



MARCELO DIAS TEIXEIRA

**ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DOS
DESMATAMENTOS NA ESTRUTURA DA
PAISAGEM NA REGIÃO NORTE DE MINAS
GERAIS**

LAVRAS – MG

2015

MARCELO DIAS TEIXEIRA

**ANÁLISE DOS DESMATAMENTOS NA COMPOSIÇÃO DA
ESTRUTURA DA PAISAGEM NA REGIÃO NORTE DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais – Curso Mestrado Profissional, área de concentração em Recuperação e Conservação de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Coorientador

Me. Fausto Weimar Acerbi Júnior

LAVRAS – MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Teixeira, Marcelo Dias.

Análise dos desmatamentos na composição da estrutura da
paisagem na região norte de Minas Gerais / Marcelo Dias Teixeira. –
Lavras : UFLA, 2015.

68 p. : il.

Dissertação(mestrado profissional)–Universidade Federal de
Lavras, 2015.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Ecologia de Paisagens. 2. Desmatamento. 3. Fragmentação. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

MARCELO DIAS TEIXEIRA

**ANÁLISE DOS DESMATAMENTOS NA COMPOSIÇÃO DA
ESTRUTURA DA PAISAGEM NA REGIÃO NORTE DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais – Curso Mestrado Profissional, área de concentração em Recuperação e Conservação de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 05 de fevereiro de 2015.

Dr. Sérgio Teixeira da Silva UFLA

Dr. Luciano Teixeira de Oliveira UFLA

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

LAVRAS – MG

2015

AGRADECIMENTOS

A meus pais em primeiro lugar, Marcos pelos ensinamentos que vou seguir por toda vida; Gilda, mãe coruja, por seu exemplo, dedicação e por sua força; ao meu irmão William, grande parceiro de todas as horas.

Ao professor Fausto, grande profissional e, acima de tudo, amigo, meus mais sinceros agradecimentos; ao professor Marco Aurélio pela disposição em me orientar; ao Sérgio Teixeira por sua paciência e presteza; ao Luciano Teixeira por suas ideias no projeto; à Júlia Fonseca pela contribuição neste trabalho.

Aos Estagiários do Laboratório de Geoprocessamento, obrigado pela convivência. Foram ótimos momentos de aprendizado e crescimento, sucesso a todos.

A todos os funcionários, professores e alunos do Lemaf; grande família que me acolheu.

RESUMO

Este trabalho objetivou analisar a influência dos desmatamentos na estrutura da paisagem e no processo de fragmentação florestal da sub-bacia hidrográfica Rio Pandeiros (SF9). O mapa da cobertura do solo utilizado neste estudo foi um recorte da classificação da vegetação nativa de Minas Gerais e apresenta 13 classes fisionômicas: Floresta Ombrófila Sub Montana, Floresta Ombrófila Montana, Floresta Ombrófila Alto Montana, Floresta Estacional Semidecidual Sub Montana, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Estacional Decidual Sub Montana, Floresta Estacional Decidual Montana, Campo, Campo Rupestre, Campo Cerrado, Cerrado, Cerradão, Vereda, e além dos reflorestamentos, das áreas urbanas, da água e outros. Os polígonos de desmatamentos que foram utilizados nesse estudo foram detectados durante os anos agrícolas de 2009/2010 e 2010/2011. Foram empregados índices de ecologia de paisagem aliados a técnicas de sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto para avaliar os padrões das classes de vegetação nativa e das áreas desmatadas. Estes índices foram gerados através do software Fragstats 4.1. Também foi realizada uma análise espacial dos polígonos de desmatamentos, dos dois anos agrícolas, em relação às unidades de conservação existentes na sub-bacia. Os resultados da estrutura da paisagem referentes ao ano agrícola 2009/2010 mostraram que os desmatamentos representam 0,23% da área total divididos em 280 polígonos, podendo ser encontrados polígonos de 1,26 ha a 520,29 ha. Já no ano agrícola de 2010/2011 o desmatamento passou a representar 0,28% da área total dividido em 255 polígonos; um aumento, em média, nas áreas destes polígonos. Em relação às classes de vegetação, o Cerrado predominou, ocupando 32% da área total. A comparação dos dois anos na análise espacial permitiu comprovar que existe desmatamento nas unidades de conservação de uso sustentável, mas de um ano para o outro houve uma redução de 50% deste desmatamento. Entretanto, a área desmatada é elevada para unidades de conservação classificadas pelo SNUC como de uso sustentável.

Palavras-chave: Ecologia de Paisagens. Desmatamento. Unidades de Conservação. Geoprocessamento. Fragmentação Florestal.

ABSTRACT

In this work, we aimed at analyzing the influence of deforestation over the landscape structure and the forest fragmentation process of the Rio Pandeiros hydrographic sub-basin (SF9). The map for land cover used in this study was a cutout of the native vegetation classification in Minas Gerais, Brazil, and presents 23 physiognomic classes: Sub Montane Ombrophilous Forest, Montane Ombrophilous Forest, High-Montane Ombrophilous Forest, Sub Montane Semideciduous Seasonal Forest, Montane Semideciduous Seasonal Forest, Montane Deciduous Seasonal Forest, Field, Rupestrian Field, Cerrado Field, Cerrado, Cerradão, Vereda, in addition to the reforestations, urban areas, water and others. The deforestation polygons used in this study were detected during the agricultural years of 2009/2010 and 2010/2011. We employed landscape ecology indexes allied with geographical information system techniques and remote sensing to evaluate the patterns of native vegetation classes and of deforested areas. These indexes were generated by means of the Fragstats 4.1 software. We also performed spatial analysis of the deforestation polygons of both agricultural years in relation to the conservation units existent in the sub-basin. The results of the landscape structure regarding the agricultural year of 2009/2010 showed that the deforestations represent 0.23% of the total area, divided into 280 polygons, with the possibility of finding polygons from 1.26 ha to 520.29 ha. In the agricultural year of 2010/2011, the deforestation represented 0.28% of the total area, divided into 255 polygons; an increase in the mean of the area of these polygons. Regarding the vegetation classes, Cerrado predominated, occupying 32% of the total area. The comparison of both years in spatial analysis allowed us to prove that there is deforestation in the sustainable use conservation units, however, from one year to the other, there was reduction of 50% in the deforestation. Therefore, the deforested area is elevated for conservation units classified as of sustainable use by the SNUC.

Keywords: Landscape ecology. Deforestation. Conservation Units. Geoprocessing. Forest Fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização da área de estudo, a sub-bacia do Rio Pandeiros (SF9)	33
Figura 2 Recorte da classificação da cobertura do solo com os polígonos de desmatamentos de 2009/2010 na área de estudo	36
Figura 3 Recorte da classificação da cobertura do solo com os polígonos de desmatamento de 2010/2011 na área de estudo.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Índices de ecologia de paisagem selecionados para análise da área de estudo	39
Tabela 2 Variáveis e abreviaturas utilizadas nas fórmulas das métricas computadas neste estudo	41
Tabela 3 Valores dos índices de paisagem para as classes da classificação com os polígonos de desmatamento de 2009/2010	44
Tabela 4 Valores dos índices de paisagem para as classes da classificação com os polígonos de desmatamento de 2010/2011	51

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	14
2.1	Objetivo geral	14
2.2	Objetivos específicos	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	Ecologia da paisagem	15
3.2	Índices de Ecologia de Paisagem	16
3.3	Estrutura da Paisagem	17
3.4	Fragmentação	18
3.5	Conectividade	20
3.6	Desmatamentos	21
3.7	Conservação da biodiversidade	24
3.8	Fragstats	26
3.9	Geoprocessamento	26
3.10	Sistema de Informações geográficas	28
3.11	Sensoriamento Remoto	28
3.12	Análise Espacial	30
4	METODOLOGIA	32
4.1	Área de estudo	32
4.2	Classificação da cobertura do solo	33
4.3	Polígonos de desmatamentos	34
4.4	Métricas da Paisagem	38
4.5	Análise espacial	41
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	Referente ao ano agrícola 2009/2010	43
5.2	Referente ao ano agrícola 2010/2011	49
5.3	Análise espacial	53
6	CONCLUSÃO	55
	REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

A compreensão das relações do meio-ambiente e sua dinâmica necessitam de uma visão mais responsável, uma vez que questões envolvendo aspectos físicos e ecológicos dos sistemas naturais estão diretamente ligados a fatores socioeconômicos e políticos. Dessa visão holística, surge uma nova área na ciência, a Ecologia de Paisagem (HAINES-YOUNG; GREEN; COUSINS, 1993).

A ecologia de paisagem é definida como o estudo da estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistemas em interação (FORMAN; GODRON, 1986) e não envolve somente as dimensões biológicas e físicas de um ambiente, mas também os aspectos históricos, culturais e socioeconômicos (SOARES-FILHO, 1998).

Para estudos de paisagem é fundamental o conhecimento de suas mudanças através do tempo em que esses processos dinâmicos estão ocorrendo (SELMAN; DOAR, 1992). A fragmentação é o processo de interrupção de uma área de vegetação natural contínua, que resulta em áreas menores isoladas umas das outras por ambientes diferentes do original (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991). Essas áreas são formadas por barreiras antrópicas como estradas, cidades, culturas agrícolas e pastagens ou naturais como montanhas, lagos e rios.

O processo de fragmentação é responsável por uma série de efeitos diretos e indiretos sobre o ecossistema. Essas mudanças incluem o aumento de espécies pioneiras, amplificação do efeito de borda, diminuição das taxas de migração, aumento das taxas de mortalidade e diminuição da biodiversidade com perda de espécies raras e ameaçadas de extinção, resultando na simplificação e homogeneização biótica dos fragmentos, reduzindo a

probabilidade de manutenção dessas populações e a preservação do ambiente (BERNACCI et al., 2006).

O desmatamento em áreas florestais é um dos principais fatores que resulta na formação de fragmentos isolados, como “ilhas de mata”, cercadas por habitats não florestados denominados matriz (PÉRICO et al., 2005). A fragmentação da floresta antes contínua, além da perda de espécies provocada por sua destruição, causa em longo prazo modificações no fragmento em relação à diversidade e composição da fauna e flora, de forma a modificar as interações entre espécies, alterando os processos biológicos e as características do microclima e do solo (MORATO; CAMPOS, 2000). Assim, estudos de ecologia de paisagem são fundamentais para a análise de estrutura, função e dinâmica desses ecossistemas complexos, formados por áreas heterogêneas, permitindo eficácia do manejo e conservação da paisagem (CEMIM; PÉRICO; REMPEL, 2005).

O desmatamento muda a configuração do espaço da região, pressionando as áreas de vegetação nativa para o desenvolvimento de atividades agropecuárias e a produção de carvão vegetal para o abastecimento de siderúrgicas (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). O bioma Cerrado foi alvo de desmatamentos intensos e indiscriminados nas últimas quatro décadas, decorrentes da implementação da Revolução Verde, que resultou numa elevada conversão das coberturas originais em usos agropecuários e numa progressiva fragmentação da cobertura original, cujas unidades remanescentes podem apresentar graus variados, reforçando a importância da preservação dessas áreas (FARIA; CASTRO, 2010).

Para a análise e quantificação da estrutura da paisagem e caracterização de sua complexidade, são utilizados índices que podem ser distribuídos em diversas categorias, denominados de métricas ou índices de ecologia da paisagem (FERREIRA et al., 2014).

Estudos utilizando métricas ou índices de ecologia da paisagem tornam-se fundamentais para fins de manutenção da biodiversidade, pois a análise dos valores das métricas permite identificar áreas aptas à conservação, por meio da descrição do nível de uniformidade ou fragmentação espacial da paisagem, essenciais para avaliar mecanismos ecológicos responsáveis pelas distribuições populacionais (CEMIM; PÉRICO; REMPEL, 2005; WANG; HAMANN; CUMMING, 2012).

