

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

RONIE SILVA JUVANHOL

ANÁLISE ESPACIAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NO
CORREDOR ECOLÓGICO ENTRE OS PARQUES ESTADUAIS DE
FORNO GRANDE E PEDRA AZUL, ES.

JERÔNIMO MONTEIRO
ESPÍRITO SANTO

2011

RONIE SILVA JUVANHOL

ANÁLISE ESPACIAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NO
CORREDOR ECOLÓGICO ENTRE OS PARQUES ESTADUAIS DE
FORNO GRANDE E PEDRA AZUL, ES.

Monografia apresentada ao
Departamento de Engenharia
Florestal da Universidade Federal do
Espírito Santo, como requisito para
obtenção do título de Engenheiro
Florestal.

JERÔNIMO MONTEIRO
ESPÍRITO SANTO

2011

RONIE SILVA JUVANHOL

ANÁLISE ESPACIAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS NO
CORREDOR ECOLÓGICO ENTRE OS PARQUES ESTADUAIS DE
FORNO GRANDE E PEDRA AZUL, ES.

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheiro Florestal.

Aprovada em 15 de junho de 2011

COMISSÃO EXAMINADORA

Nilton Cesar Fiedler
DEF – CCA – UFES
Orientador

Alexandre Rosa dos Santos
ERU – CCA – UFES

Daiani Bernardo Pirovani
Eng^a Florestal, Doutoranda em Produção Vegetal – UFES

“Olhar para trás e dizer: valeu à pena Senhor”

AGRADECIMENTOS

Ao meu melhor amigo Jesus, a quem sou profundamente grato por tudo e sem o qual jamais chegaria até aqui.

Aos meus queridos pais, José Paulo e Dionélia, que incutiram em mim a importância da educação e do trabalho e que sempre foram o arrimo que precisei ao longo dessa trajetória. Obrigado por me transmitir total tranquilidade para me dedicar a este trabalho.

À minha irmã, Josianny, pelo apoio e, sobretudo pelo enorme incentivo.

Aos familiares, minha sincera gratidão!

Ao professor Nilton César Fiedler, pela orientação, confiança e oportunidade de realização deste estudo.

Ao professor Alexandre Rosa dos Santos pela ajuda, dedicação e colaborações.

À Franciane L. R de Oliveira Louzada pela atenção e aquisição das digitalizações dos fragmentos florestais.

À Daiani Bernardo Pirovani pela ajuda incondicional na realização do estudo.

À todos os amigos e parceiros, em especial Diego e Janaína.

À república CMJ, Flávio, Allan, Isaque e, ex- integrantes Fábio e Filipe, pelos anos de convivência e amizade.

Ao LABCEL - UFES pelo companheirismo em minha vida acadêmica.

À Engenharia Florestal 2007/01 pelo aprendizado juntos na convivência diária e grande amizade.

À Universidade Federal do Espírito Santo como universidade pública que proporcionou o aprendizado e formação profissional.

RESUMO

O objetivo do presente trabalho foi mapear e analisar a estrutura da paisagem florestal no corredor ecológico entre os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul por meio de índices de ecologia da paisagem. O mapeamento dos fragmentos florestais foi obtido por meio da digitalização da aerofoto da região, disponibilizada pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, utilizando técnicas de fotointerpretação na escala de 1: 2.500. Para o cálculo dos índices de ecologia foi utilizada a extensão *Patch Analyst* dentro do aplicativo computacional ArcGis 9.3. Ao todo foram encontrados 2.652 fragmentos florestais em toda área, representando 42,6% de cobertura florestal. Os fragmentos mapeados foram divididos em classes de tamanho, sendo considerados fragmentos muito pequenos aqueles menores que 5 ha; de tamanho pequeno aqueles entre 5 e 10 ha; médios entre 10 – 100 ha e grandes os maiores que 100 ha. Os fragmentos muito pequenos foram encontrados em maior número (2.201), seguidos pelos fragmentos de tamanho médio (216), posteriormente os fragmentos pequenos (177) e, por último, os fragmentos grandes que compreenderam apenas 58 manchas. O número de fragmentos de cada classe de tamanho, em geral, possui relação inversa com a contribuição em área dessa classe dentro da fragmentação florestal. As caracterizações quantitativas por meio de métricas da paisagem foram feitas com os grupos de índices de área; densidade e tamanho, forma; proximidade e área central; sendo este último obtido para diferentes simulações de efeito de borda (40, 80, 100 e 140 m). Para todos os índices houve diferenciações com relação às classes de tamanho dos fragmentos florestais, mostrando que os fragmentos maiores apresentam resultados de métricas da paisagem que indicam um maior grau de conservação que os fragmentos menores.

Palavras chave: Fragmentação florestal, Geotecnologias, Índices de ecologia da paisagem, Restauração ambiental.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 O problema e sua importância	1
1.2 Objetivos	2
1.2.1 Objetivo geral	3
1.2.2 Objetivos específicos	3
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Fragmentação florestal.....	4
2.1.2 Efeitos da fragmentação florestal.....	5
2.2 Unidades de Conservação	6
2.2.1. Parque Estadual de Forno Grande.....	7
2.2.2. Parque Estadual de Pedra Azul	7
2.3 Corredores ecológicos	8
2.4 Ecologia da paisagem	8
2.5 Estrutura da paisagem	11
2.6 Quantificação da estrutura da paisagem	14
2.6.1 Índices de área.....	14
2.6.2. Índices de densidade e tamanho	16
2.6.3. Índices de borda.....	16
2.6.4 Índices de forma.....	18
2.6.5. Índices de proximidade	18
2.6.6. Índices de área central.....	19
2.7 Geotecnologias na ecologia da paisagem.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1 Caracterização da área de estudo	22
3.2 Mapeamento dos fragmentos florestais.....	23
3.3 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem.....	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
4.1 Mapeamento dos fragmentos florestais.....	27
4.2 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem.....	32
5 CONCLUSÕES	42
6 RECOMENDAÇÕES.....	43
7 REFERÊNCIAS.....	44

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo mancha-corredor matriz.....	11
Figura 2. Limite para o corredor ecológico entre os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, no Estado do Espírito Santo.....	22
Figura 3. Etapas da metodologia utilizada para elaboração do mapa de fragmentação florestal.....	24
Figura 4. Fragmentos florestais identificados na área em estudo.....	28
Figura 5. Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais dentro da área de estudo.....	29
Figura 6. Relação entre o número de fragmentos florestais e as suas respectivas áreas das classes de tamanho.....	31
Figura 7. Comportamento do índice de área central total com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.....	38
Figura 8. Comportamento do número de áreas centrais com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.....	40
Figura 9. Comportamento da área central média com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Índices de Ecologia da paisagem gerados ao nível de classes por meio do <i>Patch Analyst</i> para os fragmentos florestais.....	25
Tabela 2. Índices de ecologia calculados para os fragmentos florestais no limite do corredor ecológico entre os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra, ES.....	32
Tabela 3. Valores dos Valores dos índices de ecologia da paisagem relativos às métricas de área central gerados pelo <i>Patch Analyst</i> utilizando diferentes distâncias de faixa sob efeito de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.....	36

1 INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação florestal é um fenômeno grave, impulsionado pela atividade desordenada de uso e ocupação da terra, pelo modelo econômico vigente e pelo crescimento populacional. Atualmente é mais estudado pela comunidade científica, pois os fragmentos florestais sofrem pressões diversas que resultam diretamente em perda da biodiversidade (PIROVANI, 2010).

Segundo Viana (1990) um fragmento florestal é qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas (estradas, cidades, culturas agrícolas, pastagens etc.) ou naturais (montanhas, lagos, outras formações vegetacionais, etc.), capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes. É, portanto, produto de uma ação natural ou antrópica.

Os fragmentos são expostos a mudanças físicas e biogeográficas, em grande ou pequena escala, e seus efeitos dependem de variações no tamanho, forma, posição na paisagem e grau de isolamento. As espécies que conseguem manter-se nos fragmentos tendem a se tornar dominantes, diminuindo a riqueza biológica (HANSON et al, apud CASTRO, 2004). Os aspectos mais graves do processo de fragmentação florestal são a perda da biodiversidade e o efeito de borda (PIROVANI, 2010).

1.1 O problema e sua importância

O bioma Mata Atlântica (MA) se apresenta como um mosaico composto por poucas áreas relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste (zonas núcleo de preservação de acordo com o Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica), e uma porção bem maior composta de áreas em diversos estágios de degradação (GUATURA et al, 1996).

Ao mesmo tempo em que a MA é considerada uma das florestas mais ameaçadas do planeta, ela é também considerada um dos biomas mais importantes e prioritários para a conservação, pois abriga muitas espécies em risco de extinção e espécies endêmicas (LOUZADA, 2010).

A perda de ambientes naturais aliado ao processo de fragmentação que se intensifica nos dias atuais, tem resultado na formação de paisagens com pouca diversidade (FAHRIG, 2003).

As barreiras ocasionadas pela fragmentação diminuem a dispersão dos organismos entre os remanescentes de vegetação, resultando em mudanças na estrutura da comunidade (SZMUCHROWSKI; MARTINS, 2001). Esses efeitos podem ser amenizados se as populações de flora e fauna não ficarem isoladas completamente. Sendo assim, é de fundamental importância o desenvolvimento de ações voltadas para promover a conexão entre fragmentos (LOUZADA, 2010).

