arborescentes, podendo apresentar plântulas de espécies características de outros estádios; espécies pioneiras abundantes; ausência de subosque”.

- b) **Mata em estágio médio de regeneração (mm)** – “Fisionomia arbórea e/ou arbustiva, predominando sobre a herbácea, podendo constituir estratos diferenciados; cobertura arbórea, variando de aberta a fechada, com a ocorrência eventual de indivíduos emergentes; distribuição diamétrica apresentando amplitude moderada, com predomínio de pequenos diâmetros; epífitas aparecendo com maior número de indivíduos e espécies em relação ao estágio inicial, sendo mais abundantes na floresta ombrófila; trepadeiras, quando presentes, são predominantemente lenhosas; serapilheira presente, variando de espessura de acordo com as estações do ano e a localização; diversidade biológica significativa; subosque presente”.
- c) **Mata em estágio avançado de regeneração (ma)** – “Fisionomia arbórea, dominante sobre as demais, formando um dossel fechado e relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes; espécies emergentes, ocorrendo com diferentes graus de intensidade; copas superiores, horizontalmente amplas; distribuição diamétrica de grande amplitude; epífitas, presentes em grande número de espécies e com grande abundância, principalmente na floresta ombrófila; trepadeiras, geralmente lenhosas, sendo mais abundantes e ricas em espécies na floresta estacional; serapilheira abundante; diversidade biológica muito grande devido à complexidade estrutural; estratos herbáceo, arbustivo e um notadamente arbóreo; florestas neste estágio podem apresentar fisionomia semelhante à vegetação primária; subosque normalmente menos expressivo do que no estágio médio; dependendo da formação florestal, pode haver espécies dominantes”.

2.5.1 Métodos de classificação de dados digitais

Foram avaliados três métodos de classificação em imagens digitais, além dos algoritmos de decisão pertinentes a cada método. Foram utilizadas as classificações visual, por pixel e por regiões.

Os algoritmos de decisão foram o da distância mínima até a média, máxima verossimilhança e distância de mahalanobis, empregados na classificação supervisionada por pixel (software ERDAS IMAGINE). A classificação por regiões foi realizada no programa computacional SPRING, tendo a distância de Batacharya como algoritmo de decisão.

2.5.1.1 Classificação visual

Este método foi empregado na classificação da imagem Quickbird. Como discutido no item 2.2.3 do Capítulo 1, nos sensores de alta resolução, devido ao tamanho reduzido dos pixels formadores da imagem, há aumento da variação interna dos valores de reflectância das classes a serem mapeadas e, conseqüentemente, ocorre sobreposição entre as classes no espaço característico, fazendo com que os classificadores tradicionais não produzam bons resultados na classificação de imagens de alta resolução (KURY; VIEIRA, 2002, citados por RIBEIRO, 2003).

2.5.1.2 Classificação por pixel

Esta classificação foi efetuada nas imagens CBERS e IRS-CBERS, por meio do procedimento supervisionado. Nesse tipo de classificação são usadas amostras de identidade conhecida para classificar pixels de identidade desconhecida (CAMPBELL, 1987). A identidade e a localização de algumas feições presentes na superfície da Terra, como agricultura, floresta, solos etc., são conhecidas “a priori”, por meio de análise de campo, fotografias aéreas, mapas e experiência pessoal. O analista, então, tenta localizar áreas específicas que representem exemplos homogêneos dessas feições conhecidas, sendo essas áreas comumente denominadas de “amostras de treinamento”. As etapas envolvidas na classificação supervisionada foram: (a) seleção e coleta das amostras de

treinamento; (b) extração das estatísticas das amostras de treinamento; (c) manipulação das estatísticas das amostras de treinamento; e (d) classificação da imagem.

O número de amostras de treinamento finais utilizadas na classificação variou de 5 a 10, na forma de polígonos, por classe identificada.

Foram testados três algoritmos de decisão aplicados às duas imagens classificadas nesse processo (CBERS e IRS-CBERS): o da distância mínima até a média; o da máxima verossimilhança e; o da distância de Mahalanobis.

2.5.1.3 Classificação por região

A classificação por regiões consistiu na classificação de imagens digitais segmentadas. Os algoritmos de segmentação são eficientes por considerarem nas interpretações digitais de imagens, além dos valores numéricos dos pixels, as características da textura e o contexto de inserção destes. Nesse processo, a imagem é dividida em regiões correspondentes às áreas a serem mapeadas. Uma região pode ser definida com um conjunto de pixels contíguos, que se espalham tanto no sentido norte-sul como no sentido leste-oeste e que apresentam uniformidade (INPE, 2002).

Dessa forma, utilizando o software SPRING, as imagens CBERS e IRS-CBERS foram segmentadas, tendo como técnica de agrupamento de dados o crescimento por regiões. Para a imagem CBERS foi usado um valor de similaridade igual a 8, com o limite de 10 pixels por área. Já para a imagem IRS-CBERS foi estabelecida uma similaridade de 40 e um limiar de área de 30 pixels, isso devido basicamente à resolução espacial das imagens.

Posteriormente, as regiões foram classificadas tendo como regra de decisão a distância de Batacharya, com limiar de aceitação de 90%.

2.6 Avaliação das imagens classificadas

Foram geradas nove imagens, como resultado dos três métodos de classificação e dos diferentes algoritmos de decisão (Quadro 5).

A avaliação da exatidão das classificações partiu da geração de um arquivo de referência, onde foram gerados, a partir da imagem IRS-CB-P-MV, 615 pontos de

forma estratificada para as três classes mapeadas (estádios inicial, médio e avançado), somando um total de 205 pontos de referência para cada classe. Por meio de visitas a campo, coletas de pontos de controle e análise detalhada da imagem Quickbird, esses pontos tiveram suas classes rotuladas, sendo representativos da verdade de campo. Posteriormente, buscando identificar a fidedignidade das categorias de uso da terra, nas diferentes imagens classificadas, esses pontos de referência foram utilizados na construção da Matriz de Erros (ou Matriz de Confusão) de todas as imagens classificadas.

Quadro 5 – Características principais das imagens resultantes da classificação de estádios de sucessão florestal, empregando diferentes métodos de classificação de imagens digitais

Imagem Classificada	Satélite	Resolução espacial	λ (μm)	Método	Regra de decisão
CB-P-MD	CBERS II	20 m	0,52 – 0,89	Pixel	Mínima distância
CB-P-MV	CBERS II	20 m	0,52 – 0,89	Pixel	Máxima Verossimilhança
CB-P-DM	CBERS II	20 m	0,52 – 0,89	Pixel	Distância de Mahalanobis
CB-REG	CBERS II	20 m	0,52 – 0,89	Região	Distância de Batacharya
IRS-CB-P-MD	IRS-P6 e CBERS II	6 m	0,52 – 0,89	Pixel	Mínima distância
IRS-CB-P-MV	IRS-P6 e CBERS II	6 m	0,52 – 0,89	Pixel	Máxima Verossimilhança
IRS-CB-P-DM	IRS-P6 e CBERS II	6 m	0,52 – 0,89	Pixel	Distância de Mahalanobis
IRS-CB-REG	IRS-P6 e CBERS II	6 m	0,52 – 0,89	Região	Distância de Batacharya
Quickbird	Quickbird	0,61 cm	0,45 – 0,69	Visual	-

A Matriz de Confusão ou Matriz de Erros fornece informações acerca dos erros de classificação. Nela, a verdade de campo na posição dos pontos de referência é confrontada com as informações dos pixels da imagem classificada, tornando possível calcular os erros de comissão e omissão de cada classe em uma determinada imagem, bem como o índice de exatidão total (ET) e o índice kappa (K), fornecidos pelas expressões 5 e 6, respectivamente.

$$ET(\%) = \frac{\sum_{i=1}^r X_{ii}}{N} * 100 \quad (5)$$

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}}{N^2 - \sum_{i=1}^r X_{i+} X_{+i}} \quad (6)$$

em que:

N = elemento da matriz de erros;

r = número de categorias presente na matriz de erros;

X_{ii} = elementos da diagonal principal;

X_{i+} = total da linha para uma dada categoria informacional i; e

X_{+i} = total da coluna para uma dada categoria informacional i.