Neste contexto de fragmentação do espaço surge a necessidade de implementação de novas políticas públicas que atentem para a preservação ambiental, por meio de movimentos da sociedade civil e instituições nacionais. Uma medida eficaz para preservação e minimização do impacto antrópico sobre o meio ambiente é a criação de unidades de conservação (UCs). Essas unidades são voltadas para a proteção da diversidade biológica e seus recursos genéticos associados, salientando a importância da implantação de UCs no Brasil que é um país considerado megadiverso devido a sua riqueza de fauna, flora e microrganismos (SIMÕES, 2008).

Estudos relacionados à estrutura da paisagem, que oferecem suporte ao entendimento de padrões e processos fundamentais para diversos organismos são escassos, o que leva à necessidade de mais pesquisas em escalas locais, pois cada local dispõe de características diferenciadas da paisagem. Poucos estudos têm caracterizado a conectividade e o tamanho dos fragmentos em escalas locais nos ecossistemas tropicais (LINDBORG; ERIKSSON, 2004; METZGER, 2008). Com isso, é preciso compreender as relações ecológicas da paisagem nessas regiões para agir com maior eficácia na sua gestão e conservação.

Assim, nesse contexto de preservação está inserida a sub-bacia SF9- Rio Pandeiros que abriga várias unidades de conservação, classificadas pelo SNUC como Proteção Integral: seis Parques, duas Reservas Biológicas e um Refúgio da Vida Silvestre; Uso Sustentável: quatro Áreas de Proteção Ambiental e uma

Reserva de Desenvolvimento Sustentável. Estas unidades compõe o Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas - Peruaçu, uma importante iniciativa governamental que visa estabelecer políticas que integrem o desenvolvimento com a conservação ambiental (LIMA, 2008).

Portanto, as duas perguntas científicas que nortearam este estudo foram:
(i) quais são os impactos causados pelos desmatamentos na estrutura da paisagem?(ii) as unidades de conservação situadas na sub-bacia SF9 estão cumprindo o seu papel quanto à proteção de suas áreas contra os desmatamentos?

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a influência dos desmatamentos na estrutura da paisagem e no processo de fragmentação florestal da sub-bacia hidrográfica Rio Pandeiros (SF9).

2.2 Objetivos específicos

- a) Gerar índices de ecologia de paisagem para cada classe de cobertura do solo, incluindo a classe desmatamentos;
- b) Avaliar as características dos polígonos de desmatamentos e seu efeito sobre a estrutura da paisagem;
- c) Gerar índices que possibilitem analisar a conectividade da estrutura da paisagem;
- d) Gerar uma análise espacial dos polígonos de desmatamentos em relação às Unidades de Conservação da área em estudo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Ecologia da paisagem

A origem do conceito paisagem sob o ponto de vista científico baseia-se na geografia proposta pelos naturalistas alemães do século XIX (BERTRAND, 1972), que dividem o termo em paisagens naturais e culturais. As naturais referem-se a elementos combinados de terreno, vegetação, solo, rios e lagos e culturais que são as modificações feitas pelo homem (SCHIER, 2003). Por sua vez, Maximiano (2004) destaca a abordagem do conceito de paisagem por diferentes escolas europeias no século XX, destacando a escola Francesa, com o conceito de região e gênero de vida, ligados aos aspectos históricos e culturais, as escolas Alemãs e do Leste Europeu com a importância dos aspectos vegetacionais e físicos, juntamente aos aspectos humanos. A partir da conceituação das escolas europeias foi definido o termo ecologia da paisagem. Sendo caracterizado, inicialmente, por uma abordagem geográfica da paisagem com uma visão holística e integralizada às ciências sociais e biológicas, que visava ao ordenamento territorial (METZGER, 2001).

A abordagem mais recente da paisagem, por sua vez, pode ser vista como ecológica. Segundo Ritter e Moro (2012), essa abordagem está relacionada à transposição da teoria de biogeografia de ilhas para o meio terrestre, para a aplicação na conservação da diversidade biológica, ao manejo de recursos, na ecologia de ecossistemas, na modelagem e análise espacial.

Metzger (2001) discute que o ponto central da ecologia da paisagem é a existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem que interagem com a sua vizinhança, combinando a análise espacial da geografia com o aspecto funcional da ecologia, entendendo como os processos ecológicos são influenciados pelo padrão espacial, e trata a paisagem como um mosaico

heterogêneo. Fortin, Morales e Boyce (2005) destacam que a crescente evolução tecnológica e os sistemas de informações geográficos estimularam o progresso da pesquisa ecológica, principalmente da ecologia de paisagem. Na sequência, foram desenvolvidos numerosos índices de paisagem que permitem analisar a estrutura da paisagem e seus processos ecológicos.

3.2 Índices de Ecologia de Paisagem

As métricas ou índices de ecologia da paisagem foram desenvolvidos com o intuito de se estudar os padrões de estrutura espacial das manchas ou fragmentos e são utilizados para caracterizar a complexidade das paisagens (FERREIRA et al., 2014). A realização de estudos utilizando métricas ou índices de ecologia da paisagem torna-se fundamental para fins de manutenção da biodiversidade, pois a análise dos valores das métricas permite identificar áreas aptas à conservação (WANG; HAMANN; CUMMING, 2012).

Várias dessas métricas têm sido usadas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos através do uso integrado das ferramentas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (LANG; BLASCHKE, 2009). As métricas podem avaliar em nível de fragmento, de classe e de paisagem, dependendo do que se quer avaliar. Métricas de área são utilizadas para estudos ecológicos; as métricas de fragmentos permitem descobrir o grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos e outros aspectos; as métricas de bordas representam a configuração da paisagem; as métricas de forma possuem relação com o efeito de borda; as métricas de área central são uma medida de qualidade de habitats; as métricas de vizinho mais próximo qualificam a configuração da paisagem; as métricas de contágio e intercalação podem medir a estrutura da paisagem; métricas de diversidade visam quantificar a composição da paisagem (VOLOTÃO, 1998).

Assim, a realização de estudos utilizando métricas ou índices de ecologia da paisagem é de grande importância para a manutenção da biodiversidade, pois a análise dos valores das métricas permite a identificação de áreas aptas à conservação por meio da interpretação dos resultados de área, forma, borda, e proximidade das manchas dentro da paisagem (CALEGARI et al., 2010).

3.3 Estrutura da Paisagem

A paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas como matriz e fragmentos, que formam os ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras, cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (BLANDIN; LAMOTTE, 1988; FORMAN; GODRON, 1986; OPDAM, 1987; OPDAM et al., 1993). A estrutura da paisagem interfere na dinâmica de populações, alterando a susceptibilidade à extinção e as possibilidades de deslocamento das populações pela paisagem.

Entende-se por matriz o elemento da paisagem mais conectado e extensivo, circundando a mancha, que apresenta estrutura e composição específica distinta das manchas. A matriz possui grande importância no funcionamento e sobrevivência do sistema, pois os fluxos de espécies, energia e matéria entre a matriz e seus elementos são dependentes da sua estrutura e composição (LANG; BLASCHKE, 2009).

O fragmento ou mancha pode ser definido como a porção não linear da paisagem, diferindo em aparência do seu entorno (LANG; BLASCHKE, 2009). Atualmente, a maior parte da biodiversidade se encontra localizada em fragmentos florestais pouco estudados e preservados (VIANA; PINHEIRO, 1998).

Antongiovanni e Metzger (2005) enfatizam que a resposta das espécies sob efeito da fragmentação depende das características estruturais da matriz e das características biológicas das espécies, já que há espécies mais vulneráveis à fragmentação e espécies menos vulneráveis. No processo antrópico de fragmentação do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e na diversidade das comunidades.

Para minimizar os efeitos da fragmentação torna-se necessária a criação de estratégias que visem à conservação da biodiversidade. Entre estas, estão os corredores ecológicos, que se apresentam como importantes elementos na estrutura da paisagem. Os corredores garantem a conexão entre os fragmentos permitindo o fluxo gênico entre eles, que representa um aspecto crítico para a sobrevivência e a dinâmica populacional (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Sua criação pode ser baseada em critérios específicos, levando em conta a escala espacial, os elementos particulares em uma paisagem, ou o comportamento de uma espécie específica (KOZIEL et al., 2010).

Os corredores constituem um importante instrumento de planejamento ambiental (KOZIEL et al., 2010), podendo ser estudados por meio de métricas ou índices de ecologia da paisagem (FALL et al., 2007). Várias dessas métricas têm sido utilizadas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos através do uso integrado das ferramentas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (LANG; BLASCHKE, 2009).

3.4 Fragmentação

A fragmentação é o processo de transformação de uma paisagem contínua, rompendo com a conectividade do ambiente natural (METZGER, 2003), resultando na perda de habitat, que transforma a paisagem, que antes se constituía em um contínuo, em uma paisagem fragmentada. Esse processo

influencia a riqueza de espécies que se dá em função do tamanho das manchas e de seu grau de isolamento. Fragmentos pequenos e mais isolados suportam menos espécies que os maiores e menos isolados (DEBINSKI; HOLT, 2000; SMITH; HELLMANN, 2002).

A fragmentação de paisagens pode acarretar danos às populações biológicas, ameaçando significativamente a biodiversidade. Rybicky e Hanski (2013) evidenciam que as relações entre a espécie e a área são importantes, e em longo prazo pode haver um decréscimo das espécies com a perda de habitat, ocasionado pelo isolamento que rompe os processos de dispersão e recolonização, uma vez que existem limiares que garantem um habitat mínimo para as espécies e conseqüentemente sua manutenção (HANSKI; OVASKAINEM, 2002).

Radford, Bennet e Cheers (2005) apresentam estudos que apontam que o declínio das populações e espécies ocorre quando o habitat original é reduzido de 30 a 10% do original.

Segundo Laranjeira (2012), o limiar para a manutenção de espécies está na capacidade de conectividade entre os fragmentos. A perda de conectividade e o isolamento, segundo Fischer e Lindenmayer (2007), está relacionada a extinções em cascata, onde a diminuição e o isolamento de um habitat provocará a extinção de uma espécie que poderá servir de gatilho para o desaparecimento de outras. Este processo se dá pela capacidade de cada espécie em dispersar-se e movimentar-se pelos fragmentos em uma determinada matriz (BOSCOLO et al., 2008), promovendo ou não, os fluxos ecológicos, a recolonização de outras áreas e a preservação genética (MATISZIWI; MURRAY, 2009).

Um dos significativos aspectos da fragmentação que maximizam o risco de extinção de espécies é a intensificação do efeito de borda (ZAU, 1998). O efeito de borda muda a distribuição das espécies, afetando principalmente espécies mais especializadas (FERRAZ, 2011). Segundo Holanda et al. (2010), a

formação de bordas expõe espécies adaptadas a determinados fatores abióticos que antes não existiam no interior da floresta, como o aumento de temperatura, luminosidade, velocidade dos ventos e alteração da umidade, induzindo a mortalidade de árvores do dossel, criando espaços adicionais, aumentando assim as influências externas (CAYUELA et al., 2009). Sendo que quanto maior a área florestada contida em pequenos fragmentos, maior é a intensificação do efeito de borda (SAMPAIO, 2011).

A fragmentação de forma natural e equilibrada propicia um ambiente favorável para sobrevivência das espécies podendo transformá-las com o passar do tempo. Entretanto, atualmente, esse tipo de fragmentação quase não tem destaque em comparação à fragmentação ocorrida pela ação do homem, de maneira muito mais brusca e rápida.

3.5 Conectividade

Conectividade diz respeito à capacidade das espécies e recursos ecológicos de se deslocarem através de paisagens, não apenas no domínio terrestre, mas também em sistemas aquáticos e entre os dois (LINDENMAYER et al., 2008).

Metzger (1999) define o conceito de conectividade entre os elementos da paisagem como de grande importância no funcionamento e sobrevivência do sistema, pois os fluxos de espécies, energia e matéria se movimentam segundo a permeabilidade da matriz, o arranjo espacial dos fragmentos e a densidade e complexidade funcional dos corredores.