Segundo o mesmo autor, o corredor ecológico dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul encontra-se em área de domínio do bioma MA, apresentando-se pressão antrópica em seu entorno decorrente da ocupação da atividade desordenada de uso e ocupação da terra e para reverter ou amenizar esta situação, tornou-se necessário a existência de paisagens em seu entorno capazes de contribuir com a manutenção dos processos naturais e promover a sustentabilidade ecológica à flora e às espécies da fauna silvestre. Nesse sentido, o corredor ecológico permite a passagem da fauna entre essas unidades e as áreas naturais e a conexão entre os fragmentos.

Para estudar os padrões de estrutura espacial dos fragmentos florestais foram desenvolvidas métricas ou índices de ecologia. Várias dessas métricas têm sido usadas para descrever padrões espaciais, a partir de produtos temáticos obtidos por meio do uso integrado das ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. Desta forma, tais ferramentas são importantes como subsídios para tomada de decisões no tocante ao ambiente natural, políticas agrícolas e rurais, costeiras e de transportes (PIROVANI, 2010).

Para fins de manutenção da biodiversidade, a realização de estudos utilizando métricas ou índices de ecologia da paisagem é muito importante, pois a análise dos valores das métricas permite auxiliar na definição de técnicas de manejo visando à recuperação e ou a conservação dos remanescentes florestais.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Analisar a estrutura da paisagem florestal no corredor ecológico dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES por meio de índices da paisagem, visando à seleção de áreas aptas à conservação ambiental.

1.2.2 Objetivos específicos

- a) Mapear os fragmentos florestais existentes na área;
- b) Quantificar o arranjo espacial dos fragmentos que compõem o mosaico da paisagem;
- c) Avaliar a complexidade estrutural dos fragmentos florestais em termos de área, núcleo, forma e composição de borda;
- d) Avaliar a influência de diferentes distâncias de efeito de borda nos diferentes grupos de tamanho de fragmentos encontrados.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Fragmentação florestal

A fragmentação florestal no Brasil iniciou com a ocupação territorial durante a colonização. O desmatamento foi orientado pelas atividades socioeconômicas de forma que a velocidade e a intensidade ocorreram de acordo com o nível de ocupação e estrutura estabelecida pelas vilas ou conglomerados populacionais (PIROVANI, 2010).

A Mata Atlântica que é, por sua alta diversidade de espécies e nível de endemismo, um dos complexos vegetacionais mais singulares no mundo (Mori et al., 1981; Fonseca, 1985), vem sofrendo historicamente as consequências do intenso processo de fragmentação (Dean, 1996; Viana e Tabanez, 1996; Ranta et al., 1998). Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (2009) restam atualmente apenas 7,91%, ou seja, 102.012 km² da área originalmente coberta pela Mata Atlântica.

Segundo Pirovani (2010) a maior parte da biodiversidade remanescente da Mata Atlântica encontra-se, hoje, localizada em fragmentos florestais, sendo necessária a realização de estudos visando conhecer a caracterização espacial de tais fragmentos a fim de estabelecer estratégias de conservação dos mesmos.

Fragmento florestal, de acordo com Viana (1990) e Forman (1997), é entendido por qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras naturais (lagos, formações rochosas, outras formações vegetais, tipos de solo, etc.) ou antrópicas (estradas, culturas agrícolas, pecuária, hidrelétricas, ocupações rurais e urbanas) com a capacidade de diminuir, significativamente, o fluxo de animais, pólen e/ou, sementes.

No entanto, para Murcia (1995), a fragmentação florestal é a substituição de áreas de floresta nativa por outras formas de uso da terra, deixando isoladas suas partes, com consequências negativas para o conjunto de seus organismos, podendo resultar em extinção de algumas espécies.

A maior parte das áreas remanescentes de Mata Atlântica é representada por fragmentos pequenos, de domínio privado (Fonseca, 1985; Ranta et al., 1998), submetidos a diferentes pressões, como relevo acidentado (PIROVANI, 2010).

No Estado do Espírito Santo a fragmentação ocorreu de forma desigual nas diferentes regiões. Houve inicialmente a derrubada de florestas para formação de roças e retirada de lenha, intensificada com a retirada de madeira de lei, seguidas da produção de cana-de-açúcar no Sul e farinha de mandioca no Norte (SEAG, 1988). Na segunda metade do século XIX, teve início à expansão cafeeira que logo passou a ser a principal atividade econômica do Estado. No ano de 1958 houve o seu declínio, causando o abandono de terras e a transformação das áreas em pastagens, caracterizando o ciclo mata-café-pastagens. Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2009) o Estado do Espírito Santo possui 11,01 % de sua cobertura original de mata atlântica.

O estudo da fragmentação tem como base conceitual a Teoria de Biogeografia de Ilhas de Mac Arthur & Wilson (1967). Esta teoria foi elaborada para prever o número de espécies que uma ilha de determinado tamanho poderá suportar, considerando-se o balanço entre as taxas de extinção e imigração. Como os fragmentos florestais assemelham-se a ilhas, a teoria permeia estratégias conservacionistas, predizendo o número de espécies que um determinado fragmento pode conter (GASCON et al., 2001).

No entanto, existem discussões acerca das limitações da transposição das idéias da teoria de ilhas para o caso de fragmentos florestais, como por exemplo, enquanto ocorre a colonização de novas ilhas a partir da expansão das populações, no caso de fragmentos florestais ocorre a extinção de espécies pelo declínio das populações ou simples desaparecimento das mesmas (BARROS, 2006).

Segundo o mesmo autor, apesar disto, esta teoria tem sua relevância para o estudo da fragmentação por permitir estimar a riqueza de espécies nos habitats denominados “ilhas” e em explicar os mecanismos responsáveis pelos padrões observados. Por meio dela, pode-se inferir que a diminuição da área comumente está relacionada à diminuição exponencial do número de espécies e que fragmentos mais próximos a uma porção de habitat principal possuem um maior número de espécies que áreas mais isoladas.

2.1.2 Efeitos da fragmentação florestal

A extinção de espécies pode ser citada como a principal consequência da fragmentação florestal (DIAMOND, 1992). Mudanças nos processos ecológicos como polinização, predação, comportamento territorialista e hábitos alimentares pode ser

observado em longo prazo (RANTA et al., 1998) e, além disso, a fragmentação resulta em remanescentes de vegetação nativa que se avizinham a usos agrícolas e a outras formas de uso, e como resultado o fluxo de radiação, a água e os nutrientes dos solos são alterados significativamente (SAUNDERS et al., 1991).

À medida que a paisagem torna-se fragmentada, as populações de espécies florestais são reduzidas, e conseqüentemente ocorre redução da viabilidade genética, aumentando os efeitos negativos da deriva gênica, endogamia e perda de alelos (DIAS et al., 2000), padrões de dispersão e migração são interrompidos, fluxos de entrada e saída no ecossistema são alterados, além de tornar habitats anteriormente isolados expostos a condições externas, resultando em progressiva diminuição da diversidade biológica (BARROS, 2006).

Outro problema encontra-se na possibilidade de invasão por espécies exóticas, além do contato com espécies animais e vegetais domésticas. Este tipo de interação pode promover a possibilidade de ocorrência de doença e pragas não comuns aos fragmentos de habitats remanescentes. Deste modo, as espécies invasoras podem atuar significativamente na estrutura da vegetação, dificultando ainda a regeneração de espécies nativas (FORMAN, 1997).

De acordo com Metzger (2001, 2003) o processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e a matriz.

O estudo desses elementos da paisagem, bem como as suas interações, é de grande importância para a compreensão dinâmica da paisagem, auxiliando na definição de técnicas de manejo visando à recuperação e ou a conservação dos remanescentes florestais (PIROVANI, 2010).

2.2 Unidades de Conservação

As unidades de conservação (UC's) são áreas territoriais protegidas por lei, visando à proteção e a preservação de ecossistemas no seu estado natural e primitivo (VIEIRA, 2007).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) define e regulamenta as categorias de unidades de conservação nas instâncias federal, estadual e municipal, separando-as em dois grupos: de proteção integral, com a conservação da biodiversidade como principal objetivo, e áreas de uso sustentável,

que permitem várias formas de utilização dos recursos naturais, com a proteção da biodiversidade como um objetivo secundário (BRASIL-SNUC, 2000). Elas correspondem aos termos unidades de conservação de uso indireto (proteção integral) e de uso direto (uso sustentável).

Os parques estaduais estão inseridos na categoria de proteção integral e, representam a maioria das unidades de conservação estaduais em número e extensão (RYLANDS & BRANDON, 2005).

2.2.1. Parque Estadual de Forno Grande

O PEFG foi criado por meio do Decreto nº 312 de 31 de outubro de 1960 como Reserva Florestal e teve sua categoria de manejo alterada para Parque por meio do Decreto nº 7.528, de 11 de setembro de 1998. A origem do nome do Parque está relacionada com o aspecto da formação rochosa mais elevada que possui a forma semelhante aos fornos de assar pão, comuns naquela região, caracterizada pela colonização italiana (LOUZADA, 2010).