Para fins de avaliação da fidedignidade da classificação de cada classe, de forma particular, foi calculado o kappa condicional para linha (usuário) e coluna (produtor) de cada classe mapeada (expressões 7 e 8). O nível de exatidão do índice kappa foi classificado conforme o Quadro 6.

Quadro 6 – Nível de exatidão de uma classificação, conforme o valor de índice kappa (LANDIS; KOCH, 1977)

Índice Kappa (K)	Qualidade
$K \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < K \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < K \leq 0,6$	Bom
$0,6 < K \leq 0,8$	Muito Bom
$K \geq 0,8$	Excelente

$$K_{i+} = \frac{NX_{ii} - (X_{i+}X_{+i})}{NX_{i+} - (X_{i+}X_{+i})} \quad (7)$$

$$K_{+j} = \frac{NX_{ii} - (X_{+j}X_{j+})}{NX_{+j} - (X_{+j}X_{j+})} \quad (8)$$

em que:

K_{i+} = kappa condicional à linha i;

K_{+j} = kappa condicional à coluna j;

X_{ii} = valor da diagonal para uma dada categoria informacional j;

X_{+j} = total da coluna para uma dada categoria informacional j; e

X_{j+} = total da linha para uma dada categoria informacional j;

Para testar a significância estatística da diferença entre dois índices kappa, foi utilizado o teste Z (CONGALTON; GREEN, 1998) expressão (9):

$$Z = \frac{K_2 - K_1}{\sqrt{\sigma_{K_2}^2 + \sigma_{K_1}^2}} \quad (9)$$

em que:

K_1 = índice kappa da imagem 1;

K_2 = índice kappa da imagem 2; e

σ^2 = variância do índice kappa (expressão 10).

$$\sigma_K^2 = \frac{1}{n} \left[\frac{\theta_1(1-\theta_1)}{(1-\theta_2)^2} + \frac{2(1-\theta_1)(2\theta_1\theta_2 - \theta_3)}{(1-\theta_2)^3} + \frac{(1-\theta_1)^2(\theta_4 - 4\theta_2^2)}{(1-\theta_2)^4} \right] \quad (10)$$

em que:

$$\theta_1 = \frac{1}{X} \sum_{i=1}^r X_{ii}$$

$$\theta_2 = \frac{1}{X^2} \sum_{i=1}^r X_{i+}X_{+i}$$

$$\theta_3 = \frac{1}{X^2} \sum_{i=1}^r X_{ii}(X_{i+} + X_{+i})$$

$$\theta_4 = \frac{1}{X^3} \sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^r X_{ij}(X_{j+} + X_{+i})^2$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliação das imagens classificadas

Mediante as análises das matrizes de erros, correspondentes a cada método de classificação (Quadros de 7 a 15), foi possível avaliar os erros de classificação cometidos em cada método. As colunas representam os dados de referência, relacionados à verdade de campo, enquanto as linhas indicam os dados da classificação. A diagonal da matriz apresenta o número de pontos de referência classificados corretamente em cada classe. A porcentagem de pixels classificados erroneamente em uma classe é indicada pelo valor do Erro de Comissão (EC), que vem a ser o inverso da porcentagem de pixels classificados corretamente, normalmente indicado pela Exatidão do produtor.

A porcentagem de pixels omitidos de uma classe e acrescentados a uma outra classe é indicada pelo Erro de Omissão (EO), que por sua vez é o inverso da Exatidão do usuário, a qual indica a porcentagem de acertos do usuário, ou seja, do classificador.

As imagens resultantes do emprego de cada método podem ser vistas nas Figuras 2 a 10, sendo os estádios de sucessão apresentados com diferentes cores no mapa. A porcentagem de ocupação de cada classe variou conforme a qualidade da classificação.

Quadro 7 – Matriz de erros referente à imagem CBERS II (CB-P-MD), classificada utilizando o procedimento supervisionado, tendo a mínima distância até a média como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC(%)
Inicial		82	25	9	116	29,31
Médio		54	157	69	280	43,93
Avançado		41	100	71	212	66,51
Total		177	282	149	608	
EO (%)		53,67	44,33	52,35		

Exatidão total (ET) % = 50,99; Kappa = 0,2406; Variância (K) = 0,0009800; e Z = 7,69

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,5865	0,3246
Médio	0,1807	0,3538
Avançado	0,1190	0,0957

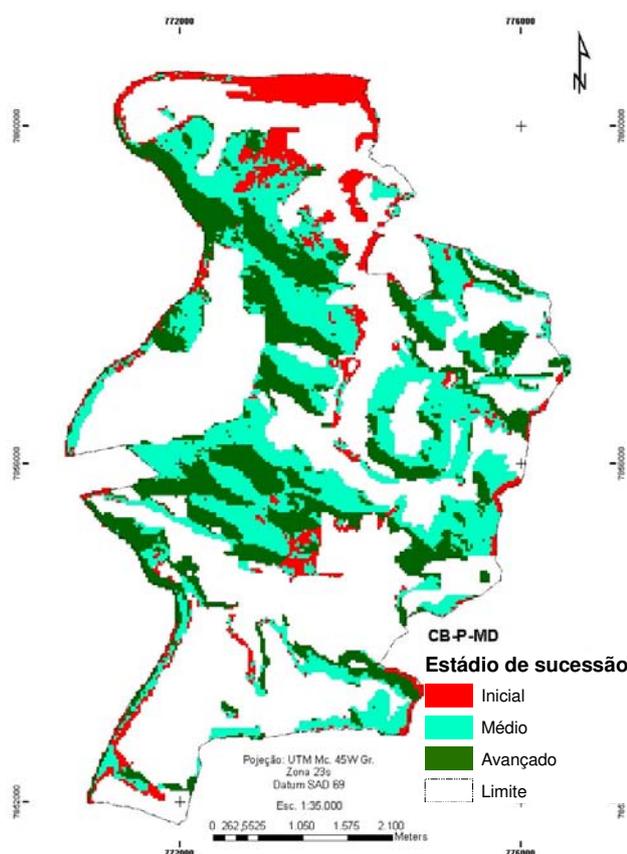


Figura 2 – Imagem temática resultante da classificação da imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a distância mínima até a média como regra de decisão.

Quadro 8 – Matriz de erros referente à imagem CBERS II (CB-P-MV), classificada utilizando o procedimento supervisionado, tendo a máxima verossimilhança como algoritmo de classificação

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC(%)
Inicial		90	43	20	153	41,18
Médio		35	122	69	226	46,02
Avançado		34	111	78	223	65,02
Total		159	276	167	602	
EO (%)		43,40	55,80	53,29		

Exatidão total (ET) % = 48,17; Kappa = 0,2123; Variância (K) = 0,0009833; e Z = 6,77

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,4434	0,4255
Médio	0,1652	0,2921
Avançado	0,1074	0,1817

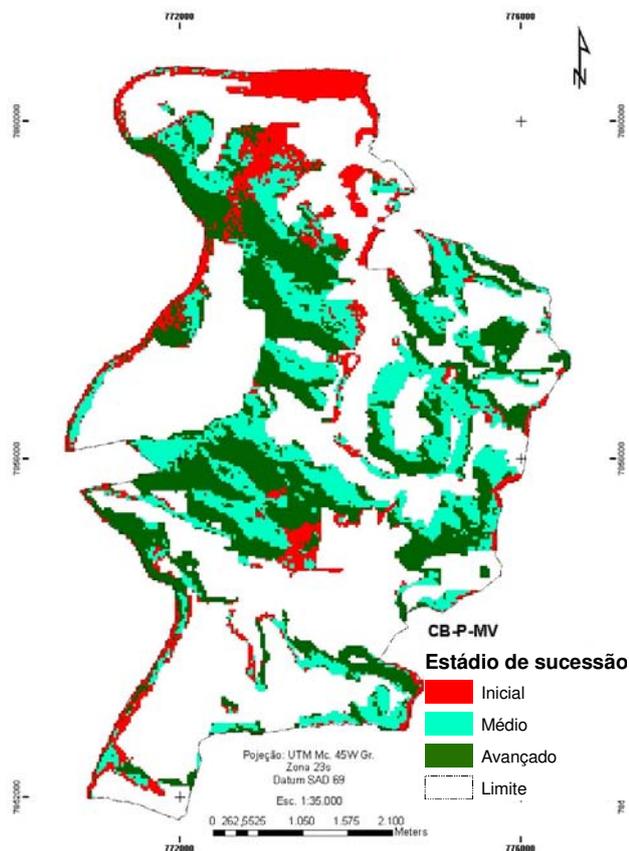


Figura 3 – Imagem temática resultante da classificação da imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a máxima verossimilhança como algoritmo de classificação.