A conectividade pode ser dividida em estrutural e funcional. A estrutural está associada à ligação dos fragmentos através das suas adjacências físicas. Já a conectividade funcional é a capacidade que os organismos têm de cruzar a

matriz sem que a mesma esteja conectada por estruturas físicas (KEITT; URBAN; MILNE, 1997; URBAN; KEITT, 2001).

Outro aspecto que merece destaque é que as estruturas conectadas são consideradas essenciais para permitir a migração, reduzir taxas de extinção e aumentar as taxas de colonização. E o papel dessas estruturas, também conhecidas como corredores ecológicos, varia consideravelmente de espécie para espécie e de população para população e que há poucos estudos disponíveis, sendo que as conclusões gerais não podem ainda ser estabelecidas (WINDT; SWART, 2008).

É importante ressaltar que os dispersores e os polinizadores podem não atravessar matrizes abertas, ou seja, o fluxo gênico de um fragmento com o outro próximo, muitas vezes, somente será possível com a presença de um corredor de vegetação, ligando os fragmentos. Portanto, os corredores são uma importante alternativa para a conservação da vegetação. No entanto, a presença de corredores em uma paisagem fragmentada não necessariamente implica conectividade funcional, mas apenas em um maior potencial de conexão entre populações (SOUZA, 2011).

3.6 Desmatamentos

As mudanças na cobertura do solo são definidas pelas relações homem-natureza que se dão ao longo do tempo, transformando antes uma paisagem natural em uma paisagem artificial com componentes naturais (MERTENS; LAMBIN, 2000). "Se um lugar não é fisicamente tocado pelas mãos do homem, ele, todavia, é objeto das preocupações e intenções econômicas e políticas" (SANTOS, 1988, p. 71).

Por sua vez, as mudanças na paisagem podem configurar-se por causas naturais, relacionadas a distúrbios pontuais, como furacões, deslizamentos de

terra, ou de escala global como as mudanças climáticas (BÜRGI; HERSPERGER; SCHNEEBERGER, 2004).

Segundo Santos (1988), a produção do espaço é o resultado da evolução das técnicas em uma determinada paisagem, relacionada a níveis diferentes de forças produtivas, materiais e imateriais. A rápida evolução das técnicas, principalmente a partir da Revolução Industrial, provocou enormes efeitos na configuração do espaço, desencadeando um aumento populacional e por sua vez a intensificação da agricultura, em que grandes áreas antes florestadas foram removidas (WOLMAN, 1993). Fato que é preocupante, principalmente nas áreas tropicais, que sofrem com crescentes taxas de desmatamentos (BURGESS et al., 2012; LAURANCE et al., 2006).

Rivero et al. (2009), estudando as causas do desmatamento na Amazônia, apontam dois fatores, sendo estes diretos e subjacentes. As causas diretas estão relacionadas à expansão das pastagens, áreas agrícolas, extração madeireira e infraestruturas; as causas subjacentes direcionam as causas diretas e estão relacionadas ao mercado, ao crescimento populacional, fatores estruturais, culturais e as políticas governamentais.

Hargrave e Kis-katos (2013) citam como fatores econômicos e políticos: o mercado de produtos agrícolas e madeireiros, os incentivos e subsídios agrícolas a determinada atividade e a fiscalização ambiental. Bem como fatores relacionados à estrutura fundiária e a mecanização agrícola.

Ewers e Laurence (2006) apontam dois fatores principais que influenciam na dinâmica do desmatamento, sendo estes pequenos proprietários de terra incluindo a agricultura tradicional e assentamentos agrícolas. E, fazendeiros e empresas que exercem uma agricultura industrial e de larga escala.

O perfil do desmatamento, por sua vez, pode diferir para cada região de acordo com mudanças conjunturais, onde Krug (2001) ao analisar dados do PRODES, o programa de monitoramento do desmatamento da Amazônia

brasileira apontou que 21% dos polígonos de desmatamentos correspondem a desmatamentos menores que 50 hectares e 10% se encontram acima de 1000 ha em áreas de florestas densas, aumentando para 21% em áreas de contato entre a floresta Amazônica e o Cerrado. Já Egler et al. (2013) apontam uma inversão nessa tendência onde polígonos maiores que 300 hectares apresentaram um decréscimo em detrimento aos polígonos de 25 a 50 hectares, justamente nessas áreas de contato. Essa mudança de padrão pode estar relacionada, sobretudo às mudanças no cenário econômico, como apontado no estudo de Morton et al. (2006) relacionando o aumento de desmatamentos maiores que 25 hectares no período de 2001 a 2004 à elevação do preço da soja no Estado do Mato Grosso.

Perz et al. (2013) associam as mudanças na cobertura do solo às influências transnacionais, relacionando medidas de integração pautadas na construção de infraestruturas e de políticas à integração de áreas de difícil acesso à economia global. Interferindo no fluxo do trabalho, de capital, commodities e ideias, acelerando as mudanças na cobertura vegetal (HECHT et al., 2006).

Estes processos globais cristalizam-se, segundo Castro (2008), nas regiões de fronteira que são caracterizadas por extensas áreas naturais sujeitas à expansão de novos territórios de recursos, impulsionadas pelo aumento da demanda por produtos agrícolas ou por recursos primários, como madeira, minério e agroextrativos.

Oliveira (2008) cita o crescente conflito nas áreas de expansão de fronteira agrícola como um dos principais fatores que aumentam a degradação ambiental, relacionadas ao enfraquecimento do cumprimento da legislação ambiental, bem como uma insegurança fundiária e dos direitos de propriedade sobre os recursos extraídos.

As ações humanas no ambiente configuram-se, portanto, como ações socioeconômicas, políticas e culturais, inseridas tanto em um contexto global como local, e o desmatamento, por sua vez, é resultado de diversos fatores

distintos que estão presentes em diferentes escalas, entendendo-se assim, que se trata de uma questão complexa e multifacetada.

3.7 Conservação da biodiversidade

A preservação do meio ambiente representa um dos maiores desafios da atualidade, em função do elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais (VIANA; PINHEIRO, 1998). A destruição do ambiente causa a diminuição da diversidade biológica, distúrbio do regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças climáticas, degradação de recursos naturais entre outros (MARTINS, 2002).

A preservação da biodiversidade tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nas últimas três décadas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005). Uma das maneiras encontradas pelo homem para preservação e minimização do impacto dele sobre o mesmo é a criação de Unidades de Conservação (UC). A criação das Unidades de Conservação constitui-se como uma das principais formas de intervenção governamental, de forma a reduzir a perda da biodiversidade causada pela desterritorialização das espécies de fauna e flora (VALLEJO, 2002).

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), entende-se por unidade de conservação o espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo poder público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

O SNUC regulamenta e define as unidades de conservação nas instâncias federais, estaduais e municipais, dividindo-as em duas categorias distintas: as unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável. As

unidades de proteção integral têm como objetivo preservar a natureza, sendo permitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais. Exemplos dessas unidades são as estações ecológicas, as reservas biológicas, os parques nacionais, os monumentos naturais e os refúgios da vida silvestre. As unidades de uso sustentável têm objetivo básico de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela de seus recursos naturais (BRASIL, 2000).

Por sua vez, as unidades de uso sustentável permitem interferência antrópica, permitindo a utilização direta dos recursos, tendo como objetivo secundário a biodiversidade. As áreas de proteção ambiental (APAs) disciplinam as atividades humanas de forma a proporcionar o uso sustentável dos recursos naturais e a qualidade ambiental para as comunidades locais, por meio de planos de manejo e zoneamento, incluindo áreas de proteção integral da vida silvestre (SOUZA, 2011).

A APA é uma área, na maioria das vezes, extensa com certo grau de ocupação humana, dotada de atributos bióticos, abióticos, estéticos ou culturais importantes para assegurar a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

As APAs contribuem para a preservação da biodiversidade e tem a finalidade de garantir a sustentabilidade do uso dos recursos naturais renováveis, conservando o meio ambiente, mas promovendo o estímulo ao desenvolvimento local. O intuito de uma APA é promover um tratamento diferenciado à produção, introduzindo a área em um plano de desenvolvimento sustentável, sendo assim, é necessário conhecer os diferentes ambientes existentes na área, levando em consideração as limitações e as potencialidades do local (LIMA, 2008).

3.8 Fragstats

Segundo Hessburg e Smith (2014), Fragstats é um versátil programa de estatísticas espaciais, projetado para quantificar a composição, configuração e conectividade dos objetos espaciais dentro de uma imagem raster. O programa foi projetado para quantificar as extensões e as distribuições espaciais dos fragmentos (i.e., polígonos) representados em imagens digitais. O uso do Fragstats elimina a necessidade de escrever comandos de “script” para um sistema de informações geográficas (SIG).

Segundo os mesmos autores, o programa aceita uma imagem classificada, realiza pesquisas na imagem para buscar fragmentos contíguos de cada tipo, e então calcula com um conjunto compreensivo de valores de paisagem e índices baseados nos fragmentos encontrados. Os índices são calculados em três níveis: o fragmento individual, cada tipo de classe encontrada, e a paisagem como um todo.

Volotão (1998) enfatiza a utilização do software para análises multitemporais, onde se pode verificar tendências da modificação da paisagem, difíceis de analisar visualmente, através da análise comparativa.

Portanto, o software Fragstats é uma ferramenta capaz de abranger diversas áreas do conhecimento, pois realiza uma análise espacial através dos índices de paisagem disponíveis gerando informações que poderão ser aplicadas de diversas formas.

3.9 Geoprocessamento

Geoprocessamento, segundo Xavier-da-Silva (1999), é um conjunto de técnicas de processamento de dados, destinado a extrair informação ambiental a

partir de uma base de dados georreferenciada. Nesta definição, o geoprocessamento só é aplicado após a montagem da base de dados digital.

Câmara e Monteiro (2004) dizem que geoprocessamento é uma tecnologia interdisciplinar que possibilita a convergência de diferentes disciplinas científicas para o estudo de fenômenos ambientais e urbanos. Ou ainda, que “o espaço é uma linguagem comum” para as diferentes disciplinas do conhecimento.

O geoprocessamento apresenta um grande potencial para a tomada de decisão sobre problemas rurais, ambientais e urbanos, já que pela dimensão continental do Brasil se tem uma carência de informações sobre estes problemas (NARDINI, 2009). E ainda, se coloca como um importante conjunto de tecnologias de apoio ao desenvolvimento da agricultura, permitindo avaliar grandes quantidades de dados georreferenciados, independentes de serem dinâmicos, estatísticos, ou de estarem atuando de maneira isolada ou em conjunto e permite o tratamento desses dados, gerando informações e possibilitando soluções através de modelagem e simulações de cenários (BUCENE, 2002).

Neste contexto, a utilização de ferramentas do geoprocessamento, como o sensoriamento remoto e o sistema de informações geográficas (SIG), ressalta-se pela eficiência e praticidade. A melhoria da resolução dos sensores orbitais associada ao avanço computacional e capacidade de processamento de dados destinados ao monitoramento de recursos terrestre acarretou um ganho considerável nas aplicações dessas ferramentas para o monitoramento terrestre de áreas extensas (JARDIM et al., 2012).

3.10 Sistema de Informações geográficas

Um sistema de Informações Geográficas (SIG) pode ser definido como um sistema computacional, dotado de ferramentas para manipulação, transformação, armazenamento, visualização, análise e modelagem de dados georreferenciados, voltado para produção de informação, constituindo-se numa importante ferramenta de suporte à decisão (BOHAM-CARTER, 1994; CÂMARA, 1995; STAR; ESTES, 1990).

O SIG ainda possui a capacidade de coletar, processar, armazenar, recuperar, atualizar e corrigir dados espaciais obtidos a partir de fontes diversas, como levantamento de campo, mapas já existentes, fotogrametria, sensoriamento remoto, entre outros. Estes dados espaciais podem ser em formato vetorial ou matricial. Vetorial quando é composto por ponto, linha ou polígono, com um conjunto de coordenadas (X,Y) ou LONG/LAT. Os pontos são representados por um par de coordenadas, linhas e polígonos são sequências de pares de coordenadas. Já os dados matriciais têm uma matriz de células às quais estão associados valores que permitem reconhecer os objetos sob forma de imagem digital. Cada célula é denominada pixel, os valores dos pixels representam uma medição de grandeza física, correspondente a um fragmento do mundo real (VOLOTÃO, 1998).