A formação do Forno Grande remonta a intrusões magmáticas (datadas em 600 milhões de anos) inseridas em falhas da Província da Mantiqueira, que comportam pontões e paredões de rocha e constituem o Maciço Castelo. Esta região compreende nascentes de ribeirões e córregos que integram a bacia hidrográfica do Rio Itapemirim (IDAF, 2001, 2004).

2.2.2. Parque Estadual de Pedra Azul

O PEPAz foi criado como Reserva Florestal pelo Decreto Lei nº 312 de 31 de outubro de 1960. A categoria de manejo foi posteriormente alterada para Parque Estadual por meio da Lei nº 4.503 de 03 de março de 1991 (LOUZADA, 2010).

A origem do nome Pedra Azul deve-se a coloração azulada proporcionada por líquen. Um dos maiores atrativos do Parque são as formações rochosas de granito e gnaisse, destacando-se a Pedra Azul, com 1.822 m e a Pedra das Flores, com 1.909m (IPEMA, 2004).

O Parque constitui um dos maiores atrativos turísticos da região e possui três trilhas para atendimento de visitantes: a trilha do Lagarto, com 480 m, de onde se observa o Parque Nacional do Caparaó e o Parque Estadual Forno Grande; a trilha das piscinas, com 1.200 m, onde se localizam nove piscinas naturais escavadas.

pela ação das águas e a trilha da Pedra Azul, com 945 m, onde o visitante tem contato direto com o paredão rochoso de 500 m de altura (LOUZADA, 2010).

2.3 Corredores ecológicos

As unidades de conservação sofrem grande pressão antrópica no seu entorno decorrente da implantação de projetos de agricultura mecanizada, pecuária em grande escala e ocupação desordenada. Para reverter ou amenizar esta situação esta situação, tornou-se necessário a existência de paisagens em seu entorno capazes de contribuir com a manutenção dos processos naturais e promover a sustentabilidade ecológica à flora e às espécies da fauna silvestre. A alternativa encontrada para mitigar estes efeitos foi o estabelecimento de Corredores Ecológicos (LOUZADA, 2010).

A união de fragmentos é uma estratégia para reduzir os efeitos da fragmentação e das pressões antrópicas. Os corredores ecológicos têm a função primordial de proporcionar vias de intercâmbio e incrementar as possibilidades de movimento de indivíduos pertencentes a populações da fauna e flora que se encontram isolados, em busca de áreas mais propícias à sua sobrevivência (DÁRIO & ALMEIDA, 2000). Nesse sentido, os corredores possibilitam a recolonização com populações de espécies localmente reduzidas e, ainda, permite a redução da pressão sobre o entorno das áreas protegidas (ARRUDA & NOGUEIRA DE SÁ, 2004), auxiliando na conectividade gênica entre fragmentos com populações pequenas (KAGEYAMA et al., 1998) possibilitando o estabelecimento de metapopulações¹.

Brito (2006) ainda destaca que os corredores ecológicos possuem outros objetivos tais como avançar na consolidação das Unidades de Conservação para promover o planejamento ambiental e propiciar a integração de ações entre os órgãos ambientais, sob um único comando.

2.4 Ecologia da paisagem

Ecologia da Paisagem baseia-se na premissa de que os padrões dos elementos da paisagem influenciam significativamente os processos ecológicos.

¹ Uma metapopulação é formada por um conjunto de sub-populações, isoladas no espaço em diferentes fragmentos de habitat, mas no entanto unidas por fluxos de indivíduos, sementes e grãos de pólen.

Assim, o aumento de seus estudos é, justamente, função de sua habilidade em quantificar sua estrutura, que é um pré-requisito para compreensão das funções e mudanças de uma paisagem (PEREIRA et al., 2001).

A obtenção de métricas ou índices de paisagem permitem avaliações em diferentes escalas espaciais e temporais, o que tem contribuído de forma eficaz para o entendimento dos padrões e processos envolvidos na manutenção de paisagens fragmentadas, e no estabelecimento de estratégias para a conservação da biodiversidade. (ALMEIDA, 2008)

A ecologia de paisagem é considerada uma área de conhecimento emergente (HOBBS, 1994). Segundo Risser et al (1984), há duas abordagens distintas em ecologia de paisagens: uma nascida na Europa, em meados do século passado (abordagem geográfica), e outra mais jovem, que surgiu a partir de um *workshop* norteamericano em Illinois (abordagem ecológica). Existem várias definições para o termo ecologia da paisagem, dependendo do tipo de abordagem e autores.

Para Forman e Godron (1986) a ecologia de paisagens é entendida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos. Segundo Turner (1989) trata-se de uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas.

Risser et al (1984) define ecologia de paisagens como uma área de conhecimento que considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas espaciais e temporais por meio de paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e o manejo da heterogeneidade espacial.

A ecologia de paisagens segundo Naveh e Lieberman (1994) é uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida, natural e construído.

Essa última definição aponta para uma ecologia humana de paisagens, representando a abordagem geográfica, enquanto as demais definições apontam para uma ecologia espacial de paisagens preocupada com a consequência dos padrões espaciais e a forma pela qual a heterogeneidade se expressa nos processos ecológicos Metzger (2001, 2003), representando assim a abordagem ecológica.

Para Turner e Gardner (1990), a paisagem pode ser simplesmente considerada como uma área espacialmente heterogênea, contudo três de suas características devem ser consideradas: sua estrutura, sua função e suas alterações. Essas características são definidas por Forman e Godron (1986) como:

(1) estrutura: relação espacial entre diferentes ecossistemas ou elementos presentes na paisagem, ou seja, é a distribuição dos materiais e espécies em relação ao tamanho, forma, número, tipo e configuração dos ecossistemas;

(2) função: refere-se à interação entre os elementos espaciais, que são o fluxo de informações genéticas, materiais e organismos dos ecossistemas componentes; e

(3) alterações: mudanças na estrutura e função do mosaico ecológico, ao longo do tempo.

De acordo com McGarigal e Marks (1995) a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é, portanto, o pré-requisito para o estudo da função e das alterações de uma paisagem.

O ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas. A ecologia de paisagens seria assim uma combinação de uma análise espacial da geografia com um estudo funcional da ecologia. A problemática central é o efeito da estrutura da paisagem nos processos ecológicos. Contrariamente à ecologia de ecossistemas que procura estabelecer ou analisar as relações verticais da biota com o seu ambiente (por exemplo, como a diversidade de uma comunidade de árvores pode ser explicada pelo clima ou tipo de solo?), a ecologia de paisagens dá maior ênfase às relações horizontais (usando o mesmo exemplo, como a comunidade de árvores pode ser explicada em função de seu isolamento a outras comunidades semelhantes, ou em função da existência de um impacto causado pela unidade justo adjacente?). A ecologia de paisagens pode ser assim entendida como uma ecologia de interações espaciais entre as unidades da paisagem (METZGER, 2001, 2003).

Segundo o mesmo autor, possivelmente, o maior desafio da ecologia de paisagens é de estabelecer uma teoria de mosaicos, procurando entender como diferentes padrões de organização espacial de seus constituintes (as unidades da paisagem) influem sobre seu funcionamento.

2.5 Estrutura da paisagem

O conceito de “estrutura da paisagem” é relativamente jovem dentro da ecologia de paisagens. Trata-se do estudo do mosaico da paisagem que aparece como o padrão e ordenamento espacial específico das unidades de paisagem numa determinada seção de pesquisa. Trabalha com as feições espaciais/estruturais observáveis e mensuráveis na paisagem e caracteriza as suas condições, seu desenvolvimento e sua mudança temporal (LANG E BLASCHKE, 2009). Trata-se, em síntese, das causas e efeitos da heterogeneidade espacial sobre os diferentes processos ecológicos (PIROVANI, 2010).

O conceito de estrutura da paisagem foi fortemente determinado por ferramentas apoiadas em computador e por métodos do processamento de informações geográficas, bem como do processamento digital de imagens (LANG e BLASCHKE, 2009). O mesmo autor cita ainda que para a avaliação analítica da estrutura da paisagem, desenvolveu-se um conjunto de métodos designados medidas da estrutura da paisagem (métricas), que deve ser considerado como o coração metodológico do conceito de estrutura da paisagem.

Segundo Fornan e Godron (1986); Metzger (2001, 2003) a estrutura da paisagem é composta pelos elementos: fragmento, matriz e corredor (Figura 1).