Quadro 9 – Matriz de erros referente à imagem CBERS II (CB-P-DM), classificada utilizando o procedimento supervisionado, tendo a distância de mahalanobis como algoritmo de classificação

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC(%)
Inicial		90	46	24	160	43,75
Médio		28	112	57	197	43,15
Avançado		41	120	86	247	65,18
Total		159	278	167	604	
EO (%)		43,40	59,71	48,50		

Exatidão total (ET) % = 47,68; Kappa = 0,2157; Variância (K) = 0,0009284; e Z = 7,08

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,4062	0,4172
Médio	0,2006	0,2690
Avançado	0,0991	0,2125

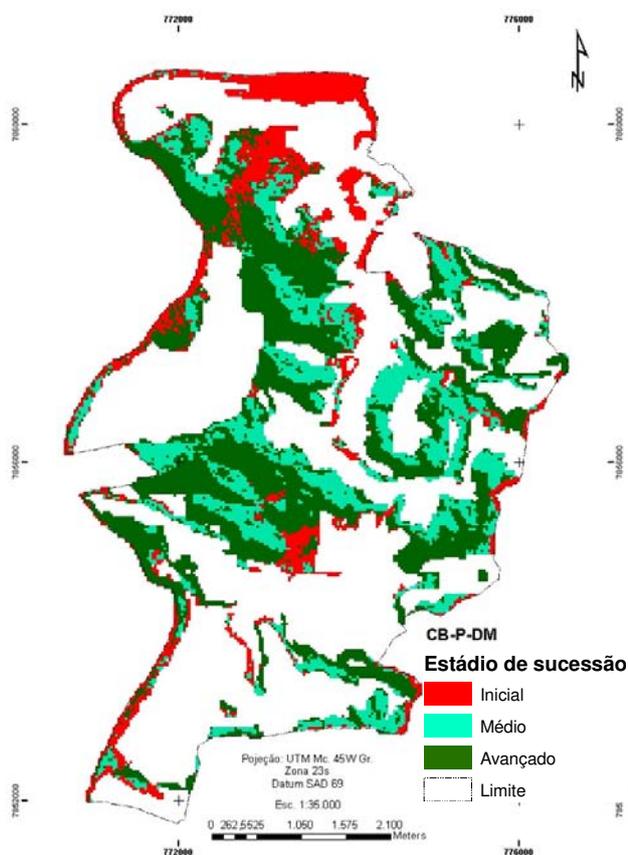


Figura 4 – Imagem temática resultante da classificação da imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a distância de Mahalanobis como algoritmo de classificação.

Quadro 10 – Matriz de erros referente à imagem IRS-CB-P-DM (resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II), utilizando o procedimento supervisionado, tendo a mínima distância até a média como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Inicial		94	40	2	136	30,88
Médio		32	115	59	206	44,17
Avançado		55	130	88	273	67,77
Total		181	285	149	615	
EO (%)		48,07	59,65	40,94		

Exatidão total (ET) % = 48,29; Kappa = 0,2307; Variância (K) = 0,0008834; e Z = 7,76

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,5624	0,3646
Médio	0,1767	0,2313
Avançado	0,1057	0,0924

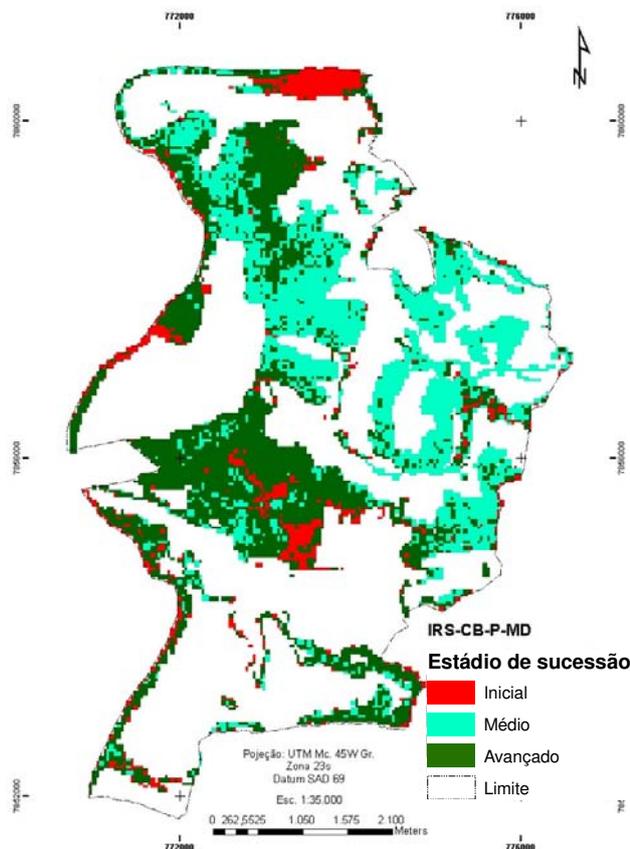


Figura 5 – Imagem temática referente à classificação da imagem resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a mínima distância até a média como algoritmo de classificação.

Quadro 11 – Matriz de erros referente a imagem IRS-CB-P-MV(resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II), utilizando o procedimento supervisionado, tendo a máxima verossimilhança como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Inicial		115	70	20	205	43,90
Médio		39	121	45	205	40,98
Avançado		27	94	84	205	59,02
Total		181	285	149	615	
EO (%)		36,46	57,54	43,62		

Exatidão total (ET) % = 52,03; Kappa = 0,2805; Variância (K) = 0,0008992; e Z = 9,35

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,3779	0,4162
Médio	0,2364	0,2578
Avançado	0,2210	0,2383

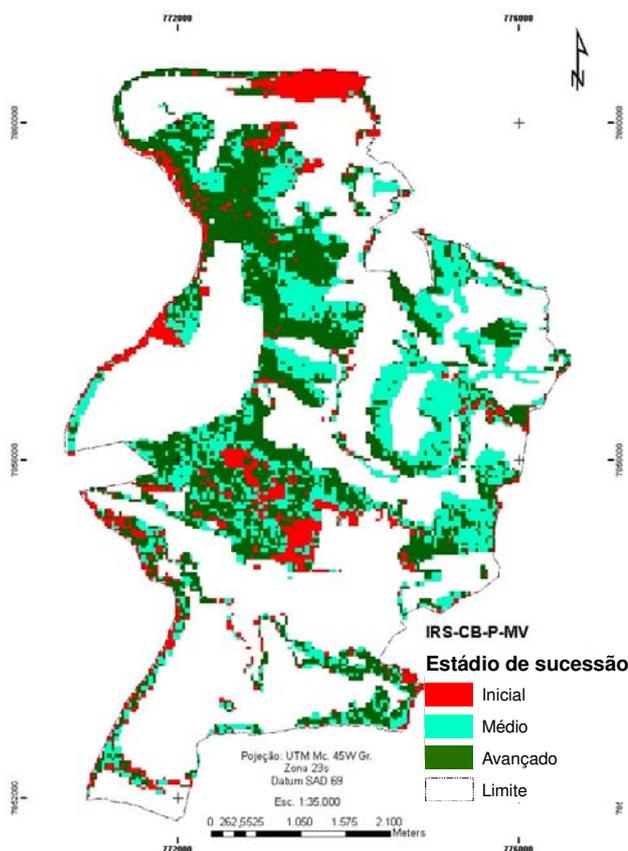


Figura 6 – Imagem temática referente à classificação da imagem resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a máxima verossimilhança como regra de decisão.