3.11 Sensoriamento Remoto

Os conceitos de sensoriamento remoto encontrados na literatura não mudam muito. Lillesand e Kiefer (1994, p. 17) afirmam que “é a ciência e a arte de obter informações sobre um objeto, área ou fenômeno através da análise de dados obtidos por um aparelho que não esteja em contato com o objeto, área ou fenômeno sob investigação”. Para Novo (1989, p. 26), é “a utilização de

sensores para aquisição de informações sobre objetos ou fenômenos sem que haja contato direto entre eles”. Novo (2002) afirma ainda que o sensoriamento remoto pode ser definido como a aquisição de informação sobre um objeto a partir de medidas feitas por um sensor, que não se encontra em contato físico direto com ele.

De acordo com Nardini (2009), os sensores podem ser classificados, de uma forma geral, em passivos e ativos. Passivos são os que necessitam de uma fonte externa de radiação eletromagnética para poderem operar, ou seja, utilizam a energia emitida ou proveniente de outras fontes (sol, fonte mais simples) que é refletida ou emitida pelo alvo. Sensores ativos são aqueles que possuem a própria fonte de radiação eletromagnética que é projetada sobre uma área e, em seguida, estes sensores registram a energia emitida e/ou refletida pelos alvos de ocupação da área analisada.

Com o desenvolvimento da pesquisa sobre novos sensores e sobre a ciência da computação foi possível fortalecer e aumentar a análise e monitoramento sobre a cobertura terrestre através das imagens de satélite. As imagens de satélites são úteis na avaliação das mudanças ocorridas na ocupação do solo em uma região, já que registram fielmente a paisagem num dado momento e possuem algumas características que as diferenciam de outras imagens digitais. Essas características são importantes para se entender a essência do processamento digital e são representadas, basicamente, por sua resolução e por sua estrutura (NARDINI, 2009).

As vantagens de utilizar dados de sensoriamento remoto nos levantamentos do uso atual das terras são atingir grandes áreas de difícil acesso, fazer o imageamento de grande altitude, permitindo uma visão sinóptica da superfície terrestre, com repetitividade, viabilizando o monitoramento de grandes áreas (FREITAS FILHO; MEDEIROS, 1993). Permite, também, a análise do uso e cobertura do solo; o que constitui uma técnica de grande

utilidade ao planejamento e administração da ocupação ordenada e racional do meio físico, além de possibilitar a avaliação e monitoramento da preservação de áreas de vegetação natural (NARDINI, 2009). Através da interpretação de imagens de satélite obtém-se, de forma rápida, um mapa temático atualizado e preciso das diferentes estruturas espaciais resultantes do processo de ocupação e uso do solo (RODRÍGUEZ; HERNANDEZ FILHO; MOREIRA, 2000).

3.12 Análise Espacial

Os sistemas de informações geográficas (SIG) e o sensoriamento remoto têm sido cada vez mais utilizados em trabalhos de planejamento territorial. Estas ferramentas possuem como característica a obtenção de informações da área de forma remota, trabalhando junto a um banco de dados (JENSEN, 2009). Obtendo-se assim, o aporte necessário para a compreensão da forma, estrutura e organização do espaço, apresentando-se como ferramenta e conceito para a representação e integração dos dados, proporcionando o entendimento de sua relação espacial, através de modelos que expressam graus de dependência, possibilitando assim a interpretação de como o fenômeno estudado se expressa (CÂMARA; MONTEIRO; MEDEIROS, 2000).

Um dos primeiros casos que ilustram a importância da informação de natureza espacial e temporal foi o caso do médico Jonh Snow que, ao se deparar com o problema da epidemia de cólera em Londres no ano de 1854, mapeou os casos de infecção e observou que as pessoas contaminadas moravam próximas à fonte de água de BroadStreet. Com essa informação, a fonte foi interditada, pode-se controlar a epidemia e comprovar a forma de infecção da cólera pela água (WALDMAN; ROSA, 1998).

Nos dias atuais, com o advento das tecnologias computacionais, este tipo de análise pode ser feito de forma mais complexa; uma vez que é possível

trabalhar um volume maior de dados e com uma velocidade de processamento incalculável para a época ilustrada acima. Neste sentido, vários trabalhos têm surgido no intuito de auxiliar no planejamento territorial (MEIRELLES; ALMEIDA, 2007).

Por sua vez, o emprego de tecnologias e conceitos ligados ao sensoriamento remoto e aos sistemas de informação geográficas para estudo da cobertura vegetal nativa torna-se de fundamental importância para o planejamento de ações visando à manutenção da diversidade da flora e fauna, podendo ser empregado em diferentes estudos ambientais, como na análise da suscetibilidade da ocorrência de desmatamentos (DALCUMUNE et al., 2005). Pois possibilita a sobreposição de inúmeras variáveis, espaciais e temporais na forma de um modelo pertinente que abarque as diferentes facetas que atuam em diversas escalas no processo de modificação da cobertura vegetal.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a sub-bacia hidrográfica Rio Pandeiros (SF9), que está localizada na região norte de Minas Gerais dentro da Bacia do Rio São Francisco (Figura 1). Sua extensão territorial é de 3.115.000 hectares, sendo a segunda sub-bacia com maior extensão de área coberta por vegetação nativa em Minas Gerais (CARVALHO; SCOLFORO, 2008).

A vegetação nativa predominante é o Cerrado com ocorrência das fisionomias cerrado sensu strictu, campo, campo cerrado, floresta decidual, floresta semidecidual e veredas (CARVALHO; SCOLFORO, 2008). Além de conter importantes áreas de tensão ecológica entre o Cerrado e a Caatinga (MENINO et al., 2012).

O clima de acordo com a classificação climática de Thornthwaite é semi-árido com pouca variação de calor no decorrer do ano (COELHO; BASTOS, 1988). O relevo é caracterizado como predominantemente plano apresentando a ocorrência de chapadões, com altitudes variando de 500 a 700 metros (BETHONICO, 2009).

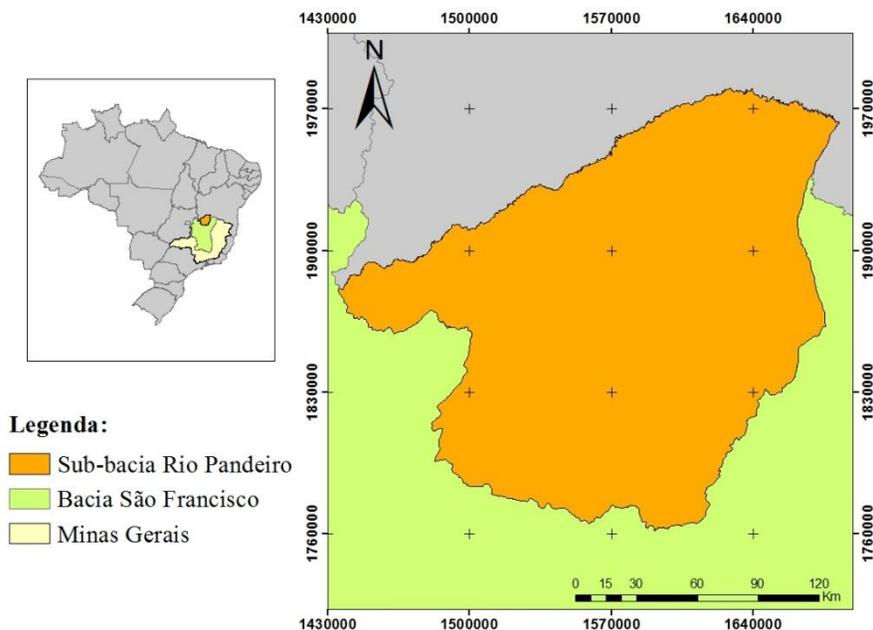


Figura 1 Localização da área de estudo, a sub-bacia do Rio Pandeiros (SF9)

4.2 Classificação da cobertura do solo

O mapa da cobertura do solo utilizado neste estudo foi o mapeamento da vegetação nativa de Minas Gerais elaborada por Scolforo (2006), sendo atualizado até o ano de 2009, pela metodologia de detecção de mudanças proposta por Carvalho et al. (2001). Este mapa classifica a vegetação nativa em 13 classes fisionômicas: Floresta Ombrófila Sub Montana, Floresta Ombrófila Montana, Floresta Ombrófila Alto Montana, Floresta Estacional Semidecidual Sub Montana, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Floresta Estacional Decidual Sub Montana, Floresta Estacional Decidual Montana, Campo, Campo Rupestre, Campo Cerrado, Cerrado, Cerradão, Vereda, e além dos reflorestamentos, das áreas urbanas, da água e outros.

Para esse estudo, foi efetuado um recorte da classificação da vegetação, utilizando uma máscara vetorial com o contorno da sub-bacia SF9, de forma a obter apenas as classes que ocorrem no interior da área.

4.3 Polígonos de desmatamentos

Os polígonos de desmatamentos que foram utilizados nesse estudo foram detectados pelo Projeto Monitoramento Contínuo da Vegetação Nativa do Estado de Minas Gerais, desenvolvido pelo Laboratório de Projetos e Estudos em Manejo Florestal - LEMAF/UFLA durante os anos agrícolas de 2009/2010 (julho de 2009 a junho de 2010) e 2010/2011 (julho de 2010 a junho de 2011). Este projeto teve por finalidade quantificar mensalmente as áreas desmatadas de vegetação nativa em todo o estado de Minas Gerais.

Para a detecção dos polígonos de desmatamento foram utilizadas imagens coletadas pelo sensor TM (*Thematic Mapper*), que se encontra a bordo do satélite Landsat5, apresentando sete bandas espectrais, sendo seis na região do espectro eletromagnético conhecida como ótica, fornecendo imagens com resolução espacial de 30 m e uma na região conhecida como termal, gerando imagens com resolução espacial de 120 m.

As imagens foram adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), de modo que a seleção das cenas foi realizada levando-se em consideração a qualidade radiométrica das imagens, além de uma quantidade de nuvens mínima ou nula, quando possível. As imagens passaram pelo pré-processamento de correção geométrica e radiométrica.

Para esse estudo, foi efetuado um recorte, utilizando uma máscara vetorial com o contorno da sub-bacia SF9, contendo apenas os polígonos de desmatamentos que ocorreram no interior da área em cada ano agrícola. Em

seguida, estes polígonos foram inseridos como uma das classes no mapa de classificação da vegetação para gerar as métricas de paisagem (Figuras 2 e 3).