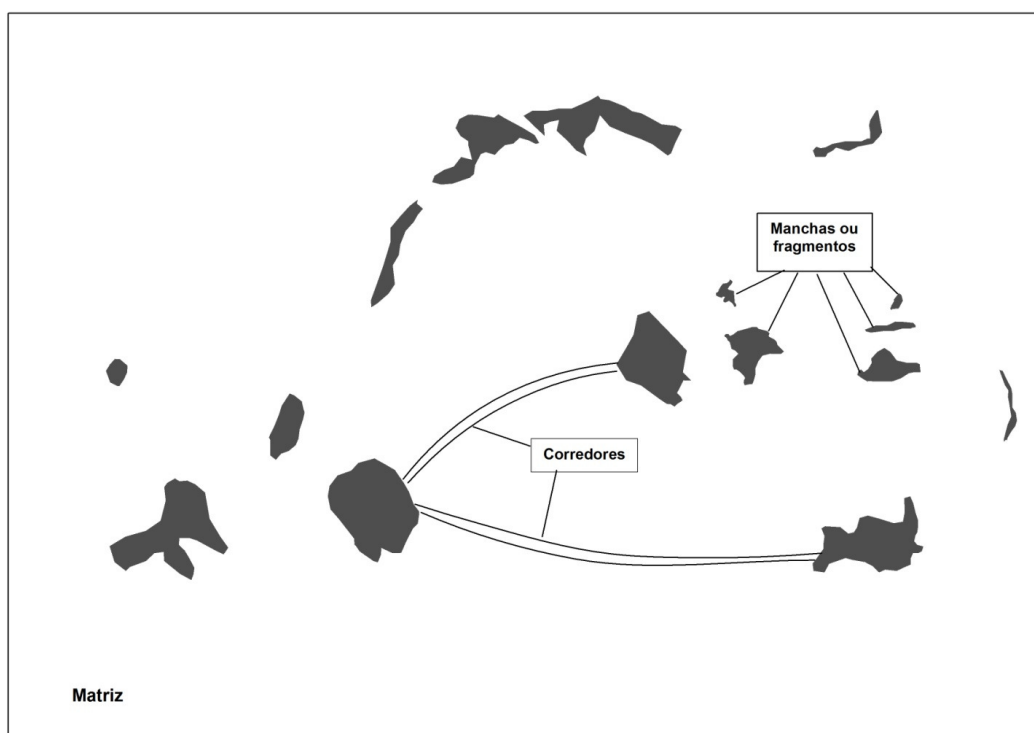


Figura 1 – Modelo mancha-corredor-matriz. Adaptado de Lang e Blaschke (2009).

Os fragmentos, também descritos por alguns autores como *patches* ou manchas, são os menores elementos observáveis da paisagem (ZONNEVELD, 1989), considerado ainda por Forman e Gordon (1986), Farina (1998), Turner e Gardner (2001), como a mais importante unidade espacial elementar da paisagem a ser estudada.

Para Forman e Godron (1986) os fragmentos são superfícies não lineares, que estão inseridas na matriz e diferem em aparência do seu entorno, variam em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites. Kotliar e Wiens (1990), apud Valente (2001), complementam que os fragmentos são dinâmicos, ocorrem em diferentes escalas temporais e espaciais e possuem uma estrutura interna.

Os corredores representam como estruturas lineares, funcionando como linhas-guia para espécies de animais migratórios, contribuindo, significativamente, para o aumento da variedade de espécies e do conjunto de indivíduos (PIROVANI, 2010) A manutenção e a implantação de corredores, com vegetação nativa, são consideradas por Metzger et al. (1999) como uma das formas de amenizar as perdas causadas pela fragmentação, com a finalidade de favorecer o fluxo gênico entre os fragmentos florestais e servir como refúgio para a fauna. Os mesmos autores relatam ainda que a estrutura externa dos corredores, definida por sua largura e complexidade na distribuição espacial, é que irá determinar o acontecimento dos deslocamentos na paisagem.

Os corredores variam no comprimento e na função. Os corredores em linha são resultantes de atividades humanas, geralmente são estreitos e têm como função a movimentação de espécies de borda. Os corredores em faixas têm por função o movimento de espécies características do interior de um fragmento florestal e, na maioria dos casos, são grandes o bastante para apresentarem um efeito de borda e um microambiente em seu interior (FORMAN, 1997).

Para Muchailh (2007) os corredores constituem-se em importante instrumento de planejamento ambiental, no sentido de potencializar a cooperação entre as diversas esferas de governo e segmentos da sociedade civil com objetivo de buscar a conciliação entre a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento sócio-econômico.

A matriz representa o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Forman e

Godron (1986) definem matriz como um elemento estendido da paisagem relativamente homogêneo, que inclui manchas e corredores de diferentes tipos, desempenhando um papel relevante para o fluxo de energia, o ciclo das substâncias e o regime das espécies na paisagem.

A matriz pode ser considerada como o meio onde estão contidas as outras unidades, representando um estado atual do habitat: intacto, alterado ou antropizado. Em ambientes primários representa o habitat natural. Já em ambientes fragmentados, ela envolve os remanescentes do ambiente original (MCINTYRE e HOBBS, 1999 apud MUCHAILH, 2007), os quais constituem as manchas ou fragmentos.

De acordo com Valente (2001) o conhecimento dos elementos ou os componentes de uma paisagem é essencial para a caracterização de sua estrutura e para a identificação de seus padrões.

Para Dunning et al.(1992) e Turner (1989) a estrutura de uma paisagem deve ser caracterizada e ter seus padrões definidos com base na sua configuração e composição. Esses dois aspectos podem, independentemente ou combinados, influenciar no processo, que constitui o principal enfoque de determinado estudo.

O arranjo espacial dos fragmentos indica a importância de habitat na conservação da diversidade biológica ao nível da paisagem.

As unidades da matriz podem, muitas vezes, serem fontes de perturbação e favorecer o desenvolvimento de espécies generalistas, predadoras e parasitas invasoras (Rolstad, 1991), que agem principalmente nas bordas dos fragmentos de habitat e participam na extinção de espécies deste habitat. Desta forma, a matriz inter-habitat inibe em geral os deslocamentos dos organismos do habitat estudado, e esta ação é mais ou menos intensa em função de sua permeabilidade e das capacidades de deslocamentos das espécies (FRANKLIN, 1993).

A permeabilidade da matriz como um todo pode ser estimada pela densidade de pontos de ligação e pelo grau de resistência das unidades da paisagem aos fluxos biológicos. Os pontos de ligação constituem pequenas áreas de habitat dispersas na matriz. Estes pontos podem ter um papel importante no movimento de algumas espécies ou na persistência, numa paisagem fragmentada, de espécies que não carecem de grandes espaços de habitat para se desenvolverem (WHITCOMB et al., 1976).

O conhecimento dos elementos de uma paisagem é, portanto, essencial para a caracterização de sua estrutura e para a identificação de seus padrões (VALENTE, 2001).

2.6 Quantificação da estrutura da paisagem

A Ecologia da Paisagem baseia-se na premissa de que os padrões dos elementos da paisagem influenciam, significativamente, os processos ecológicos. Assim, a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo da função e mudança de paisagem (PEREIRA et al, 2001). Por este motivo muita ênfase tem sido dada ao desenvolvimento de métodos que quantificam a estrutura da paisagem (TURNER, 1989; TURNER e GARDNER, 1990).

Segundo Carrão et al. (2001) as muitas medidas quantitativas de composição da paisagem, conhecidas como métricas ou indicadores de paisagem, ganham cada vez mais atenção, na medida em que ajudam a compreender a estrutura complexa da paisagem e a forma como esta influencia determinadas relações ecológicas.

A variedade de índices existentes em ecologia da paisagem levou autores como McGarigal e Marks (1995) a agruparem esses índices nas seguintes categorias: índices de área; índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de área central; índices de proximidade; índices de diversidade e índices métricos de contágio e espalhamento.

2.6.1 Índices de área

Os índices ou métricas de área quantificam o tamanho dos fragmentos e, no geral, são as bases do conhecimento da paisagem, pois, segundo Almeida (2008) são métricas utilizadas por muitas outras métricas já que do seu valor dependem os resultados de alguns índices, sendo úteis para estudos ecológicos. Para Forman e Godron (1986) é uma das mais importantes informações de uma paisagem, não somente porque é a base para o cálculo de outros índices, como também porque é por si só, uma informação de grande valor.

O tamanho das unidades tem sido freqüentemente utilizado como base para a modelagem dos padrões de distribuição e riqueza de espécies, afetando as funções internas de um fragmento, como por exemplo, as variáveis microclimáticas e a

forma. Pode afetar também taxas de ciclagem de nutrientes e o tamanho de agregados de propágulos para a colonização vegetal (FORMAN e GODRON, 1986).

Para Kapos (1989) o tamanho do fragmento é um importante fator para a dinâmica populacional e os efeitos de borda podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para determinadas espécies.

Como se sabe, a área do fragmento é, em geral o parâmetro mais importante para explicar a variação de riqueza de espécies. Em análises de regressão, a área do habitat (em geral na sua forma logarítmica) pode explicar mais de 80% da variância da riqueza. (TANGNEY et al. 1990). A variação da riqueza em função da área do fragmento pode ser modelada a partir da equação logística $S = c \cdot A^z$, onde S é a riqueza de espécies, A é a área do fragmento e c e z são duas constantes. A constante z é definida pela inclinação da curva $\log(S)$ por $\log(A)$ e parece representar a capacidade de colonização e a possibilidade de extinção das espécies estudadas (MURPHY & WILCOX, 1986).

Em geral, a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para sua sobrevivência (FORMAN et al., 1976; SAUDERS et al., 1991). Segundo Rolstad (1991), a área mínima do fragmento que varia em função da espécie considerada, é determinada pelo tamanho do território de um indivíduo (ou de um grupo de indivíduos, em função do comportamento social da espécie) e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável. Um segundo fator que contribui para a extinção é a redução da heterogeneidade interna do habitat que ocorre concomitante à perda de área. As espécies que utilizam vários habitats são assim perturbadas. Um terceiro fator ligado à diminuição da área total do fragmento é o aumento da área sob efeito de borda. Deve-se ressaltar que muitos fragmentos são na realidade, núcleos de colonização de florestas pioneiras. Segundo Seagle apud Metzger (1999), a diminuição de área acarreta também uma redução nos recursos e, por consequência, uma intensificação das competições intra e inter-específicas, constituindo um quarto fator de extinção.