Quadro 12 – Matriz de erros referente à imagem IRS-CB-P-DM (resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II), utilizando o método de classificação supervisionada, tendo a distância de Mahalanobis como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência				
	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Estádio de Sucessão					
Inicial	118	75	26	219	46,12
Médio	32	91	30	153	40,52
Avançado	31	119	93	243	61,73
Total	181	285	149	615	
EO (%)	34,81	68,07	37,58		

Exatidão total (ET) % = 49,11; Kappa = 0,2561; Variância (K) = 0,0008033; e Z = 9,04

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,3465	0,4185
Médio	0,2448	0,1854
Avançado	0,1853	0,2384

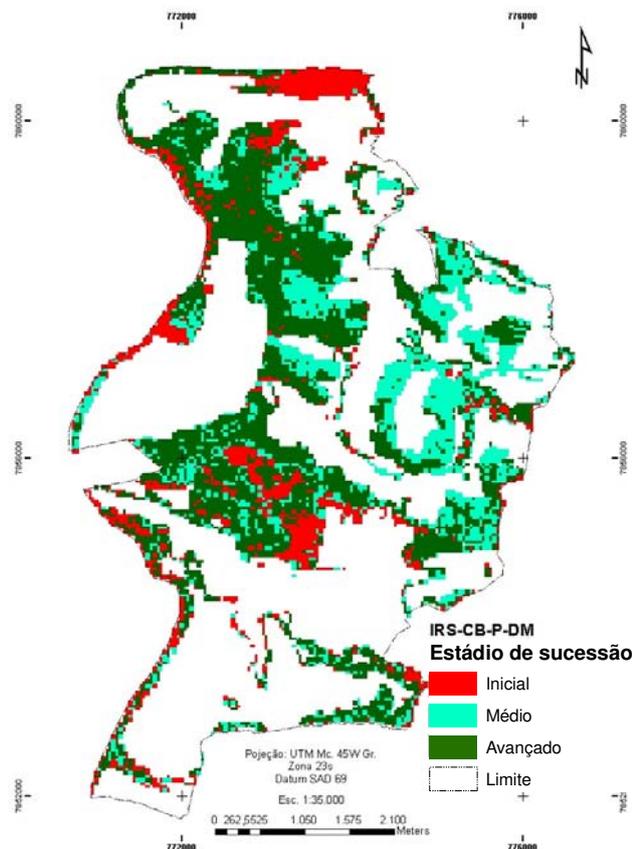


Figura 7 – Imagem temática resultante da classificação da imagem resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II, utilizando o procedimento supervisionado, tendo a distância de Mahalanobis como regra de decisão.

Quadro 13 – Matriz de erros referente à imagem CBERS II (CB-REG), classificada utilizando o método de classificação por regiões, tendo a distância de Batacharya como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência				
	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Estádio de Sucessão					
Inicial	105	42	0	147	28,57
Médio	59	199	34	292	31,85
Avançado	14	43	115	172	33,14
Total	178	284	149	611	
EO (%)	41,01	29,93	22,82		

Exatidão total (E.T.) % = 68,58; Kappa = 0,5083; Variância (K) = 0,0008839; e Z = 17,10

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,5951	0,4374
Médio	0,4064	0,5354
Avançado	0,5626	0,6062

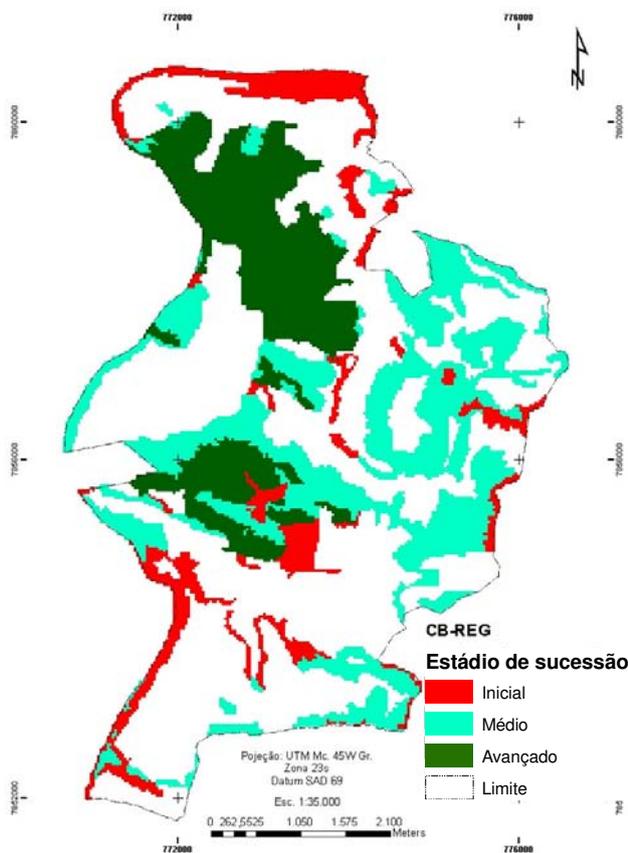


Figura 8 – Imagem temática resultante da classificação da imagem CBERS II, utilizando o método de classificação por regiões, tendo a distância de Batacharya como regra de decisão.

Quadro 14 – Matriz de erros referente à imagem IRS-CB-REG (classificação da imagem resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II), utilizando o método de classificação por regiões, tendo a distância de Batacharya como regra de decisão

Imagem Classificada	Dados de referência				
	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Estádio de Sucessão					
Inicial	98	17	0	115	14,78
Médio	54	202	32	288	29,86
Avançado	8	59	117	184	36,41
Total	160	278	149	587	
EO (%)	38,75	27,34	21,48		

Exatidão total (ET) % = 71,04; Kappa = 0,5437; Variância (K) = 0,000956; e Z = 18,25

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,7905	0,5096
Médio	0,4435	0,6027
Avançado	0,5194	0,6535

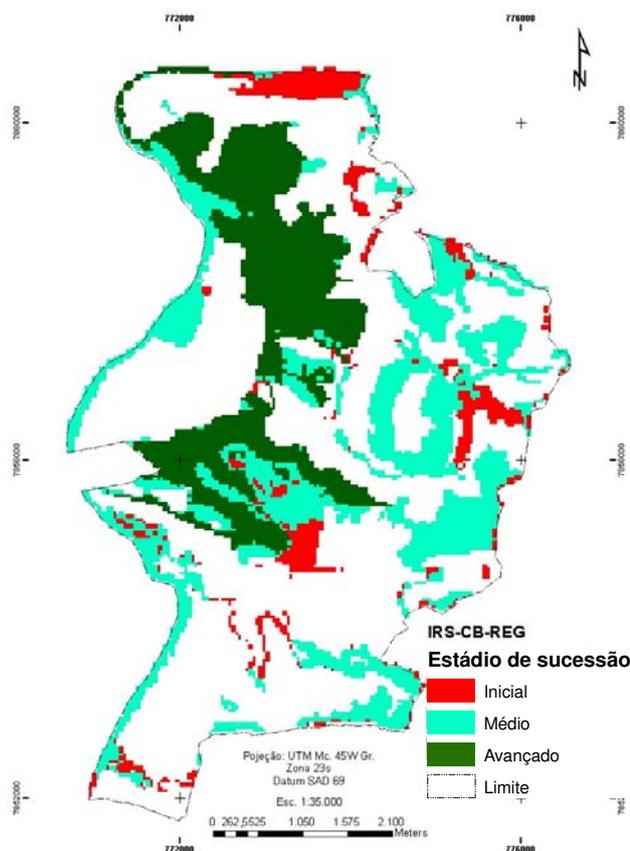


Figura 9 – Imagem temática resultante da classificação da imagem resultante da fusão da banda pancromática do sensor IRS com a imagem CBERS II, utilizando o método de classificação por regiões, tendo a distância de Batacharya como regra de decisão.