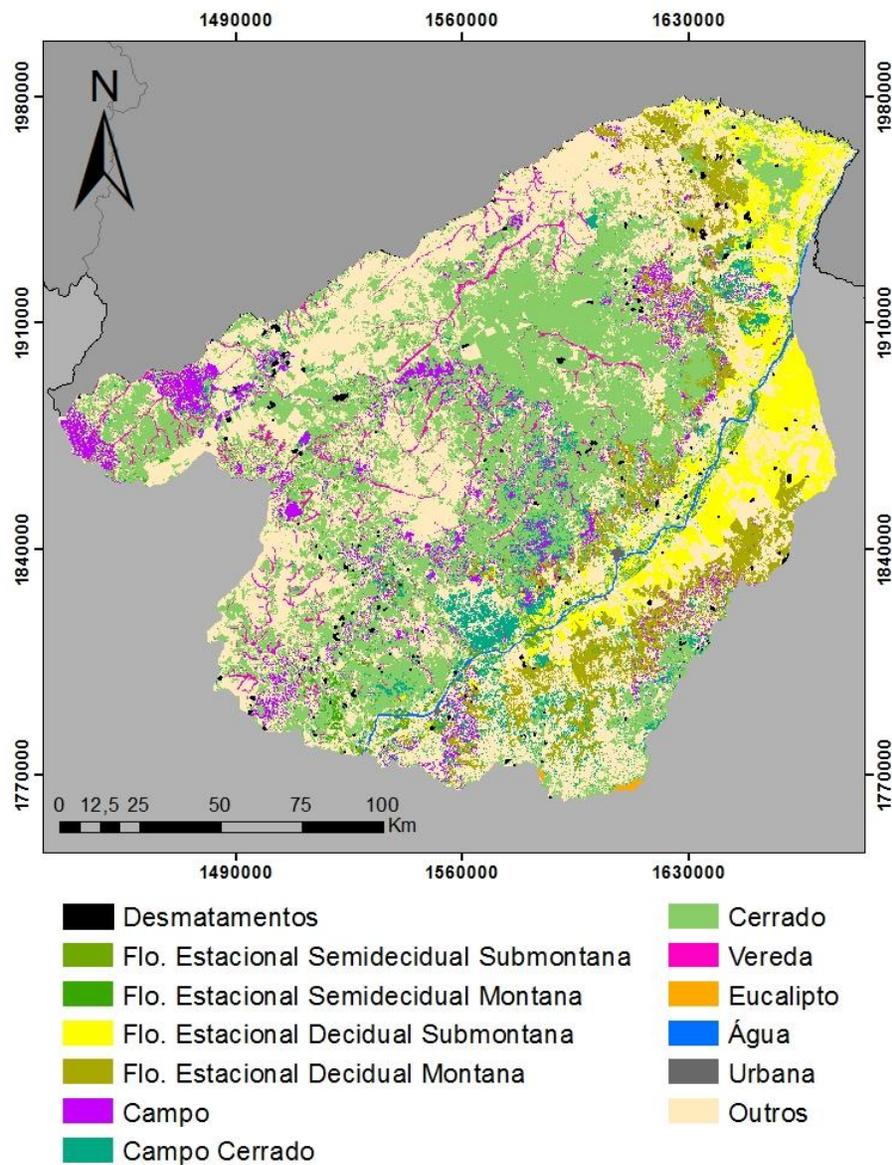


Figura 2 Recorte da classificação da cobertura do solo com os polígonos de desmatamentos de 2009/2010 na área de estudo

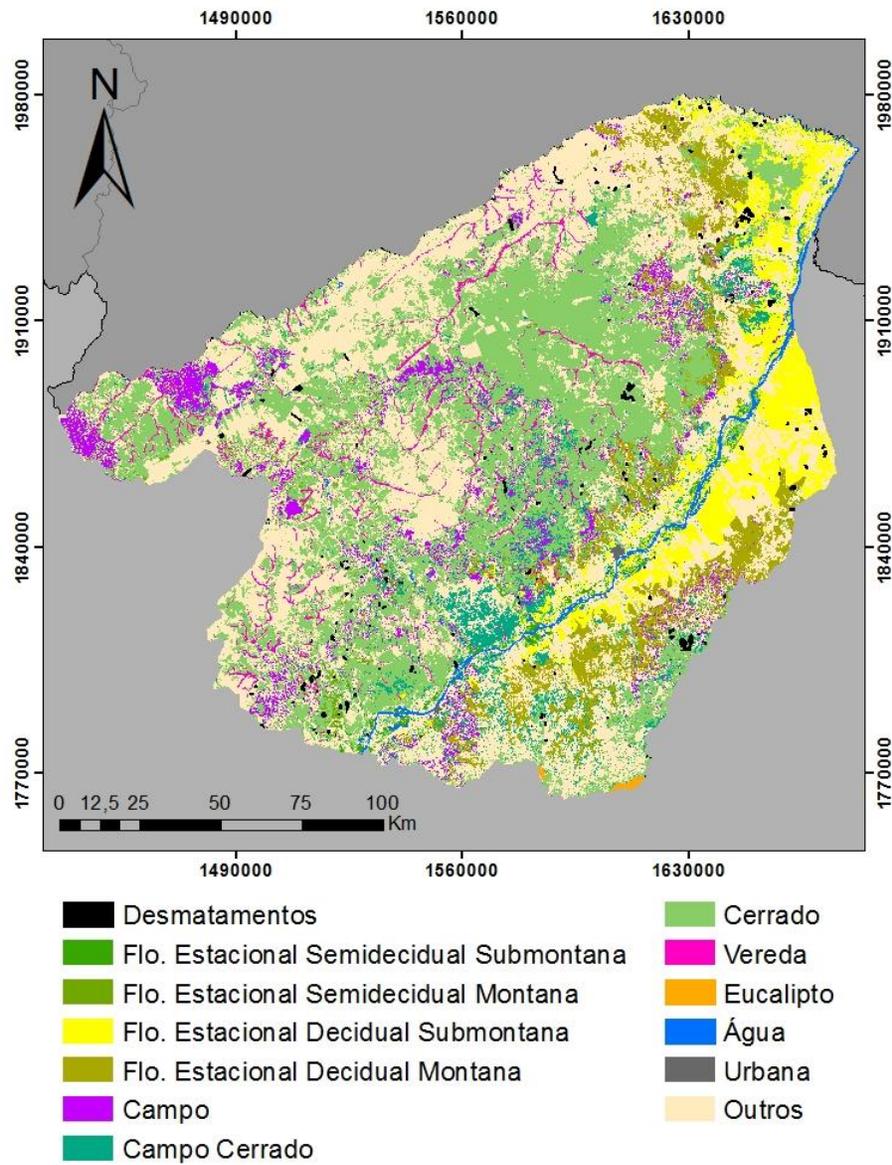


Figura 3 Recorte da classificação da cobertura do solo com os polígonos de desmatamento de 2010/2011 na área de estudo

4.4 Métricas da Paisagem

Os índices ou métricas de ecologia da paisagem avaliados, Tabela 1, foram calculados utilizando o *software* Fragstats 4.1 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012), que dispõe de uma enorme quantidade de métricas, e para evitar redundâncias na escolha das mesmas deve-se determinar quais métricas proporcionam informações relevantes e ligá-las às características estruturais do ambiente entendendo a sua real função ecológica (KELLY; TUXEN; STRALBERG, 2011).

Desta forma, as análises nesse estudo limitaram-se às métricas de área, densidade, forma, proximidade e isolamento. Em conjunto, a análise dessas métricas permite quantificar a estrutura da paisagem, ou seja, não somente sua composição em termos de classes de cobertura do solo, mas também a sua configuração considerando o tamanho, a forma e a distribuição espacial dos fragmentos.

Nesse sentido, os polígonos de desmatamentos foram entendidos como mais uma classe de cobertura do solo no mapa de classificação, ou no caso, ausência de cobertura do solo (Figuras 2 e 3 com os polígonos de desmatamentos para o período 2009/2010 e 2010/2011, respectivamente). Assim, foram calculadas as métricas para todas as classes consideradas.

Tabela 1 Índices de ecologia de paisagem selecionados para análise da área de estudo

Tipo	Fórmula	Sigla e intervalo (unidade)	Observação
Área da classe (CA)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$	CA>0 (ha)	Medida de Composição da paisagem. Maiores valores de CA indicam domínio da matriz.
Porcentagem de paisagem de cada classe (PLAND)	$PLAND = P_i \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A}$	PLAND>0%	Quantifica a abundância proporcional de cada tipo de mancha na paisagem.
Número de manchas (NP)	$NP = n_j$	NP≥1 (adimensional)	Maior valor quantifica maior fragmentação da paisagem e menores valores, união ou extinção de fragmentos de mesma classe.
Densidade de manchas (PD)	$PD = \frac{n_i}{A} (10000)(100)$	PD>0 (nº por 100 ha)	É o número de fragmentos da classe em 100 hectares. A interpretação é a mesma descrita para NP.
Índice de maior mancha (LPI)	$LPI = \frac{max_{j=1}^n (a_{ij})}{A(100)}$	0<LPI<100 (%)	Maior valor favorece dispersores, polinizadores e o abastecendo de fragmentos menores por dispersão de propágulos.
Área média dos fragmentos (AREA_MN)	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10000} \right)$	AREA_MN>0 (ha)	Indicativo do grau de fragmentação por função do número de fragmentos e da área total ocupada por determinada classe.
Desvio padrão da área (AREA_SD)	$SD = \sqrt{\sum_{j=1}^n x_{ij} - \left(x = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_1} \right)}$	AREA_SD>0 (ha)	Razão da variância absoluta do tamanho das manchas.

“Tabela 1, conclusão”

Tipo	Fórmula	Sigla e intervalo (unidade)	Observação
Índice de forma médio (SAPE_MN)	$SHAPE = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}; MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$	SHAPE_MN ≥ 1 (adimensional)	Valor menor indica fragmento de forma simples, o que é benéfico para a conservação.
Distância média vizinho mais próximo (ENN_MN)	$ENN = h_{ij}; MN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$	ENN_MN ≥ 0 (m)	Valor menor favorece para a aglutinação dos fragmentos.
Relação de circunferência (CIRCLE)	$SQUARE = 1 - \frac{a_{ij}}{a_{ij}^s}$	0 < CIRCLE < 1 (adimensional)	Valores próximos de 0 a mancha é circular perto de 1 é alongada.

Fonte: Adaptado de Souza (2011).

Tabela 2 Variáveis e abreviaturas utilizadas nas fórmulas das métricas computadas neste estudo

Variáveis	Definição
A	Área total da paisagem (ha)
a_{ij}	Área (ha) do fragmento ij , onde i refere-se ao tipo de fragmento (classe) e j ao número de fragmentos da paisagem.
a_{ijs}	Distancia (m) entre dois fragmentos, com base na distancia de borda a borda dos fragmentos, e calculado a partir do centro de um pixel ao centro de outro pixel.
e_{ik}	Extensão total da borda (m) na paisagem entre os tipos de fragmentos i e k .
h_{ij}	Distância (m) do fragmento ij ao fragmento mais próximo de mesmo tipo de habitat (classe), baseado na distância de borda a borda e computado de centro de célula (pixel) a centro de célula (pixel).
h_{ijr}	Distância entre as células (pixels) ijr (localizadas dentro do fragmento ij) e o centróide do fragmento ij , baseado na distância de centro de célula (pixel) a centro de célula (pixel).
n_{ij}	Número de fragmentos de um determinado tipo de habitat (classe) i na paisagem.
P_i	Proporção da paisagem ocupada por fragmentos de uma determinada classe (i).
p_{ij}	Perímetro do fragmento ij medido em número, de superfícies de célula (pixel).
x_{ij}	Representa a métrica que será calculada na fórmula de média, área ponderada média, desvio padrão e coeficiente de variação.
Z	Número de células (pixels) no fragmento ij .

Fonte: McGarigal e Marks (1995).

4.5 Análise espacial

Foi realizada uma análise espacial utilizando-se o software ArcGis 10.1, em que foi inserido o polígono do contorno da sub-bacia para delimitar a área, o polígono das unidades de conservação e os polígonos de desmatamentos.

Em seguida foi observada a sobreposição dos polígonos de desmatamentos em relação às unidades de conservação, para identificar quais as

UC's apresentavam desmatamentos e então quantificar quantos polígonos havia nestas áreas e quais as suas áreas correspondentes. A análise foi feita para os dois anos agrícolas, 2009/2010 e 2010/2011.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Referente ao ano agrícola 2009/2010

De acordo com os resultados obtidos foi construída a Tabela 3, onde se pode observar que os polígonos de desmatamentos totalizaram 7.273,89 ha de área (CA), o que representa uma pequena parte (0,23%) da área total considerando todas as classes da sub-bacia Pandeiros (PLAND). Os desmatamentos estão distribuídos em 280 polígonos (NP), e estes possuem uma área média (AREA_MN) de 25,98 ha e coeficiente de variação de 172,08%, o que ilustra a elevada amplitude em tamanho dos polígonos, podendo-se encontrar polígonos de 1,26 ha a 520,29 ha.