Os índices de área quantificam a composição das paisagens. Como índices de área têm-se: área de cada fragmento; índice de similaridade da paisagem; área da classe; porcentagem da paisagem e índice do maior fragmento (TURNER e GARDNER, 1990).

2.6.2. Índices de densidade e tamanho

Os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da composição da paisagem. Como exemplos desses índices têm-se: o número de fragmentos; o tamanho médio dos fragmentos nas suas respectivas classes; o desvio padrão e o coeficiente de variação do tamanho (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Segundo Volotão (1998) os índices de densidade e tamanho são importantes por caracterizarem os fragmentos (número de fragmentos, tamanho médio, densidade, variação etc.) e por permitirem que se ordene por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem. Forman e Godron (1986), destacam enquanto os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos remanescentes cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, funcionando como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas, promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

2.6.3. Índices de borda

As bordas são por definição áreas de transição entre unidades da paisagem, tendo características que dependem da escala espaço-temporal, e das forças de interação que agem sobre as unidades (HOLLAND, 1988 apud METZGER, 1999).

De um ponto de vista funcional, as bordas são áreas onde a intensidade dos fluxos biológicos entre unidades da paisagem se modifica de forma abrupta. A permeabilidade das bordas pode controlar a intensidade e o tipo de fluxo, podendo uma borda ser totalmente permeável a uma espécie e impermeável a outra.

Os efeitos de borda foram particularmente estudados em áreas florestais. Neste caso, uma maior penetração nas bordas florestais dos raios solares e do vento aumenta as temperaturas e a evapotranspiração, reduzindo a umidade do ar e do solo, criando condições favoráveis à ocorrência de stress hídrico (KAPOS, 1989). Estas particularidades micro-climáticas determinam as comunidades vegetais e animais que poderão se instalar nestas bordas.

A extensão dos efeitos de borda depende das condições do meio, assim como das espécies e dos fatores ecológicos considerados, podendo variar no

interior de um mesmo fragmento, tornando complexa a estimativa da extensão das bordas (METZGER, 1999).

Dentro de um fragmento ou de uma paisagem a importância das áreas de borda habitat/não-habitat controla a razão entre o número de espécies adaptadas às condições de borda e as espécies das zonas internas, que são em geral as mais sensíveis à fragmentação. O aumento das áreas de borda de habitat numa paisagem, que em geral, reflete uma maior fragmentação deste habitat, favorece não apenas o desenvolvimento de espécies de borda, muitas vezes predadoras e parasitas, mas também de espécies generalistas que tendem a excluir, por competição ou predação, as espécies de interior. Além das bordas habitat/não habitat, a paisagem é também composta por outros tipos de borda, que podem ser basicamente divididos em duas grandes categorias: as bordas simples, formadas pelo contato entre duas unidades (por exemplo, contato entre áreas urbanas e reflorestamento); e as bordas mais complexas, formadas pela convergência de três ou mais unidades (por exemplo, contato entre culturas, campos e áreas urbanas), chamadas de “coverts” ou pontos de convergência. Estas bordas, e em particular os pontos de convergência, têm uma função primordial no controle de deslocamento de organismos na paisagem (FORMAN & GODRON, 1986). A importância destes diferentes tipos de borda na paisagem aumenta à medida que a textura do mosaico se torna menor, ou seja, quando o tamanho médio dos fragmentos diminui. A complexidade das áreas de borda, definida pela riqueza e diversidade em tipos de borda, permite uma nova percepção da fragmentação da paisagem (METZGER & MULLER, 1996).

Os índices de borda usualmente são considerados como representantes da configuração da paisagem, porém nem sempre sua distribuição espacial é explícita. São considerados índices de borda: o perímetro; o índice de contraste de borda; o total de borda de uma classe e a densidade de borda e outros. Esses índices têm como limitação o fato de não levar em conta o grau de contraste entre o fragmento e a paisagem circunvizinha. O contraste entre bordas pode influenciar de diversas maneiras os processos ecológicos do fenômeno sob investigação (MACGARIGAL; MARKS, 1995).

2.6.4 Índices de forma

Segundo Volotão (1998) o tamanho e a forma dos fragmentos de paisagem podem indicar inúmeros processos ecológicos importantes. O índice de forma pode influenciar processos entre fragmentos, como a migração de pequenos mamíferos e a colonização de plantas de médio e grande porte e, também influenciam as estratégias de fuga de certos animais. Entretanto, de acordo com o autor, o principal aspecto da forma é a relação com o efeito de borda.

A relação entre o perímetro e a área de um fragmento de habitat está diretamente ligada à forma desse fragmento. Quanto menor for essa relação, menor também será a borda e vice-versa (MMA/SBF, 2003).

De acordo com Almeida (2008) fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está equidistante das bordas. Assim sendo, a área central encontra-se “protegida” dos fatores externos. Áreas mais recortadas têm maior proporção de bordas que as menos recortadas, então, fragmentos com área maiores e menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor proporção de borda /área.

Os índices de forma são indicadores da configuração da paisagem. McGarigal e Marks (1995) citam que, a quantificação dessa variável é extremamente complicada, sendo necessário adotar-se uma paisagem padrão, para efeito de comparação. Para Turner e Ruscher (1988) a dimensão fractal é a maneira mais correta de quantificar essa variável.

2.6.5. Índices de proximidade

Os índices de proximidade se referem às métricas que se baseiam na distância do vizinho mais próximo nos três níveis: fragmento, classe e paisagem. A distância do vizinho mais próximo é definida como a distância de um fragmento para o fragmento que está em suas proximidades, baseado na distância borda-a-borda. Essas métricas quantificam a configuração da paisagem. A proximidade entre os fragmentos é importante para os processos ecológicos, e tem implícito em seus valores o grau de isolamento dos fragmentos (VOLOTÃO, 1998; FORMAN e GODRON,1986).

Pela análise dos índices de proximidade chega-se a conclusões sobre o grau de isolamento de um fragmento e a respeito do nível de fragmentação da paisagem (PIROVANI, 2010). Andrén (1994) sugere que a sensibilidade das

espécies à fragmentação varia em função da proporção de área ocupada pelo habitat na paisagem. Neste caso, a perda de diversidade em um fragmento está ligada à posição do fragmento em relação a outros fragmentos de mesma classe e às características de outras unidades vizinhas. A importância da matriz e do arranjo espacial dos fragmentos é dependente da conectividade dos habitats.

Segundo Urban & Shugart (1986), a conectividade é definida pela capacidade da paisagem, facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen. Esta definição apresenta em duplo aspecto, estrutural e funcional (WIENS et al., 1997). O aspecto estrutural ou espacial refere-se à fisionomia da paisagem, considerando a distribuição de tamanhos dos fragmentos; a densidade dos fragmentos, que depende da frequência ou do tamanho destes e a permeabilidade da matriz, relacionada em parte, à resistência das unidades da matriz aos fluxos biológicos. O aspecto funcional refere-se à resposta biológica específica de uma espécie à estrutura da paisagem, avaliada pelos fluxos de disseminação ou pela intensidade de movimento inter-habitats dos organismos (METZGER, 1999).

Segundo MacGarigal e Marks (1995) a métrica de distância do vizinho mais próximo tem como limitação o fato de não considerar a heterogeneidade da vizinhança, visto que, ao nível de classe, só são computadas manchas da mesma classe.

2.6.6. Índices de área central

Os índices de área central refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem e, na maioria dos casos, dependem de outros índices (densidade, número de fragmentos, índices de borda e de forma) para serem melhores interpretados (MCGARIGAL e MARKS,1995). Os autores citam os seguintes índices de área central: área central dos fragmentos; número de áreas centrais; porcentagem de área central da paisagem, e outros.

A área central é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida (ou uma operação de buffer), sendo afetada pela forma e borda dos fragmentos. Dessa maneira, um fragmento pode ter bastante área, o suficiente para manter uma dada espécie; mas não ter área central capaz de permitir a manutenção de uma dada espécie (VOLOTÃO, 1998).

2.7 Geotecnologias na ecologia da paisagem

As geotecnologias constituem uma estrutura de interface entre as diversas ciências que utilizam informações geográficas, o processamento de dados e a comunicação (XAVIER-DA-SILVA, 2001).

O sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas são as técnicas de geotecnologias que mais são empregadas em estudos de ecologia da paisagem (YOUNG e MERRIAM, 1994). Para Turner e Carpenter (1998) estas técnicas tornaram-se essenciais em ecologia da paisagem, porque têm a capacidade de caracterizar no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura da terra, que são a base para posterior quantificação da estrutura e definição dos padrões da paisagem.

Os Sistemas de Informações Geográficas – SIG's- podem ser definidos como sistemas destinados ao tratamento de dados referenciados espacialmente. Esses sistemas permitem a manipulação dos dados de diversas fontes como mapas, imagens e cadastros, permitindo recuperar e combinar informações para efetuar os mais diversos tipos de análises sobre os dados (ALVES, 1990).