Quadro 15 – Matriz de erros referente à imagem Quickbird, utilizando o método de classificação visual

Imagem Classificada	Dados de referência					
	Estádio de Sucessão	Inicial	Médio	Avançado	Total	EC (%)
Inicial		120	5	2	127	5,51
Médio		53	239	94	386	38,08
Avançado		2	37	52	91	42,86
Total		175	281	148	604	
EO (%)		31,43	14,95	64,86		

Exatidão total (ET) % = 68,05; Kappa = 0,4717; Variância (K) = 0,0009248; e Z = 15,51

Kappa Condicional	Kappa Usuário	Kappa Produtor
Inicial	0,6020	0,5783
Médio	0,5858	0,6821
Avançado	0,2362	0,2039

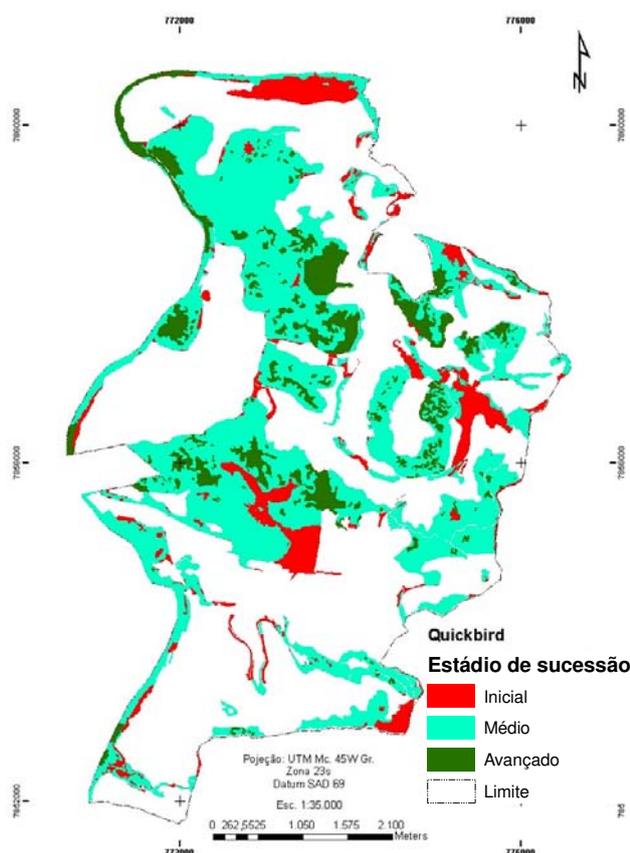


Figura 10 – Imagem temática resultante classificação da imagem Quickbird, utilizando o método de classificação visual.

Analisando as matrizes de confusão ou de erros, foi possível verificar, de maneira geral, a existência de erros de classificação em todos os métodos. Contudo, os maiores erros ocorreram nas classificações por pixel (Quadros 7 a 12), em que os valores de erros de comissão (EC) e erros de omissão (EO) foram maiores para todas as classes mapeadas, fato que refletiu em valores baixos de exatidão total (ET) e kappa. Esse resultado deveu-se, em parte, à confusão dos classificadores em distinguir estádio avançado de estádio médio, o que pode ser observado pelos valores de EC e EO gerados entre eles, e aos baixos valores de kappa condicional para essas classes, tanto do ponto de vista do produtor como do usuário.

A pequena diferença entre os valores de kappa condicional do produtor e kappa condicional do usuário nas classes mapeadas demonstrou que os erros ocorreram de maneira homogênea para uma mesma classe, ou seja, o erro de classificação em uma dada classe decorre tanto de o fato do classificador ter omitido pixels pertencentes a essa classe, como também ter incluído pixels nessa classe de forma errônea. Esse fato somente não foi observado no Quadro 14, em que o kappa condicional para o estádio inicial é maior do ponto de vista do usuário do que do produtor; neste, os maiores erros deveram-se principalmente à comissão errônea de pixels a essa classe.

Foi analisada a ocorrência de valores maiores de EC e EO na classe inicial, relacionados a erros de classificação com áreas em estádio médio, do que os erros relacionados ao estádio avançado. Isso porque a sucessão florestal é um processo contínuo, existindo locais, no ambiente florestal, em fase de transição entre os estádios de sucessão, nos quais a vegetação em estádio médio de sucessão secundária ainda não se apresenta com características espectrais muito diferentes das dos locais em estádio inicial, prejudicando o desempenho dos classificadores.

Todavia, ao analisar os valores de kappa condicional entre as classes mapeadas, foi possível verificar que os classificadores, de maneira geral, foram mais eficientes em separar o estádio inicial dos estádios médio e avançado. O kappa condicional para o estádio inicial, na maioria dos casos, esteve dentro do nível que é considerado pela literatura como bom (kappa entre 0,4 e 0,6), enquanto os valores para estádio médio e avançado não passaram do que é tido como razoável (entre 0,2 e 0,4). A ineficiência em distinguir estádio médio de avançado está indicada nas matrizes de confusão, em que valores elevados de EO e EC para essas classes estiveram relacionados aos erros de

classificação ocorridos entre elas. Esse resultado decorre do fato de que nesses estádios de sucessão o dossel florestal se encontra fechado, diferindo apenas na altura, no número de estratos verticais e nos diâmetros das árvores. Assim, as respostas espectrais dessas classes são muito semelhantes, dificultando, portanto, a distinção entre elas.

De maneira geral, os melhores resultados foram apresentados pelas classificações obtidas nos métodos por regiões e visual, com valores de kappa mais elevados que as classificações por pixel; a imagem resultante da fusão da imagem IRS com a CBERS, classificada pelo método de regiões, obteve o melhor índice, estando dentro do nível considerado como bom pela literatura (Quadro 16).

A superioridade da classificação obtida pelo método IRS-CB-REG pode estar relacionada ao fato de a classificação por regiões levar em consideração, além de seu valor numérico, o contexto de inserção do pixel. A alta resolução espacial da imagem (6 m), aliada à presença da banda do infravermelho próximo, onde a vegetação apresenta maiores níveis de reflectância e baixa absorbância, contribui para o melhor desempenho dos algoritmos de decisão, resultando em uma classificação mais exata.

Os problemas de separação entre as classes resultaram em classificações com baixo nível de exatidão, o que pode ser explicado pela semelhança espectral existente entre os alvos (estádios inicial, médio e avançado de sucessão), pequena variação entre os valores numéricos dos pixels, existência de sobreposição entre classes e pela baixa resolução espectral dos sensores.

A classificação visual da imagem Quickbird obteve kappa igual a 0,4717, classificado pela literatura como bom. A pouca diferença entre o dossel florestal dos estádios médio e avançado dificultou a interpretação do analista, mesmo em se tratando de uma imagem de alta resolução espacial, ocorrendo maiores erros na classificação do estádio avançado de sucessão tanto em relação ao produtor como em relação ao usuário, ou seja, a classificação do estádio avançado apresentou valores altos de erro de comissão e erro de omissão, o que contribuiu para o baixo valor do índice kappa obtido.

Quadro 16 – Índice kappa, variância do kappa e valores de Z, para cada método utilizado

Método	Kappa	Nível de exatidão da Classificação	Variância do Kappa	Z calculado
CB-P-DM	0,2157	Razoável	0,0009284	7,08
CB-P-MD	0,2406	Razoável	0,00098	7,69
CB-P-MV	0,2123	Razoável	0,0009833	6,77
IRS-CB-P-DM	0,2561	Razoável	0,0008033	9,04
IRS-CB-P-MD	0,2307	Razoável	0,0008834	7,76
IRS-CB-P-MV	0,2805	Razoável	0,0008992	9,35
CB-REG	0,5083	Bom	0,0008839	17,1
IRS-CB-REG	0,5437	Bom	0,000956	18,25
Quickbird	0,4717	Bom	0,0009248	15,51

3.2 Significância entre índices kappa

O calculo do valor de Z, o qual teve como base os valores e a variância do índice kappa, permitiu a comparação entre os métodos de classificação.

Analisando os valores da estatística Z (Quadro 17), verificou-se que, além de baixos, não houve diferença estatística entre os valores de kappa gerados a partir da utilização dos diferentes algoritmos de decisão, no método de classificação por pixel.