Tabela 3 Valores dos índices de paisagem para as classes da classificação com os polígonos de desmatamento de 2009/2010

Classes	CA	PLAND	NP	PD	LPI	LSI	AREA_MN	AREA_SD	AREA_CV	SHAPE_MN	CIRCLE_MN	ENN_MN
Outros	1.263.823,02	40,58	15.308	0,4915	13,42	214,15	82,5596	3.580,66	4.337,06	1,8873	0,6165	157,06
FEDS	215.607,24	6,92	3.098	0,0995	0,99	81,30	69,5956	956,79	1.374,79	1,7332	0,5791	199,7042
Água	18.886,14	0,61	382	0,0123	0,48	29,27	49,4402	763,68	1.544,66	1,663	0,5998	1.510,53
FESS	21.795,57	0,70	1.304	0,0419	0,04	61,79	16,7144	63,15	377,80	1,7731	0,6099	308,65
Cerrado	996.967,89	32,01	14.926	0,4792	12,78	19,12	66,794	3.350,50	5.016,16	1,7855	0,594	188,18
Desmatamentos	7.273,89	0,23	280	0,009	0,02	24,13	25,9782	44,70	172,08	1,581	0,5919	2.569,83
Urbana	3.589,29	0,12	19	0,0006	0,04	6,33	188,91	270,80	143,35	1,6076	0,4665	19.225,39
FEDM	214.500,69	6,89	3.966	0,1273	0,50	108,07	54,08	545,69	1.008,94	1,7965	0,6007	276,19
Campo	147.789,36	4,75	9.331	0,2996	0,23	187,13	15,84	130,83	826,04	1,9741	0,6257	200,31
FESM	14.824,10	0,48	2.034	0,0653	0,04	64,96	7,29	30,21	414,51	1,5505	0,5683	553,48
Eucalipto	2.167,83	0,07	9	0,0003	0,05	3,03	240,87	521,22	216,39	1,7415	0,73	14.329,43
Vereda	61.413,66	1,97	908	0,0292	0,14	70,28	67,64	260,72	385,47	2,1682	0,7011	468,08
Campo Cerrado	145.859,76	4,68	13.365	0,4291	0,33	202,52	10,91	108,02	989,80	1,8323	0,6277	271,76

Segundo Reis et al. (2013), além do tamanho, a forma das manchas também influencia no grau do impacto do efeito de borda no ecossistema ao seu redor. Para os desmatamentos isso não é diferente, sendo que a forma pode ser avaliada através de proporções simples entre área de borda e área dos polígonos, podendo ser regulares ou irregulares, sendo estas últimas mais impactantes ao ecossistema ao qual estão inseridas (PIROVANI, 2010).

Os polígonos de desmatamentos apresentaram valores baixos de índice de forma médio (SHAPE_MN = 1,58), o que significa que as áreas desmatadas apresentam formas mais simples, com perímetros regulares. Isso pode ser comprovado através do índice de relação de circunferência que mede o alongamento médio dos polígonos (CIRCLE_MN = 0,59), onde valores próximos a 1,0 significam áreas mais alongadas. Do ponto de vista ecológico, a forma simples dos polígonos de desmatamentos representa um menor efeito borda, ou seja, para uma mesma área desmatada, a vegetação remanescente estaria em contato com um maior perímetro de solo exposto se os desmatamentos apresentassem formas irregulares.

Em relação à distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN), os polígonos de desmatamentos apresentaram valores altos, 2.569,83 metros, representando áreas isoladas. Esse é um dado positivo do ponto de vista da conservação da vegetação, pois quanto maior for a distância entre as áreas desmatadas e menor forem essas áreas, menor será o impacto do desmatamento no ecossistema.

Analisando os valores dos índices da paisagem para as classes de vegetação foi possível observar um predomínio da fisionomia Cerrado, ocupando 996.967,89 hectares, divididos em 14.926 fragmentos (NP), o que corresponde a 32,01% (PLAND) da área total da sub-bacia Rio Pandeiros. Este fato pode ser comprovado pelo índice de porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (LPI), que mostra a classe Cerrado com o maior

fragmento ocupando 12,78% da área, enquanto a Floresta Estacional Decidual Submontana, FEDS, apresenta LPI de apenas 0,99%, apesar de ser a segunda maior classe vegetacional em área, ocupando 215.607,24 ha, distribuídos em 3.098 manchas (NP), o que corresponde a 6,92% da área total.

A classe Outros possui a maior área de ocupação dentre todas as classes, ocupando 40,58% (PLAND) da área total ou 1.263.823,02 ha, partilhada em 15.308 fragmentos (NP), sendo a porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento, LPI, de 13,42%. Esta classe é representada pela agropecuária e pelo solo exposto, sendo a atividade agropecuária muito mais expressiva. Resultados semelhantes foram encontrados por Souza (2011), com 62,49% da área dominada por atividades agropastoris (pastagem, cafeicultura, outras culturas) e por Neves (2014), com 39% da área representada por agropecuária.

Analisando os resultados em termos de área, pode-se observar que apesar da grande área ocupada pela agropecuária, há uma porção ainda maior de vegetação nativa (Cerrado, Floresta Estacional Decidual Submontana, Floresta Estacional Decidual Montana, Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Floresta Estacional Semidecidual Montana, Campo, Campo Cerrado e Vereda), que somadas, totalizam 1.818.758,27 ha ou 58,39% da área total.

Quando se analisa o número de fragmentos, o somatório de todas as classes de vegetação nativa apresenta 48.932 fragmentos. Estes resultados corroboram para uma paisagem com predomínio de vegetação nativa, porém é uma paisagem bastante fragmentada, o que pode causar perda de biodiversidade segundo Souza (2011). A classe Urbana apresenta 19 manchas compondo 3.589,29 ha (0,12% da área), o que representa baixa urbanização na área. A classe Água ocupa 18.886,14 ha ou 0,61% da área total, enquanto a classe Eucalipto, a menos representativa, apresenta 9 fragmentos, com 2.167,83 ha ou 0,07% da área.

O tamanho médio das manchas (AREA_MN) também é considerado um bom indicativo do grau de fragmentação em função do número de fragmentos e da área total ocupada por vegetação natural (SOUZA, 2011). A classe Floresta Estacional Semidecidual Montana expressou baixo valor, 7,29 ha, o que remete a um maior número de fragmentos pequenos. A classe Eucalipto e a classe Urbana apresentaram maiores valores de área média, com 240,87 ha e 188,91 ha, respectivamente. Como são classes com pequeno número de fragmentos, estes fragmentos não variam muito em área. Contudo, algumas classes apresentaram altíssima variabilidade no tamanho dos fragmentos (AREA_CV) como o Cerrado com 5.016,16%, Outros 4.337,06%, Água 1.544,66% e Floresta Estacional Decidual Submontana 1.374,79%.

Baixos valores do índice de densidade de manchas por 100 ha (PD) significam continuidade de fragmentos e valores altos significam maior fragmentação. Todas as classes apresentaram valores baixos. Apenas as classes de vegetação nativa, se somadas, apresentam valores altos de 1,51 fragmentos/100ha. O que demonstra certa fragmentação desta vegetação quando relacionada à área que cada classe ocupa na paisagem. Valores semelhantes foram encontrados por Valente (2001) e Zanella (2011). Já Oliveira (2000) encontrou o dobro de densidade para uma paisagem bastante fragmentada quanto a Floresta Atlântica Semidecidual.

McGarigal e Marks (1995) afirmaram que quanto mais distantes de 1 os valores do índice de forma médio (SHAPE_MN), mais as manchas são consideradas irregulares, o que não é benéfico para a conservação. E ainda descrevem que este índice baseia-se na relação entre perímetro e a área dos fragmentos de vegetação da paisagem. Todas as classes apresentaram valores altos, próximos a 2, sendo o maior valor da classe Vereda que expressou 2,17, valor esperado, tratando-se de uma paisagem mais alongada e complexa, naturalmente. Porém, tende à susceptibilidade da vegetação natural ao efeito

borda, onde os fragmentos menores são mais susceptíveis devido a maior interação com a matriz e poderá influenciar na qualidade estrutural das manchas.

A composição das espécies equivalentes ao interior de um fragmento é fortemente influenciada pelo seu formato (ZANELLA, 2011). Fragmentos que possuem forma isodiamétrica apresentam em seu interior maior diversidade de espécies que tendem ao formato de retângulo, os quais podem apresentar diversidade inversa, composta somente por espécies de borda (FORMAN; GORDON, 1986; ODUM, 1988). O índice relação de circunferência (CIRCLE_MN) está relacionado ao alongamento médio da mancha. Se mais próximo de 0, mancha mais circular, se mais próximo de 1, manchas mais alongadas. Todas as classes apresentaram valores maiores que 0,5.

O índice da distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) foi calculado para análise de proximidade e isolamento. Os resultados se mostraram bem variados para as diferentes classes. A classe Urbana apresentou maior valor com 19.225,39 metros, seguida da classe Eucalipto com 14.329,43 metros. Os menores valores foram de 188,18 metros para a classe Cerrado e 157,06 metros para a classe Outros, ou seja, para estas classes os fragmentos se localizam mais próximos uns dos outros. Neves (2014) deparou com valores altos para classe água e valores baixos para a classe Cerrado. Calaça(2009) enfatiza que a proximidade entre os fragmentos tende a influenciar de maneira positiva a riqueza e abundância de mamíferos, pois não implica isolamento total destas áreas.

O grau de isolamento afeta diretamente a qualidade de um fragmento de vegetação nativa, por influenciar a movimentação de organismos e a dispersão das espécies (SOUZA, 2011). A conectividade da paisagem possivelmente explica que a área do fragmento é um fator importante na qualidade de riqueza abundante e composição de espécies (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

5.2 Referente ao ano agrícola 2010/2011

Os polígonos de desmatamentos para o ano agrícola 2010/2011 totalizaram uma área de 8.728,38 ha ou 0,28% da área total da sub-bacia Rio Pandeiros (Tabela 4). Essa área é maior que a área desmatada no ano agrícola 2009/2010, que foi de 7.273,89 ha ou 0,23% da área total (Tabela 3). Apesar da maior área desmatada, o número de polígonos diminuiu em relação ao ano anterior, passou de 280 para 225, o que evidencia que os desmatamentos nesse ano possuem, em média, áreas maiores. Isso foi confirmado pelo índice de área média (AREA_MN) que passou de 25,98 ha para 38,79 ha.

O coeficiente de variação, por outro lado, aumentou, passando de 172,08% para 200,9%. Esse aumento se deve a maior amplitude entre a menor e a maior área desmatada, que foram 1,26 ha e 845,73 ha, respectivamente. Em que pese o curto período de análise, 2009 a 2011, esse número pode significar uma tendência de desmatamentos maiores e, logicamente, quanto maior for a área desmatada, maior será o impacto sobre a conservação do ecossistema em questão.

Analisando o índice de forma médio (SHAPE_MN), não houve praticamente mudança com relação à forma das áreas desmatadas, sendo obtido o valor de 1,58 para o período 2009/2010 e de 1,60 para o período 2010/2011. Essa similaridade nos valores era esperada, uma vez que a forma está diretamente associada ao padrão dos desmatamentos, em termos do uso de homens e máquinas na região, e não se espera uma mudança radical nesse padrão de um ano agrícola para o outro.

Conforme já discutido para o ano agrícola 2009/2010, a forma simples e regular dos desmatamentos gera um menor efeito borda nos fragmentos de vegetação remanescentes. O valor do índice de relação de circunferência corrobora para esta inferência de menor impacto nos fragmentos de vegetação

remanescentes, já que apresentou um valor significando formas nem tão alongadas e nem tão circulares ($CIRCLE_{MN} = 0,59$).