Para a ecologia da paisagem os SIG's são uma ferramenta fundamental, especialmente quando permitem a manipulação de modelos e dados reais e a transferência de informações implícitas para análises explícitas (FARINA, 1998), como é o caso da caracterização quantitativa da estrutura de uma paisagem a partir de seu mapa de uso e cobertura da terra (PIROVANI, 2010).

Para aplicação de índices de ecologia da paisagem é necessário que se possua um mapeamento das classes de uso e ocupação da terra, obtido pela classificação de imagens ou por técnicas de fotointerpretação. Esta pode ser definida como um processo que utiliza observação e interpretação, fundamentado no raciocínio lógico, dedutivo e intuitivo para detecção, reconhecimento e identificação dos elementos contidos nas imagens (MOREIRA, 2003).

Segundo Lang e Blaschke (2009) nos últimos anos, foram produzidos diversos pacotes de aplicativos computacionais, que disponibilizam, de formas diferentes, métricas descritoras de estruturas. Esses programas caracterizam a fragmentação de uma paisagem, fornecendo valores quantitativos de extensão de área e de distribuição espacial dos diferentes tipos de fragmentos que compõem uma paisagem (HESSBRURG et al., 2000).

Para Blaschke (2000) o programa *Fragstats* de MacGarigal e Marks (1995), trata-se da ferramenta mais abrangente para a análise quantitativa da estrutura da paisagem. No entanto, deve-se ressaltar que devido ao seu direcionamento propositalmente universal e apesar da grande documentação, não facilita ao usuário o processo de escolha, em razão da enorme quantidade de possíveis valores de medição, então, entre outros motivos alguns produtos alternativos foram desenvolvidos.

O aplicativo computacional de SIG, ArcGis da empresa ESRI é, pela medição das licenças, o mais difundido Desktop GIS no mundo inteiro, e encontra-se na versão 10, reunindo um grande número de métodos de análise. Para a análise de métricas da paisagem é muito utilizado a extensão gratuita para o ArcGis *Patch Analyst*. Segundo Lang e Blaschke (2009), o *Patch Analyst* fornece essencialmente métricas do *Fragstats*, porém em forma comprimida.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada na região Serrana do Estado do Espírito Santo, onde se encontram, respectivamente, nos municípios de Castelo e Domingos Martins, o Parque Estadual de Forno Grande e o Parque Estadual de Pedra Azul.

O limite do corredor ecológico concentra uma área de 511,21 km², e abrange os municípios de Domingos Martins, Venda Nova do Imigrante, Castelo, Vargem Alta e Alfredo Chaves (Figura 2).

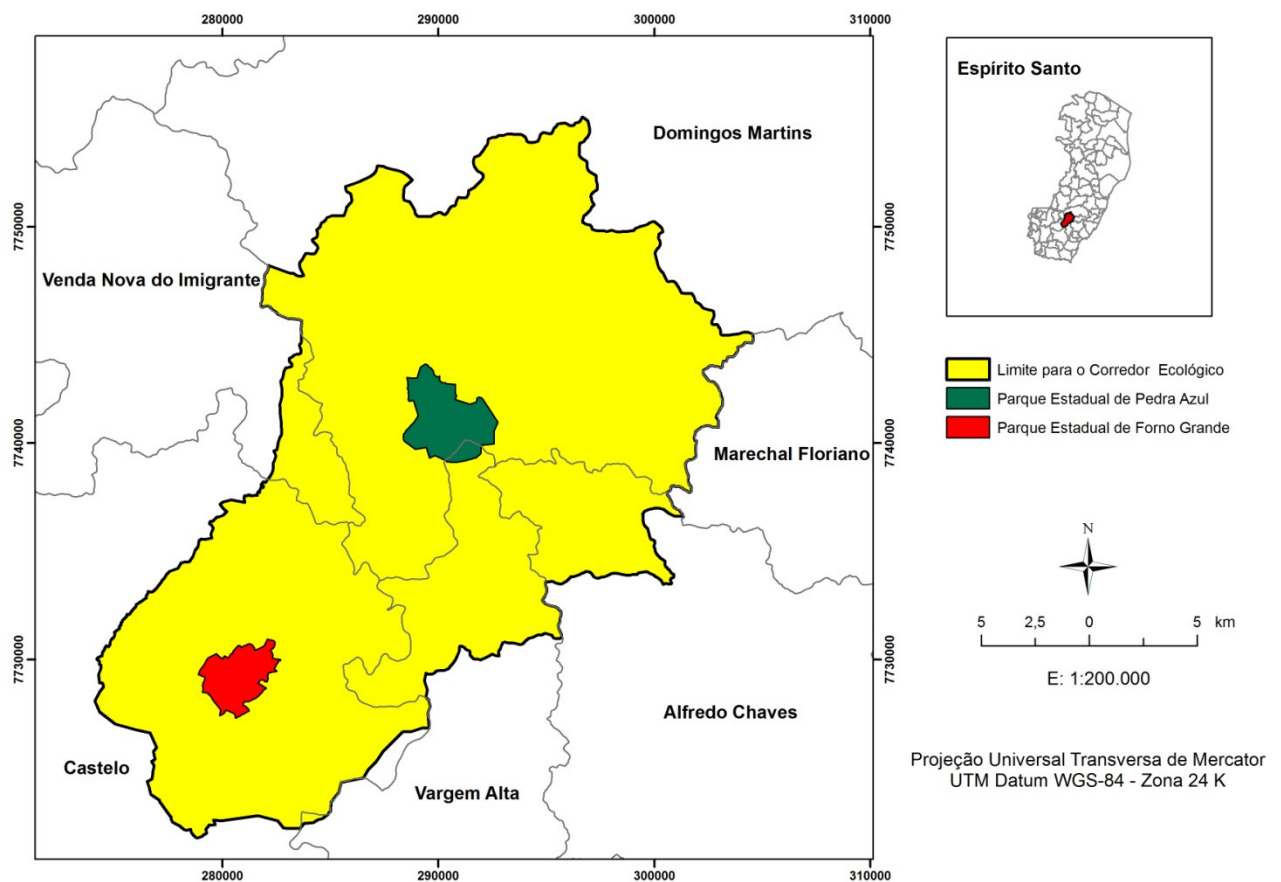


Figura 2 - Limite para o corredor ecológico entre os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, no Estado do Espírito Santo.

A vegetação da região está inserida nos domínios da Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Alto-montana, em transição para a Floresta Estacional Semidecidual e vegetação rupestre (LOUZADA, 2010).

O Parque Estadual de Forno Grande está localizado no município de Castelo entre as coordenadas geográficas de 20° 30' 35" e 20° 32' 29" S e 41° 05' 20" e 41° 07' 17" W. Possui 770 ha e uma variação altimétrica de 911 m, com altitude variando

de 1.128 a 2.039 m. A cota máxima é representada pelo Pico Forno Grande, o segundo ponto mais alto do Estado.

A pluviosidade média anual está em torno de 1.200 mm, com verões chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual está em torno de 23°C, com máximas podendo atingir 36°C e as mínimas diárias chegando a valores entre 5 e 7°C (IDAF, 2001, 2004).

O Parque Estadual de Pedra Azul está localizado quase integralmente no município de Domingos Martins com uma pequena parcela de seu território inserida no município de Vargem Alta, entre as coordenadas geográficas de 20° 23' 36" e 20° 25' 56" S e 40° 55' 23" e 41° 01' 40" W. Possui uma área de 1.196 ha e uma variação altimétrica de 689 m, com altitude variando de 1.220 a 1.909 m.

O clima da região, de acordo com a classificação de Koppen, é do tipo "Cwg'a", ou seja, clima temperado moderado chuvoso, com precipitação máxima entre novembro e janeiro, cuja magnitude é superior a 10 vezes a magnitude da precipitação mínima. A temperatura máxima ocorre entre julho e dezembro, superior a 22°C e com quatro meses com temperatura inferior a 10°C (IDAF, 2001, 2004).

3.2 Mapeamento dos fragmentos florestais

O mapa dos fragmentos florestais da área de estudo foi obtido por meio da digitalização da aerofoto da região, em escala de 1: 35.000, disponibilizada pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA.

A digitalização via tela foi feita na escala padrão de 1: 2.500 no aplicativo computacional ArcGis 9.3, por meio das técnicas de fotointerpretação. Em caso de dúvidas, procedeu a uma ampliação do campo visual da imagem até uma escala de 1: 5.000 para verificação e posterior digitalização, sendo elaborado um arquivo vetorial poligonal para a classe de fragmento florestal (LOUZADA, 2010).

A partir do mapa de fragmentação florestal da região de estudo foi quantificada a área de cada fragmento usando a calculadora de valores da tabela de atributos do próprio arquivo de imagem vetorial poligonal, tornando possível comparar os tamanhos dos diversos fragmentos florestais encontrados no corredor ecológico.

O número de fragmentos existentes na área foi relacionado à classe de tamanho, aos quais pertencem. Foram classificados como muito pequenos (< 5 ha), pequenos (5 – 10 ha), médios (10 – 100 ha) e grandes (> 100 ha).

As etapas da metodologia utilizada na elaboração do mapa de fragmentação florestal estão representadas no fluxograma da Figura 3.