A diferença de resolução espacial entre a imagem IRS-CBERS (6 x 6 m) e a imagem CBERS (20 x 20 m), no método de classificação por pixel, somente resultou em uma classificação de melhor qualidade (Z significativo $p \leq 0,05$) no caso da imagem IRS-CB-P-MV, comparada às imagens CB-P-DM e CB-P-MV, ainda que o nível de exatidão da classificação de ambas as imagens tenha fornecido valores de índice kappa considerados pela literatura como razoáveis (kappa entre 0,2 e 0,4).

Embora o índice kappa tenha apontado o método IRS-CB-REG como o de melhor qualidade na classificação, não houve diferença estatística entre os valores de kappa gerados, respectivamente, nos métodos IRS-CB-REG, CB-REG e Quickbird (porém a inexistência de um número adequado de repetições não permite conclusões sobre a eficiência da melhor resolução espacial, no processo de classificação de estádios de sucessão florestal).

Quadro 19 – Teste Z para significância entre índices kappa, resultantes da classificação de diferentes imagens e métodos de classificação de imagens orbitais

Métodos	CB-P-DM	CB-P-MD	CB-P-MV	IRS-CB-P-DM	IRS-CB-P-MD	IRS-CB-P-MV	CB-REG	IRS-CB-REG	Quickbird
Kappa	0,2157	0,2406	0,2123	0,2561	0,2307	0,2805	0,5083	0,5437	0,4717
Variância	0,0009284	0,0009800	0,0009833	0,0008033	0,0008800	0,0009000	0,0008800	0,0009600	0,0009200
CB-P-DM	7,08								
CB-P-MD	0,80 ^{NS}	7,69							
CB-P-MV	0,11 ^{NS}	0,90 ^{NS}	6,77						
IRS-CB-P-DM	1,30 ^{NS}	0,49 ^{NS}	1,41 ^{NS}	9,04					
IRS-CB-P-MD	0,49 ^{NS}	0,31 ^{NS}	0,60 ^{NS}	0,81 ^{NS}	7,76				
IRS-CB-P-MV	2,03*	1,22 ^{NS}	2,14*	0,75 ^{NS}	1,55 ^{NS}	9,35			
CB-REG	8,00*	7,16*	8,09*	6,79*	7,55*	6,01*	17,10		
IRS-CB-REG	8,72*	7,89*	8,80*	7,53*	8,28*	6,77*	0,83 ^{NS}	18,25	
Quickbird	6,89*	6,09*	6,97*	5,71*	6,45*	4,97*	0,83 ^{NS}	1,66 ^{NS}	15,51

Z estatístico $\geq 1,96$: significativo a 95% de probabilidade.

4. CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo comparar imagens de satélites de diferentes resoluções espaciais e espectrais, bem como métodos de classificação de imagens multiespectrais, para o mapeamento de estádios de sucessão florestal. Com base nos resultados obtidos, chegou-se às seguintes conclusões:

- A semelhança espectral entre os estádios de sucessão florestal dificultou o processo de classificação dos algoritmos de decisão, utilizados nos diferentes métodos, resultando em classificações de baixa precisão, caracterizadas por baixos valores de índice kappa.
- O método de classificação por regiões mostrou ser mais eficiente na classificação de estádios de sucessão florestal, quando comparado ao método de classificação por pixel, apresentando valores mais elevados de índice kappa.
- Com relação à classificação por pixels, não se observou diferença na qualidade das classificações geradas pelos diferentes algoritmos de decisão, fato demonstrado pelo teste Z.
- Dos estádios de sucessão, o inicial foi o que apresentou melhores resultados, com valor de kappa condicional próximo do que é considerado, pela literatura, como sendo muito bom, diferentemente dos valores de kappa condicional obtidos para os estádios médio e avançado, os quais permaneceram

baixos em todos os métodos avaliados. Assim, foi possível concluir que a utilização de imagens dos satélites CBERS, IRS e Quickbird somente foi eficiente para separar o estágio inicial de sucessão secundária dos estágios avançado e médio.

- O método que apresentou melhor resultado no mapeamento de estágios de sucessão florestal foi a classificação por regiões, utilizando uma imagem do satélite IRS pancromática, fundida com uma imagem CBERS multiespectral.
- Pode-se constatar que as técnicas de sensoriamento remoto utilizadas neste trabalho, para fins de mapeamento do mosaico de estágios de sucessão florestal, não foram capazes de substituir os trabalhos de campo. Elas apenas permitiram um planejamento mais eficiente das ações a serem realizadas na etapa conclusiva.

5. REFERÊNCIAS

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTERIRO, M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 1995. Disponível em :<<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/index.html>>. Acesso em: 15 nov. 2004.

CAMPBELL, J. B. **Introduction to remote sensing**. New York: The Guilford Press, 1987. 551 p.

CONAMA. **Resolução n. 10**, 01 out. 1993. Estabelece parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica. Brasília: Conselho nacional do meio ambiente, 3 p.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1998. 137 p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. **IRS**: características dos satélites. Disponível em <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br/satelite/irs.html>>. Acesso em: 15 jan. 2007.

ENGESAT. **IRS-1C e IRS 1D - Ficha Técnica Resumida**. Disponível em <<http://www.engesat.com.br/?system=news&action=read&id=536>>. Acesso em: 15 jan. 2007.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Aula 5**: classificação. In: _____. Tutorial 10 aulas: SPRING 3.6. In: São José dos Campos: INPE, 2002. 8 p. (Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/spring>>).

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **CBERS**. Disponível em <http://www.cbbers.inpe.br/pt/index_pt.htm>. Acesso em: 15 jan. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2004. 1 mapa, color., Escala 1: 5.000.000.

LANDIS, J.; KOCH, G. G. The measurements of agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, v. 33, n. 3, p. 159-179, 1977.

NAVE, A.G. **Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto**. 1999. 167f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais - ESALQ/USP) - Escola Superior de agricultura Luis de Queiroz, 1999.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. 434 p.

PINHEIRO, E. S. ; KUX, H. J. H. Leis ambientais e imagens de alta resolução do satélite QuickBird aplicadas à análise de uma área da Mata Atlântica, RS. **Geografia**, Rio Claro - SP, v. 29, n. 3, p. 431-452, 2004.

PONZONI, F. J.; REZENDE, A. C. P. Caracterização espectral de estágios sucessionais de vegetação arbórea secundária arbórea em Altamira (PA), através de dados orbitais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, p.535-545. 2004.

REIS, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S. et al. Aspectos sobre a conservação de biodiversidade e o manejo da floresta tropical Atlântica. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo: IPEF, v.4, p.69-173, 1992.

RIBEIRO, M. P. **Avaliação de métodos de classificação de imagens IKONOS II para o mapeamento da cobertura terrestre**. 2003. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2003.

RICHARDS, P.W. Estúdio de la vegetacion tropical. **Unasylva**, Roma, v. 10, n. 4, p. 1715, 1956.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. **Biology And Conservation On Forest Fragments In The Brazilian Atlantic Moist Forest. Forest patches in the tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p. 151-167.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the far east**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 1984. 352 p.

CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho teve o objetivo geral de aliar o uso das tecnologias e técnicas de geoprocessamento, tais como as de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica (SIG), na análise ambiental e temporal de reservas de floresta nativa presentes em um projeto de produção florestal, na região do Médio Rio Doce, especificamente no projeto de produção florestal Macedônia, nos municípios de Bugre e Ipaba-MG. Assim, com base nos resultados obtidos nos dois capítulos desenvolvidos neste trabalho, foi possível concluir de forma geral que:

- A destinação da área de estudo para projetos de reflorestamento alterou a matriz de uso da terra predominante na década de 1980. As áreas de pastagens foram substituídas por talhões de eucalipto – na sua maioria, plantios clonais. O manejo implementado pela empresa favoreceu o aumento da cobertura florestal nativa, a qual também substituiu áreas de pastagens em áreas de preservação permanente e em áreas de reserva legal, aumentando a proximidade entre os ambientes de floresta nativa. Essas ações foram proporcionadas, sobretudo, pelos processos de recuperação ambiental implementados pela empresa, focada em plantios de espécies nativas e no favorecimento de processos naturais de regeneração e sucessão ecológica.
- O mapeamento dos estádios de sucessão ecológica em áreas de floresta nativa, utilizando imagens de satélites, não obteve excelentes resultados em nenhum

método avaliado, não sendo capaz de substituir os trabalhos de campo. Pode-se dizer que as imagens apenas permitiram um planejamento mais eficiente das ações a serem realizadas na etapa conclusiva.