Tabela 4 Valores dos índices de paisagem para as classes da classificação com os polígonos de desmatamento de 2010/2011

Classes	CA	PLAND	NP	PD	LPI	AREA_MN	AREA_SD	AREA_CV	SHAPE_MN	CIRCLE_MN	ENN_MN
Outros	1.264.555,08	40,61	15819	0,5079	13,3541	79,9390	3.505,8965	4385,71	1,7131	0,6016	160,4695
FEDS	215.040,78	6,90	3221	0,1034	0,9886	66,7621	931,5200	1395,28	1,6020	0,5605	200,4149
Água	18.918,36	0,61	397	0,0127	0,4740	47,6533	740,0140	1552,91	1,0591	0,5930	1.392,8797
FESS	21.773,97	0,70	1343	0,0431	0,0377	16,2129	62,2205	383,77	1,6304	0,5903	305,3431
Cerrado	996.282,99	31,99	15388	0,4940	12,4079	64,7442	3.208,5630	4955,76	1,6294	0,5748	190,1129
Desmatamento	8.728,38	0,28	225	0,0072	0,0272	38,7928	77,9362	200,90	1,6005	0,5934	2.856,4202
Urbana	3.588,75	0,12	20	0,0006	0,0400	179,4375	267,2765	148,95	1,5249	0,4651	16.975,5134
FESM	214.800,39	6,90	3980	0,1278	0,5070	53,9699	539,3101	999,28	1,6726	0,5915	279,2758
Campo	147.540,60	4,74	9683	0,3109	0,2272	15,2371	128,9738	846,45	1,7439	0,6078	201,8763
FESM	14.569,11	0,47	2086	0,0670	0,0369	6,9842	29,5612	423,26	1,4331	0,5483	546,6236
Eucalipto	2.169,81	0,07	10	0,0003	0,0529	216,9810	500,0010	230,44	1,6264	0,6516	10.858,7141
Vereda	61.530,48	1,98	1008	0,0324	0,1379	61,0421	246,3727	403,61	2,0083	0,6735	416,4100
Campo Cerrado	144.920,07	4,65	13650	0,4382	0,3279	10,6169	105,5903	994,55	1,6486	0,6121	272,9176

A distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) foi outro índice que aumentou de 2009/2010 para 2010/2011, passando de 2.569,83 para 2.856,42 metros. Esse fato se deve ao menor número de áreas desmatadas, 225 polígonos de desmatamentos comparados aos 280 do ano agrícola 2009/2010. Se esse número viesse acompanhado de uma menor área total desmatada, menor seria o impacto dos desmatamentos nas classes de vegetação nativa, porém, como discutido anteriormente, não foi o que ocorreu e, portanto, os desmatamentos no ano agrícola 2010/2011 causaram maior impacto na vegetação nativa quando comparados aos desmatamentos do ano anterior.

Entre as classes de vegetação nativa, o Cerrado se destaca com 996.282,99 ha ou 31,99% da área total da sub-bacia. Tanto o Cerrado quanto as classes Floresta Estacional Decidual Submontana, Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Floresta Estacional Semidecidual Montana e Campo diminuíram suas áreas de abrangência (CA) em comparação às áreas do ano agrícola 2009/2010. Esse fato se deve aos desmatamentos ocorridos dentro dessas classes no período 2010/2011.

Todas as classes de vegetação nativa apresentaram fragmentos com formas irregulares, mais alongadas e com valores altos de índice de forma médio (SHAPE_MN) e relação aos valores de índice de circunferência (CIRCLE_MN), o que não é benéfico para a conservação, uma vez que favorece o efeito borda.

As classes Água, Urbana e Eucalipto mantiveram os mesmos valores percentuais em relação à área total quando comparados ao período anterior, ou seja, 0,61%, 0,12% e 0,07, respectivamente. A classe Outros continuou sendo a maior classe em termos de área com 1.264.555,08 ha ou 40,61% da área total.

5.3 Análise espacial

A análise espacial dos polígonos de desmatamentos na área de estudo para o ano agrícola 2009/2010 nos mostrou que 10% dos polígonos ocorreram dentro das Unidades de Conservação (UC). Isto totaliza 28 polígonos dentro das UC, sendo que 12 estão dentro da Área de Preservação Ambiental (APA) Cochá e Gibão, totalizando 259,76 ha (0,09% da área da APA), 9 na APA Pandeiros, 673,78 ha (0,17%) e 7 da APA Serra do Sabonetal, 744,81 ha (1,02% dos 72.630 ha da APA que se encontra inserida na sub-bacia Rio Pandeiro e não dos 82.500 ha total da APA).

Interessante analisar que apesar de 29 polígonos não ser um número elevado, o total da área desmatada de 1.597,33 ha é um valor alto e muito maior que os valores encontrados por Jacintho(2003) que quantificou 388 ha de perda da cobertura vegetal pelo desmatamento na APA do Capivari-monos em São Paulo. O relevante é que nos dois casos, os polígonos aparecem próximos às bordas das UC's.

A APA Serra do Sabonetal possui o menor número de polígonos de desmatamentos, menor área desmatada e menor área média dos polígonos, 37,11 ha, enquanto que a APA Pandeiros apresenta uma área média dos fragmentos elevada (74,86 ha), evidenciando um maior impacto nessa região. Por último, a APA Cochá e Gibão apresenta o maior número de polígonos de desmatamentos e uma área média também alta de 57,29 ha.

Na área estudada, ainda existem 8 unidades de conservação: Parque de Proteção Integral Serra das Araras, Parque de Proteção Integral Veredas do Peruço, Parque de Proteção Integral Lagoa do Cajueiro, Parque de Proteção Integral Mata Seca, Reversa Biológica Jaíba, Reserva Biológica Serra Azul, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari e Reserva de

Desenvolvimento Sustentável Rio Pandeiros, porém nessas não foram encontrados polígonos de desmatamentos.

Conforme já visto, houve um aumento das áreas desmatadas para o ano agrícola de 2010/2011 em comparação ao ano agrícola anterior, porém dentro das UC houve uma redução de quase 50% na área desmatada que foi de 1.678,35 para 2009/2010 e de 839,97 ha para 2010/2011. O número de polígonos de desmatamentos também diminuiu de 29 para 17 polígonos. Os desmatamentos continuam ocorrendo apenas nas APAs, não existindo ocorrências nas outras unidades de conservação da sub-bacia.

A APA Cochá e Gibão continua sendo a mais desmatada em área, com 357,21 ha distribuídos em apenas 3 polígonos, o que representa uma área média alta de 119,07 ha por polígono. A magnitude desses desmatamentos em apenas um ano de análise pode ser considerada elevada, principalmente em se tratando de uma área de preservação ambiental. A APA Pandeiros aparece com maior número de polígonos (12), porém com área média menor (29,32 ha), totalizando 351,87 ha, o que representa uma paisagem também já bastante fragmentada e indesejável em termos de conservação. Já a APA Serra do Sabonetal apresentou dois polígonos de 65,45 ha cada, totalizando 130,89 ha.

Apesar da grande redução dos desmatamentos, os polígonos de desmatamentos apresentaram uma área considerável para uma região de uso sustentável, o que provoca uma necessidade de criar uma política, juntamente com as autoridades municipais, de preservação dos remanescentes vegetacionais e diminuição dos desmatamentos.

6 CONCLUSÃO

A utilização das informações obtidas por sensoriamento remoto, inseridas a dados auxiliares em um sistema de informação geográfica (SIG), possibilitou a caracterização e quantificação das áreas de vegetação nativa, bem como dos polígonos de desmatamentos presentes na sub-bacia Rio Pandeiros.

A área estudada apresentou alto grau de fragmentação pelo elevado número de fragmentos da maioria das classes de cobertura do solo e da grande distância entre eles. O ponto positivo é que os fragmentos apresentaram formas mais simples, sofrendo menor efeito borda, o que beneficia a conservação das classes de vegetação nativa.

Todas as classes de vegetação nativa tiveram suas áreas diminuídas e se tornaram mais fragmentadas em relação ao ano anterior, evidenciando o impacto dos desmatamentos na estrutura da paisagem.

Em relação aos desmatamentos, os que ocorreram no ano agrícola 2010/2011 causaram maior impacto na vegetação nativa quando comparados aos desmatamentos do ano anterior, uma vez que os polígonos apresentaram maior área total desmatada, mesmo que com menor número de polígonos.

A água é pouco representativa na área estudada, apenas 0,61% da área total, o que é de grande importância para a região, onde há pouca drenagem. Assim, as áreas de proteção permanente em volta dos cursos d'água devem ser preservadas e quando necessário, devem ser recuperadas mantendo a paisagem bem estruturada.

Em que pese à redução dos desmatamentos em praticamente 50% dentro das Unidades de Conservação de um ano agrícola para o outro, na área da sub-bacia Pandeiros como um todo, houve um aumento das áreas desmatadas. Mesmo dentro das UC, onde não houve muitos polígonos de desmatamentos, a área desmatada é elevada considerando uma região de uso sustentável. Assim,

conclui-se que apesar de o país possuir uma responsável política de preservação e conservação do meio ambiente, ainda existea necessidade de criação de mecanismos de caracterização, combate, controle e fiscalização rápidos e eficientes, e nesse sentido a metodologia empregada nesse estudo pode ser de grande valia.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, São Paulo, v.1, n.1, p. 70-78, jun. 2005.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 3, p. 441-451, Apr. 2005.
- BERNACCI, L. C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da reserva morro grande, Planalto de Ibiúna, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, p. 121-166, dez. 2006.
- BERTRAND, G. **Paisagem e geografia física global: esboço metodológico**. São Paulo: USP, 1972. 27 p.
- BETHONICO, M.B.M. Rio pandeiros: território e história de uma área de proteção ambiental no norte de Minas Gerais. **Revista Acta Geográfica**, Boa Vista, v.3, n. 5, p. 23-38, 2009.
- BLANDIN, P.; LAMOTTE, M. Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages: la notion d'éco-complexe. **Bulletin d'Écologie**, Paris, v. 19, n. 4, p. 547-555, 1988.
- BONHAM-CARTER, G. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. New York: Elsevier, 1994. 398 p.
- BOSCOLO, D. et al. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.
- BRASIL. **Lei nº 9.985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm>. Acesso em: 15 dez. 2013.

BUCENE, L. C. **Classificação de terras para irrigação utilizando um sistema de informações geográficas em Botucatu, SP.** 2002. 185 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2002.

BURGESS, R. et al. The political economy of deforestation in the tropics. **The Quarterly Journal of Economics**, Cambridge, v. 127, n. 4, p. 1707-1754, 2012.

BÜRGI, M.; HERSPERGER, A. M.; SCHNEEBERGER, N. Driving forces of landscape change-current and new directions. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 19, n. 8, p. 857-868, 2004.

CALAÇA, A. M. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás.** 2009. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.34, n.5, p.871-880, 2010.

CÂMARA, G. **Modelos, linguagens e arquiteturas para bancos de dados geográficos.** 1995. 227 f. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1995.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. Conceitos básicos em ciência da geoinformação. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). **Introdução à ciência da geoinformação.** São José dos Campos: INPE, 2004. p. 1-35.

CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V.; MEDEIROS, J. S. D. Representações computacionais do espaço: um diálogo entre a geografia e a ciência da geoinformação. In: **WORKSHOP SOBRE NOVAS TECNOLOGIAS EM CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS**, 2000, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro: UNESP, 2000. p. 1-20.

CARVALHO, L. M. T. de et al. Digital change detection with the aid of multiresolution wavelet analysis. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 22, n. 18, p. 3871-3876, 2001.

CARVALHO, L. M. T. de; SCOLFORO, J. R. **Inventário florestal de Minas Gerais: monitoramento da flora nativa 2005-2007.** Lavras: UFLA, 2008. 357 p.

CASTRO, E. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. **NCN-Novos Cadernos NAEA**, Belém, v. 8, n. 2, p. 5-40, 2008.

CAYUELA, L. et al. Tree responses to edge effects and canopy openness in a tropical montane forest fragment in southern Costa Rica. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 2, n. 4, p. 425-436, 2009.

CEMIM, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. Uso de sistemas de informação geográfica para análise da estrutura da paisagem do município de Arvorezinha, RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2113-2120. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.19.21.06/doc/2113.pdf>>. Acesso em: 17 set. 2014.

COELHO, I.G. D.; BASTOS, E.J.B. Classificação climática: uma comparação entre critérios climáticos aplicados a área mineira da SUDENE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 5., 1988, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Metrologia, 1988. 1 CD-ROM.