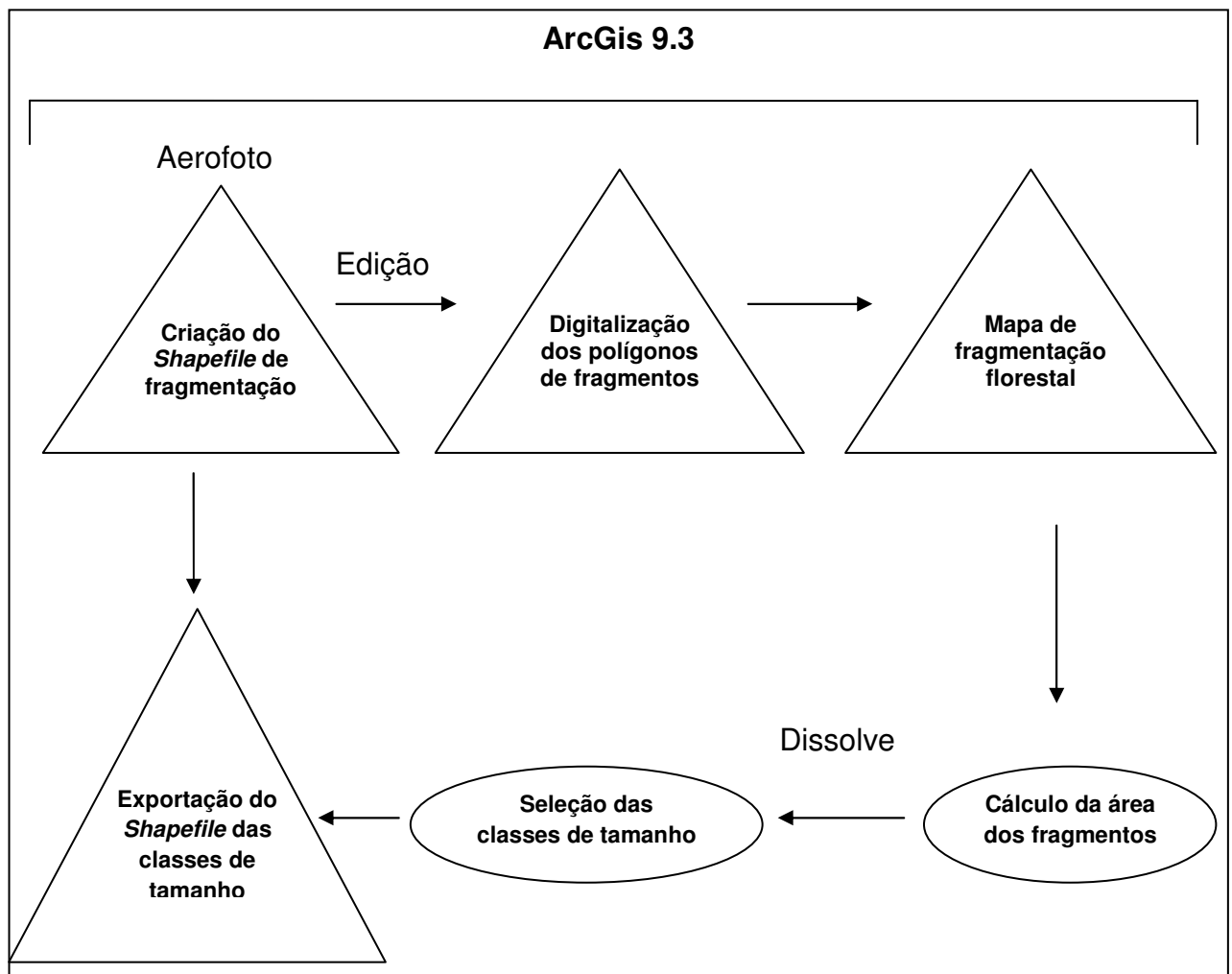


Figura 3. Etapas da metodologia utilizada para elaboração do mapa de fragmentação florestal.

3.3 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem.

A análise dos fragmentos foi feita com base no mapa de fragmentos florestais, gerado com o intuito de obter-se o número de fragmentos existentes, a relação de tamanho entre esses fragmentos, o formato de tais fragmentos e o grau de proximidade entre eles por meio dos índices de ecologia da paisagem.

Os índices ou métricas da paisagem para os fragmentos foram obtidos dentro do aplicativo computacional ArcGis 9.3, por meio da extensão gratuita *Patch Analyst* (Analisador de Manchas).

Os arquivos de fragmentação florestal com as diferentes classes de tamanho, no formato *shapefile* ou vetorial, foram transformados para o formato *raster* ou matricial e, posteriormente calculadas as métricas utilizando a versão para dados matriciais (Patch Grid.).

No sentido de evitar a utilização de métricas redundantes optou-se por utilizar as seguintes métricas: índices de densidade de fragmentos; tamanho; forma dos fragmentos; índices de borda; área central e o índice de proximidade entre os fragmentos.

Para o cálculo do índice de área central, utilizaram-se as distâncias de 40, 80, 100 e 140 metros de borda, obtendo diferentes cenários para as análises. O detalhamento das métricas utilizadas neste estudo, juntamente com suas siglas e significados pode ser visualizado na Tabela 1.

A seleção de índices de ecologia da paisagem é importante para avaliar e analisar a estrutura da paisagem

Tabela 1 - Índices de Ecologia da paisagem gerados ao nível de classes por meio do *Patch Analyst* para os fragmentos florestais.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
ÁREA	CA	Área da Classe	Hectare (ha)	Somatório das áreas de todas as manchas ou fragmentos florestais presentes na área em estudo.
DENSIDADE E TAMANHO	MPS	Tamanho médio da mancha	Hectare (ha)	Soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas
	NUMP	Número de manchas	Adimensional	Número total de manchas na paisagem ou na classe.
	PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha	Hectare (ha)	Razão da variância do tamanho das manchas.
	PSCoV	Coeficiente de variação do tamanho da mancha	Porcentagem (%)	Desvio padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100.

BORDA	TE	Total de bordas	Metro (m)	Extremidade total de todas as manchas. É a soma de perímetro de todas as manchas
	ED	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
FORMA	MSI	Índice de forma médio	Adimensional	É igual a um quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente irregularidade da forma da mancha.
	AWMSI	Índice de forma de área média ponderada	Adimensional	Difere do MSI, porque manchas maiores terão mais peso que as menores.
	MPFD	Dimensão fractal da mancha média	Adimensional	Os valores se aproximam de um para formas com perímetros simples e chega a dois quando as formas forem mais complexas.
ÁREA CENTRAL	TCA	Área Central Total	Hectares (ha)	O tamanho total das manchas centrais.
	MCA	Área central média	Hectare (ha)	O tamanho médio das manchas de área central.
	NCA	Número de áreas centrais	Adimensional	Número total de áreas centrais dentro da paisagem ou dentro de cada mancha ao nível de classe.
	CASD	Desvio Padrão de área central	Hectare (ha)	Raiz da variância da média das áreas centrais.
	CACoV	Coeficiente de variação de área central	Porcentagem (%)	Representa a variabilidade em tamanho das áreas centrais disjuntas em relação à área central média.
	TCAI	Índice de Área Central Total	Porcentagem (%)	Medida da quantidade relativa de área central na paisagem.
PROXIMIDADE	MNN	Distância média do vizinho mais próximo	Metros (m)	A distância média do vizinho mais próximo é a média destas distâncias para classes individuais ao nível de classe e a distancia média da classe vizinha mais próxima ao nível de paisagem.

Fonte: McGarigal e Marks, 1994 e McGarigal e Marks, 1995. Adaptado de Pirovani, 2010

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mapeamento dos fragmentos florestais

O mapeamento das áreas de florestas possibilitou contabilizar 2.652 fragmentos florestais em toda área representativa do limite do corredor ecológico. Esse número corresponde a uma área de 21.749,80 hectares de remanescentes florestais. Isso significa que da área em estudo de 51.100 ha, 42,6 % são fragmentos florestais (Figura 4).

O predomínio de cobertura florestal na área de estudo demonstra o estado de preservação da região, ressaltando a importância da realização de estudos e ações que beneficiem a preservação e a conservação das espécies da região.

O maior fragmento florestal encontrado possui 8.592,94 hectares, e interliga os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul. Esta extensa área com cobertura florestal faz parte do corredor ecológico e possibilita a preservação e restauração do local, facilitando a movimentação da fauna, o fluxo gênico e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais. A recuperação destas áreas recompõe a rede de corredores ecológicos para a fauna, interligando os fragmentos florestais remanescentes.

Os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul ocupam 1,5% (770 ha) e 2,3% (1196,59 ha), respectivamente, da área de estudo. e, caracterizam por estarem inseridas em uma região montanhosa.

O mapeamento dos fragmentos florestais realizado mostrou que a maior parte dos remanescentes da mata atlântica no limite do corredor ecológico é caracterizada em fragmentos muito pequenos (0 – 5 ha), correspondendo a 83 % do número total de fragmentos florestais encontrados. Significa que essas áreas estão pouco conservadas, pois, de acordo com Forman et al., (1976) e Saunders et al., (1991) a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações.