APÊNDICE

APÊNDICE A

Quadro A1 – Área, perímetro e índice de circularidade (IC) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 1980

Nº	Área (ha)	Perímetro (m)	IC
1	5,472	2380,5	0,35
2	5,683	2442,4	0,35
3	1,544	1112,0	0,4
4	0,966	543,0	0,64
5	294,574	15708,4	0,39
6	2,625	2143,8	0,27
7	3,823	1178,3	0,59
8	41,678	5136,6	0,45
9	21,203	3180,7	0,51
10	24,344	2745,5	0,64
11	2,487	1114,2	0,5
12	18,959	1918,4	0,8
13	11,438	1792,4	0,67
14	0,459	365,7	0,66
15	37,212	4021,3	0,54
16	0,001	13,2	0,76
17	75,652	7169,3	0,43
18	6,547	1059,8	0,86
19	218,226	18280,3	0,29
20	93,715	9185,0	0,37
21	0,741	488,5	0,62
22	0,841	628,8	0,52
23	16,152	2112,1	0,67
24	38,883	7064,5	0,31
25	3,933	1130,4	0,62
26	9,067	2013,4	0,53
27	2,382	1081,9	0,51

Quadro A2 – Área, perímetro e índice de circularidade (IC) das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 2004

Nº	Área (ha)	Perímetro (m)	IC
1	48,679	6432,2	0,38
2	9,822	2521,1	0,44
3	5,512	1556,5	0,53
4	0,153	169,8	0,82
5	0,164	204,1	0,70
6	7,424	3424,7	0,28
7	0,727	569,8	0,53
8	27,218	5121,5	0,36
9	14,786	1635,5	0,83
10	0,109	183,7	0,64
11	52,284	9277,6	0,28
12	1,106	478,0	0,78
13	0,491	359,3	0,69
14	0,684	781,5	0,38
15	6,144	4295,0	0,20
16	324,415	13293,0	0,48
17	6,956	1906,1	0,49
18	2,725	1146,1	0,51
19	1,677	1569,1	0,29
20	2,032	1570,7	0,32
21	0,666	818,0	0,35
22	0,926	491,3	0,69
23	0,114	196,0	0,61
24	127,268	19586,0	0,20
25	1,038	877,4	0,41
26	9,875	1720,9	0,65
27	7,366	1569,5	0,61
28	1,603	970,2	0,46
29	0,007	67,7	0,45
30	0,004	42,5	0,50
31	2,406	1264,1	0,44
32	300,951	17475,3	0,35
33	72,955	6627,9	0,46
34	2,745	1704,3	0,34
35	5,015	1570,4	0,51

Continua...

Continuação...

Nº	Área (ha)	Perímetro (m)	IC
36	13,402	2800,6	0,46
37	2,907	1168,8	0,52
38	1,468	716,5	0,60
39	1,151	581,9	0,65
40	3,396	1362,4	0,48
41	6,072	2227,0	0,39
42	43,015	5750,9	0,40
43	0,689	388,6	0,76
44	0,062	164,7	0,54
45	2,208	802,5	0,66
46	1,042	386,3	0,94
47	3,743	900,7	0,76
48	1,055	524,7	0,69
49	6,969	1781,7	0,53
50	28,214	4311,8	0,44
51	8,150	2393,7	0,42
52	10,566	2932,1	0,39
53	3,180	1138,8	0,56
54	13,237	1480,1	0,87
55	9,887	1647,6	0,68
56	0,767	572,7	0,54
57	56,681	5843,7	0,46
58	83,535	15246,9	0,21

Quadro A3 – Vizinhança das reservas de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 1980

Nº	Vizinhança			Reserva de mata nativa
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
		m	%	m
1	rio	1148,0	48,35	2374,5
	pastagem arborizada	1226,5	51,65	
2	pastagem limpa	540,0	100,00	540,0
3	mata nativa*	795,6	37,83	2103,1
	pastagem arborizada	1133,8	53,91	
	pastagem limpa	173,8	8,26	
4	mata nativa*	706,7	10,00	7068,0
	pastagem arborizada	2807,8	39,73	
	pastagem limpa	2404,7	34,02	
	eucalipto	1148,8	16,25	
5	pastagem limpa	876,6	77,96	1124,5
	pastagem arborizada	247,9	22,04	
6	eucalipto	778,5	38,74	2009,3
	pastagem arborizada	1230,8	61,26	
7	pastagem limpa	9437,2	60,12	15696,4
	pastagem arborizada	4212,0	26,83	
	Infra-estrutura	121,8	0,78	
	estrada	1925,4	12,27	
8	mata nativa*	428,7	39,85	1075,9
	pastagem limpa	647,2	60,15	
9	rio	930,4	43,57	2135,6
	pastagem arborizada	183,5	8,59	
	estrada	1021,8	47,84	
10	pastagem arborizada	766,2	65,36	1172,3
	brejo	406,1	34,64	
11	pastagem arborizada	4474,5	87,26	5127,6
	pastagem limpa	398,8	7,78	
	estrada	254,3	4,96	
12	pastagem arborizada	3177,7	100,00	3177,7
13	pastagem arborizada	860,1	31,40	2738,9
	pastagem limpa	700,4	25,57	
	rio	1092,7	39,90	
	estrada	85,7	3,13	
14	agricultura	37,5	3,40	1105,2
	estrada	530,8	48,02	
	pastagem arborizada	536,9	48,58	

*Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo. Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança	Reserva de mata nativa		
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
		m	%	m
15	estrada	163,3	8,54	1912,4
	pastagem arborizada	1749,1	91,46	
16	pastagem arborizada	1631,7	91,23	1788,6
	estrada	156,8	8,77	
17	mata nativa*	260,8	10,73	2430,4
	rio	118,7	4,89	
	pastagem arborizada	1633,1	67,20	
	pastagem limpa	417,7	17,19	
18	estrada	126,4	35,16	359,7
	pastagem arborizada	233,2	64,84	
19	pastagem arborizada	3259,3	81,17	4015,3
	pastagem limpa	756,0	18,83	
20	estrada	5,5	76,04	7,2
	infra estrutura	1,7	23,96	
21	pastagem arborizada	561,9	50,81	1106,0
	rio	544,0	49,19	
22	pastagem arborizada	5704,7	78,81	7238,5
	pastagem limpa	1310,4	18,10	
	estrada	223,4	3,09	
23	mata nativa*	127,1	11,39	1115,8
	pastagem arborizada	836,5	74,97	
	pastagem limpa	152,3	13,65	
24	brejo	767,7	4,19	18308,1
	lagoa	323,3	1,77	
	mata nativa*	756,0	4,13	
	pastagem arborizada	10439,1	57,02	
	pastagem limpa	6022,0	32,89	
25	brejo	129,2	1,41	9170,0
	estrada	6,6	0,07	
	mata nativa*	4420,6	48,21	
	pastagem arborizada	4085,0	44,55	
26	pastagem limpa	528,6	5,76	484,2
	estrada	62,6	12,92	
27	pastagem limpa	421,7	87,08	625,8
	pastagem limpa	625,8	100,00	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.