DALCUMUNE, M. A. B. et al. Mapeamento de índice de risco de incêndio para a Região da Grande Vitória/ES, utilizando imagens do satélite LANDSAT para o ano de 2002. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 1485-1492.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments sondeo y revisión de experimentos de fragmentación de hábitat. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 2, p. 342-355, 2000.

EGLER, M. et al. Indicators of deforestation in the Southern Brazilian Pre-Amazon. **Regional Environmental Change**, Oxford, v. 13, n. 2, p. 263-271, 2013.

EWERS, R. M.; LAURANCE, W. F. Scale-dependent patterns of deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 33, n. 3, p. 203-211, 2006.

FALL, A. et al. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. **Ecosystems**, New York, v. 10, n. 3, p. 448-461, 2007.

- FARIA, K. M. S.; CASTRO, S. S. Análise da evolução da fragmentação da paisagem com uso de geotecnologias na sub-bacia do Rio Claro, entre 1990 e 2008, Brasil Central. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 6., 2010, Coimbra. **Anais...** Coimbra: CEGOT, 2010. p. 1-10.
- FERRAZ, A. C. P. Efeitos de borda em florestas tropicais sobre artrópodes, com ênfase nos dípteros cicloraafos. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 189-198,2011.
- FERREIRA, J. F. et al. Análise do grau de fragmentação da vegetação do cerrado em uma região inserida na bacia do rio grande. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DO CALDAS, 12., 2014, Poços de Caldas. **Anais...**Brasília: MMA, 2014. p. 1-8.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 265-280,2007.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502,2007.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: J. Wiley, 1986. 619 p.
- FORTIN, D.; MORALES, J. M.; BOYCE, M. S. Elk winter foraging at fine scale in Yellowstone National Park. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 2, p. 334-342, 2005.
- FREITAS FILHO, M. R.; MEDEIROS, J. S. Análise multitemporal da cobertura vegetal em parte da Chapada do Araripe-CE, utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., 1993, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 73-80.
- HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol: Taylor and Francis, 1993. 288 p.
- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. Extinction debt at extinction threshold. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 666-673,2002.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**, New York, v. 54, n. 4, p. 471-494,2013.

HECHT, S. B. et al. Globalization, forest resurgence, and environmental politics in El Salvador. **World Development**, New York, v. 34, n. 2, p. 308-323, 2006.

HESSBURG, P.; SMITH, B. **Midscale landscape dynamics**. Disponível em:<<http://www.icbemp.gov/science/abstrct.htm>>. Acesso em: 25 set. 2014.

HOLANDA, A. C. D. et al. Estrutura de espécies arbóreas sob efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Pernambuco. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 103-114, jan./fev. 2010.

JACINTHO, L. R. de C. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidades de conservação**: o caso da área de proteção ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP. 2003. 121 p. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

JARDIM, A. F. et al. Predição da biodiversidade em ambientes antropizados, através da análise e classificação de imagens de alta resolução do satélite RapidEye. **Evolução e Conservação da Biodiversidade**, Viçosa, MG, v. 2, n. 1, p. 66-72, 2012.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestre. São José dos Campos:Parêntese, 2009. 604 p.

KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B. T. Detecting critical scales in fragmented landscapes. **Conservation Ecology**, Santa Fé, v. 1, n. 14, 1997. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/>>. Acesso em: 26 out.2010.

KELLY, M.; TUXEN, K. A.; STRALBERG, D. Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. **Ecological Indicators**, London, v. 11, n. 2, p. 263-273,2011.

KOZIEL, M. et al. Protection of ecological corridors in spatial planning documents in Poland implementation problems. **Europa XXI**, Lisboa, v. 21, n. 21, p. 77-89, 2010.

KRUG, T. **O quadro do desflorestamento da Amazônia:** causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia. Brasília: MMA, 2001. 436 p.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 114 p.

LARANJEIRA, M. M. Estrutura espacial e processos ecológicos: o estudo da fragmentação dos habitats. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, Porto, v. 1, n. 1, p. 59-83, 2012.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Durham, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation.** New York: J. Willey, 1994. 773 p.

LIMA, N. **Conservação no cerrado, território, política pública:** mosaico Sertão Veredas Peruaçu. 2008. 316 p. Tese (Doutorado em Geografia Humana) - Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2008.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, Durham, v. 85, n. 7, p. 1840-1845, July 2004.

LINDENMAYER, D. B. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 78-91, Oct. 2008.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

MARTINS, I.C.M. et al. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "Ipucas" no município de Lagoa da Confusão, Tocantis. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.26, n.3, p.299-309, maio/jun. 2002.

MATISZIW, T. C.; MURRAY, A. T. Connectivity change in habitat networks. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n. 1, p. 89-100, 2009.

MAXIMIANO, L. A. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Revista RA'E GA**, Curitiba, v. 8, p. 83-91, 2004.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; ENE, E. **FRAGSTATS v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Amherst: University of Massachusetts, 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

MCGARIGAL, K. E.; MARKS, B. B. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure: general technical report PNW-GTR-351. London: USDA, 1995. 51 p.

MEIRELLES, M. S. P.; ALMEIDA, C. M. de. **Geomática**: modelos e aplicações ambientais. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2007. 593 p.

MENINO, G. et al. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian Semi-Arid region. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 69, n. 29, p. 29-51, 2012.

MERTENS, B.; LAMBIN, E. F. Land-cover-change trajectories in southern cameroon. **Annals of the Association of American Geographers**, Washington, v. 90, n. 3, p. 467-494, 2000.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: _____. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.

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

METZGER, J. P. Landscape ecology: perspectives based on the 2007 IALEworld congress. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, n. 5, p. 501-504, May 2008.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

MORAES, E. C. de. **Fundamentos de sensoriamento remoto**. São José dos Campos: INPE, 2002. 22 p.

MORATO, E.F.; CAMPOS, L.A.O. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.17, n.2, p. 429-444, 2000.

MORTON, D. C. et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 103, n. 39, p. 14637-14641, 2006.

NARDINI, R. C. **Determinação do conflito de uso e ocupação do solo em áreas de preservação permanente da microbacia do Ribeirão da Água Fria, Bofete (SP), visando a conservação dos recursos hídricos**. 2009. 61 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2009.

NEVES, L. F. S. Análise da fragmentação ed Cerrado na bacia hidrográfica do rio Aguapé, Porto Esperdião (MT): um estudo de caso a partir das geotecnologias e métricas da paisagem. **Ateliê Geográfico**, Goiânia, v.8, n.2, p. 130-149, 2014.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: E. Blucher, 1989. 308 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434 p.

OLIVEIRA, J. A. P. de. Property rights, land conflicts and deforestation in the Eastern Amazon. **Forest Policy and Economics**, London, v. 10, n. 5, p. 303-315, 2008.

OLIVEIRA, L. T. **Fragmentos de floresta Atlântica Semidecidual no município de Lavras: uma comparação ecológica entre a cobertura atual e a cobertura exigida pela legislação**. 2000. 103p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

OPDAM, P. Populations in fragmented landscape. In: INTERNATIONAL SEMINAR OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION OF LANDSCAPE ECOLOGY, 2., 1988, Münster. **Proceedings...** Münster: Münstersche Geographische Arbeiten, 1987. p. 75-77.

OPDAM, P. et al. Population responses to landscape fragmentation. In: _____. **Landscape ecology of a stressed environment**. Wageningen: Springer, 1993. p. 147-171.

PÉRICO, E. et al. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagens para a seleção de áreas adequadas a testes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2113-2120. Disponível em: <<http://bibdigital.sid.inpe.br/rep-/l?id.inpe.br/sbsr/2004/11.18.20.25>>. Acesso em: 17 set. 2014.

PERZ, S. G. et al. Trans-boundary infrastructure and land cover change: highway paving and community-level deforestation in a tri-national frontier in the Amazon. **Land Use Policy**, Guildford, v. 34, n. 1, p. 27-41, 2013.

PIROVANI, D. B. **Fragmentação florestal e dinâmica da ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim**. 2010. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2010.

RADFORD, J. Q.; BENNETT, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 3, p. 317-337, 2005.

RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, Oxford, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997.

REIS, A. A. et al. Análise das ocorrências de desmatamento na região norte de Minas Gerais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 7016-7023. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1041.pdf>>. Acesso em: 17 set. 2014.

RITTER, L. M. O.; MORO, R. S. As bases epistemológicas da ecologia da paisagem. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, Gurupi, v. 3, n. 3, p. 58-61, 2012.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 19, n. 1, p. 41-66, 2009.

RODRÍGUEZ, A. C. M.; HERNANDEZ FILHO, P.; MOREIRA, M. A. **Mapeamento multitemporal do uso e cobertura do solo do município de São Sebastião-SP, utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM-Landsat e HRV-SPOT**. São José dos Campos: INPE, 2000. 85 p.

RYBICKI, J.; HANSKI, I. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. **Ecology Letters**, Amsterdam, v. 16, p. 27-38, 2013.

SAMPAIO, R. C. N. **Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo**. 2011. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2011.

SANTOS, M. **Metamorfoses do espaço habitado**. São Paulo: Hucitec, 1988. v. 4, 136 p.

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

SCHIER, R. A. Trajetórias do conceito de paisagem na geografia. **Revista RA'E GA**, Curitiba, v. 7, n. 7, p. 79-85, 2003.

SCOLFORO, J. R. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 288 p.

SELMAN, P.; DOAR, N. An Investigation os the potential for landscape ecology to act as basis for rural land use plans. **Journal of Environmental Management**, New York, v.35, n. 4, p.281-299, 1992.

SIMÕES, L. L. (Org.). **Unidades de conservação: conservando a vida, os bens os serviços ambientais**. São Paulo: Acqua, 2008. 22 p. Disponível em: <http://assets.wfbr.panda.org/downloads/cartilha_ucs_versao_para_internet.pdf>. Acesso em: 17 set. 2014.

SMITH, J. N.; HELLMANN, J. J. Population persistence in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 9, p. 397-399, 2002.

SOARES-FILHO, B.S. **Análise de paisagem: fragmentação e mudanças**. Belo Horizonte: UFMG, 1998. 90 p.

SOUZA, C. G. **Caracterização ambiental e análise da estrutura da paisagem da área de proteção ambiental de coqueiral, Minas Gerais.**2011. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

STAR, J.; ESTES, J. **Geographic information systems:an introduction.** Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1990. 665 p.

URBAN, D.; KEITT, T. H. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, Durham, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP.** 2001. 161p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2001.

VALLEJO, L. R. Unidades de conservação: uma discussão teórica à luz dos conceitos de território e de políticas públicas. **Geographia**, Niteroi, v.4, n.8, p. 57-78, 2002.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade. **IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p. 25-42, dez.1998.

VOLOTÃO, C.F.S.**Métricas do fragstats.** São José dos Campos: INPE, 1998. 45 p.

WALDMAN, E. A.; ROSA, T. E. da C. **Vigilância em saúde pública.**São Paulo: USP, 1998. 267 p.

WANG, X.; HAMANN, A.; CUMMING, S. G. Measuring boreal forest fragmentation after fire: which configuration metrics are best? **Ecological Indicators**, London, v. 13, n. 1, p. 189-195,2012.

WINDT, H. J. V. D.; SWART, J. A. A. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. **Journal of Applied Ecology**, Amsterdam, v. 45, n. 1, p. 124-132, Feb. 2008.

WOLMAN, M. G. Population, land use, and environment: a long history. In: **POPULATION AND LAND USE IN DEVELOPING COUNTRIES: REPORT OF A WORKSHOP**, 1., 1993, Washington. **Proceedings...**Washington: National Academic, 1993. p. 15.

XAVIER-DA-SILVA, J. O que é geoprocessamento. **Revista do CREA RJ**, Rio de Janeiro, v. 79, n. 93, p. 42-44, 2009.

ZANELLA, L. **Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos ed simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira da estado de Minas Gerais**. 2011. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

ZAU, A. S. Fragmentação da mata atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 5, n. 1, p. 160-170, 1998.