Quadro A4 – Vizinhança das reserva de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) mapeadas, no projeto Macedônia, municípios de Ipaba e Bugre-MG, no ano de 2004

Nº	Vizinhança			Reserva de mata nativa
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
		m	%	m
1	agricultura	569,1	2,90	19606,3
	estrada	4904,3	25,01	
	mata nativa*	961,8	4,91	
	pastagem arborizada	4876,4	24,87	
	pastagem limpa	89,5	0,46	
	rio	8205,2	41,85	
2	estrada	690,8	41,70	1656,7
	eucalipto	965,9	58,30	
3	estrada	8303,5	62,27	13333,9
	eucalipto	4850,0	36,37	
	Infra-estrutura	180,4	1,35	
4	brejo	1189,0	34,58	3438,0
	estrada	1643,9	47,81	
	pastagem arborizada	605,2	17,60	
5	estrada	775,3	49,08	1579,6
	eucalipto	804,3	50,92	
6	estrada	695,2	46,68	1489,3
	eucalipto	794,2	53,32	
7	pastagem arborizada	28,9	4,91	589,3
	estrada	266,0	45,14	
	mata nativa*	183,4	31,13	
	eucalipto	110,9	18,82	
8	estrada	763,5	48,26	1582,2
	eucalipto	784,8	49,60	
	pastagem arborizada	33,8	2,14	
9	estrada	806,9	100,00	806,9
10	estrada	391,0	49,48	790,2
	eucalipto	399,2	50,52	
11	pastagem arborizada	598,2	37,69	1587,2
	pastagem limpa	293,6	18,50	
	estrada	444,0	27,97	
	eucalipto	251,4	15,84	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.

Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança			Reserva de mata nativa
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
		m	%	m
12	brejo	845,7	30,10	2809,9
	estrada	1964,1	69,90	
13	estrada	266,9	55,95	477,0
	eucalipto	210,1	44,05	
14	estrada	78,7	15,74	500,2
	eucalipto	421,4	84,26	
15	estrada	58,4	28,94	201,9
	pastagem arborizada	45,0	22,30	
	brejo	72,7	36,02	
	pastagem limpa	25,7	12,74	
16	estrada	1132,4	56,02	2021,4
	brejo	889,0	43,98	
17	estrada	561,4	43,80	1281,8
	brejo	545,9	42,59	
	pastagem limpa	83,4	6,51	
	pastagem arborizada	91,1	7,10	
18	estrada	425,1	73,47	578,6
	eucalipto	153,5	26,53	
19	estrada	98,1	47,86	204,9
	pastagem arborizada	106,8	52,14	
20	estrada	458,1	51,43	890,8
	eucalipto	418,2	46,95	
	pastagem arborizada	14,4	1,62	
21	pastagem arborizada	50,7	5,55	914,0
	estrada	357,9	39,15	
	eucalipto	505,5	55,30	
22	estrada	81,5	20,63	395,1
	eucalipto	313,6	79,37	
23	eucalipto	840,3	46,91	1791,6
	estrada	951,2	53,09	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.

Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança		Reserva de mata nativa	
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro m
		m	%	
24	brejo	244,1	1,60	15276,1
	estrada	2340,0	15,32	
	eucalipto	1608,3	10,53	
	Infra-estrutura	228,3	1,49	
	pastagem arborizada	5818,2	38,09	
	pastagem limpa	598,1	3,92	
	rio	4439,0	29,06	
25	estrada	2804,6	48,61	5769,3
	eucalipto	2873,0	49,80	
	pastagem arborizada	91,7	1,59	
26	estrada	427,7	79,38	538,7
	eucalipto	62,3	11,57	
	brejo	48,8	9,05	
27	eucalipto	367,4	25,16	1460,5
	pastagem arborizada	738,1	50,54	
	estrada	355,0	24,31	
28	agricultura	242,1	3,75	6456,2
	eucalipto	2077,6	32,18	
	Infra-estrutura	91,0	1,41	
	lagoa	562,2	8,71	
	pastagem arborizada	165,3	2,56	
	estrada	2591,6	40,14	
	pastagem limpa	726,4	11,25	
29	estrada	401,4	67,44	595,1
	mata nativa*	129,4	21,75	
	pastagem arborizada	64,4	10,81	
30	estrada	914,3	31,09	2940,7
	eucalipto	2026,4	68,91	
31	estrada	278,0	75,88	366,4
	eucalipto	88,4	24,12	
32	estrada	392,9	47,52	826,9
	brejo	434,0	52,48	
33	estrada	99,9	55,94	178,7
	eucalipto	78,7	44,06	

*Reserva de mata nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.

Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança		Reserva de mata nativa	
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro
		m	%	m
34	pastagem arborizada	146,0	12,59	1159,5
	estrada	493,8	42,59	
	pastagem limpa	129,2	11,14	
	mata nativa*	269,6	23,25	
	eucalipto	120,9	10,43	
35	estrada	82,6	47,12	175,3
	brejo	92,7	52,88	
36	aceiro	98,7	3,90	2527,3
	eucalipto	691,1	27,35	
	estrada	1737,5	68,75	
37	estrada	3442,5	37,30	9228,2
	eucalipto	3975,8	43,08	
	pastagem arborizada	1121,7	12,16	
	pastagem limpa	688,3	7,46	
38	pastagem arborizada	133,4	8,76	1522,9
	eucalipto	66,5	4,36	
	estrada	1323,0	86,87	
39	aceiro	100,7	8,65	1163,8
	pastagem arborizada	45,9	3,94	
	pastagem limpa	556,9	47,85	
	estrada	460,4	39,56	
40	aceiro	176,7	7,31	2415,9
	eucalipto	1228,9	50,87	
	mata nativa*	351,1	14,53	
	pastagem limpa	32,3	1,34	
	pastagem arborizada	627,0	25,95	
41	mata nativa*	143,4	35,30	406,2
	estrada	131,9	32,46	
	pastagem arborizada	92,8	22,83	
	brejo	38,2	9,41	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.

Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança		Reserva de mata nativa	
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro m
		m	%	
42	aceiro	71,4	1,65	4333,7
	estrada	786,0	18,14	
	eucalipto	1813,1	41,84	
	mata nativa*	333,2	7,69	
	pastagem arborizada	1330,1	30,69	
43	aceiro	809,2	13,71	5901,4
	estrada	2696,0	45,68	
	eucalipto	1111,8	18,84	
	pastagem arborizada	538,2	9,12	
	pastagem limpa	746,1	12,64	
44	estrada	1285,5	77,05	1668,5
	pastagem limpa	349,0	20,91	
	mata nativa*	34,1	2,04	
45	estrada	1019,8	58,87	1732,4
	pastagem limpa	551,8	31,85	
	eucalipto	160,8	9,28	
46	estrada	562,7	78,39	717,9
	brejo	155,1	21,61	
47	brejo	387,3	39,54	979,5
	estrada	401,6	41,01	
	agricultura	190,6	19,46	
48	mata nativa*	58,8	4,27	1375,6
	estrada	492,8	35,82	
	pastagem arborizada	222,8	16,20	
	agricultura	601,3	43,71	
49	brejo	594,4	11,66	5096,2
	estrada	2128,0	41,76	
	pastagem limpa	1665,5	32,68	
	eucalipto	708,2	13,90	
50	pastagem arborizada	87,9	40,44	217,5
	estrada	85,0	39,09	
	eucalipto	44,5	20,47	
51	estrada	220,0	12,77	1722,3
	Infra-estrutura	22,1	1,28	
	mata nativa*	151,2	8,78	
	pastagem arborizada	1329,0	77,16	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo. Continua...

Continuação...

Nº	Vizinhança		Reserva de mata nativa	
	Categoria de uso da terra	Perímetro		Perímetro m
		m	%	
52	lagoa	358,5	30,14	1189,5
	estrada	741,4	62,32	
	eucalipto	89,7	7,54	
53	eucalipto	337,5	21,49	1570,4
	estrada	539,4	34,35	
	pastagem arborizada	693,4	44,16	
54	pastagem arborizada	1406,6	21,15	6651,9
	estrada	1332,4	20,03	
	eucalipto	3873,4	58,23	
	mata nativa*	39,5	0,59	
55	brejo	1042,1	45,44	2293,3
	estrada	934,5	40,75	
	eucalipto	316,8	13,81	
56	brejo	3695,3	21,09	17525,6
	estrada	6219,3	35,49	
	eucalipto	2612,5	14,91	
	Infra-estrutura	26,6	0,15	
	lagoa	853,1	4,87	
	mata nativa*	715,0	4,08	
	pastagem arborizada	2307,7	13,17	
	pastagem limpa	1096,2	6,25	
57	Infra-estrutura	14,7	0,70	2091,7
	estrada	1122,8	53,68	
	pastagem limpa	954,2	45,62	

* Reservas de floresta nativa que ultrapassam o limite da área de estudo.