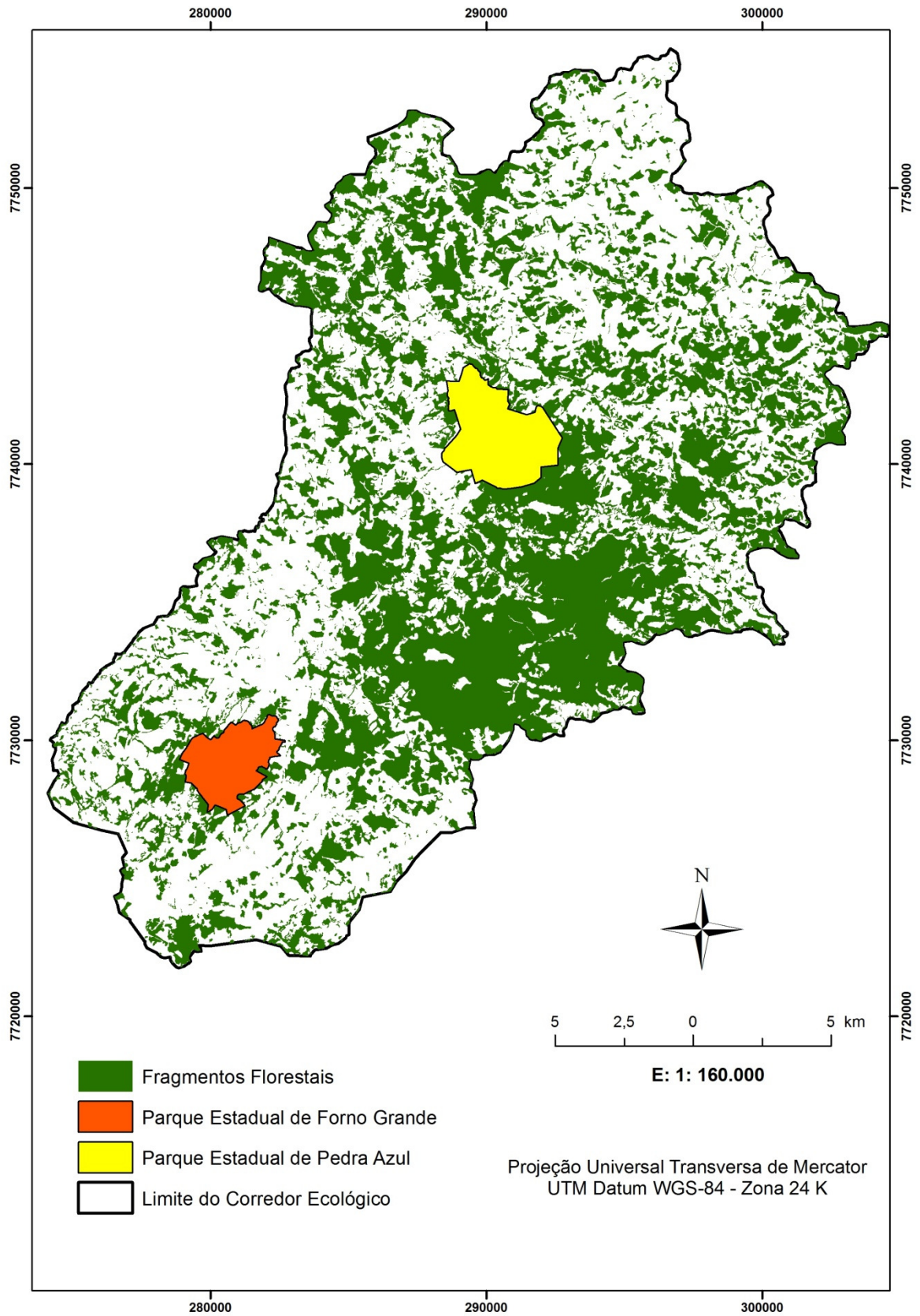


Figura 4– Fragmentos florestais identificados na área em estudo.

A classe dos fragmentos pequenos (5 – 10 ha) representou um percentual de 6,7% do número total de fragmentos, com 177 fragmentos; enquanto, a classe dos fragmentos médios (10 – 100 ha) representou um percentual de 8,1 % do total de fragmentos florestais mapeados, com 216 fragmentos.

A classe dos fragmentos grandes, composta por aqueles com tamanhos acima de 100 ha, representou um pequeno percentual (2,2 %), em relação ao número total de fragmentos florestais, com apenas 58 fragmentos, entretanto, este valor corresponde a 58,8% da área total em hectares.

A Figura 5 ilustra a distribuição das diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais na área de estudo.

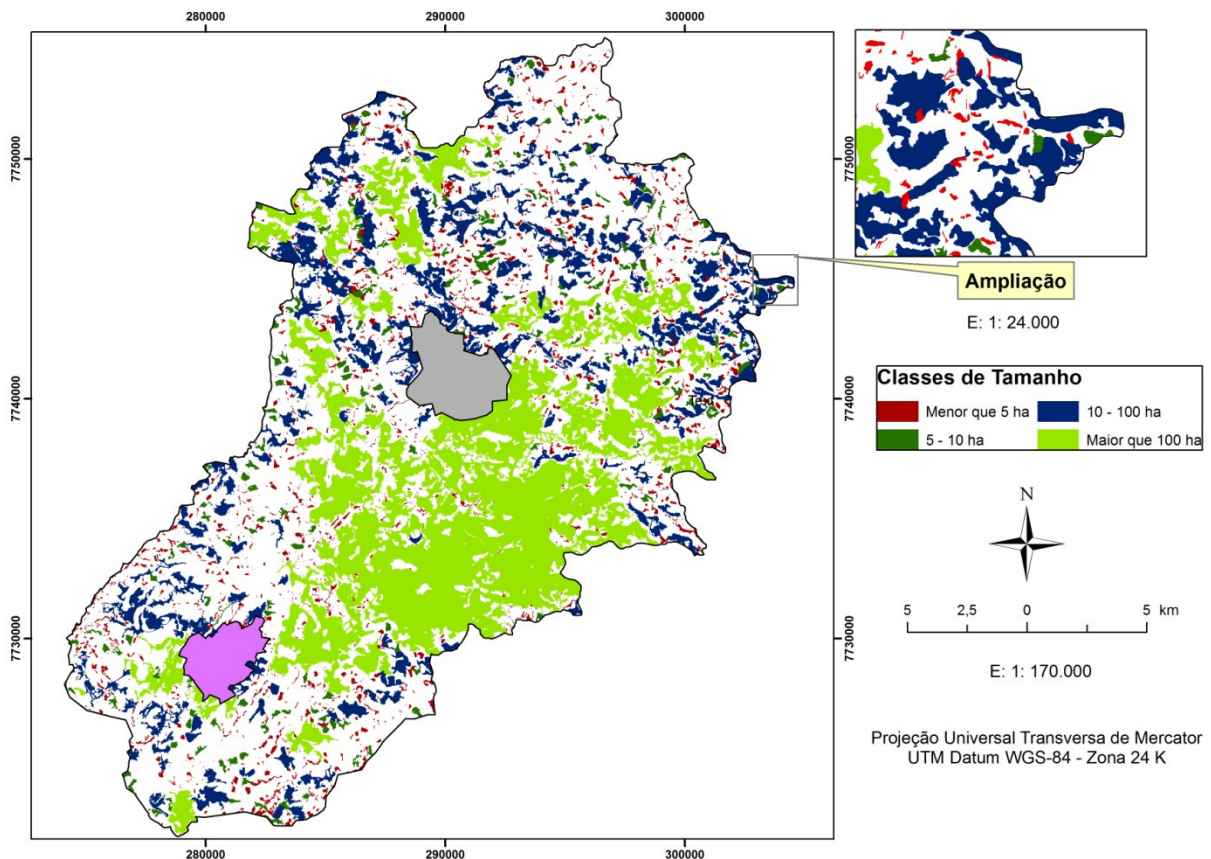


Figura 5 – Distribuição das classes de tamanho dos fragmentos florestais na área de estudo.

Pirovani (2010), ao realizar a análise espacial dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, constatou que a maior parte dos fragmentos florestais é composta por fragmentos florestais com área inferior a 5 ha,

correspondendo a 74,15 % do número de fragmentos da área estudada e que apesar do número elevado, a soma das áreas dessa classe de tamanho não ultrapassa 12,1 % da área total.

A área em estudo encontra-se em um estado de fragmentação elevado, pois o percentual de fragmentos muito pequenos e pequenos em relação à área total dos fragmentos florestais é de apenas 14,7 %, juntamente com o alto número de fragmentos presentes nas referidas classes de tamanho com 2.378 fragmentos.

Segundo Lima (1997) a ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais é comum em paisagens de Mata Atlântica. O principal problema deste padrão é que quanto mais área florestada estiver contida em pequenos fragmentos, mais intensamente estão sujeitas ao efeito de borda (RODRIGUES, 1993). O padrão de distribuição na área de estudo pode explicar as variações de riqueza de espécies, pois deve-se ressaltar que muitos fragmentos são na realidade, núcleos de colonização de florestas pioneiras.

A relação entre a contribuição na área de estudo do número de fragmentos e da área que eles ocupam na maioria das vezes é inversa, isto é, os grandes fragmentos possuem menor percentual em número, porém representam uma parcela maior da área total dos remanescentes florestais mapeados, enquanto que, embora os fragmentos da classe de tamanho pequenos possuam maior número de unidades, a soma de suas áreas representa o menor percentual da área total de fragmentos florestais mapeados. (Figura 6).

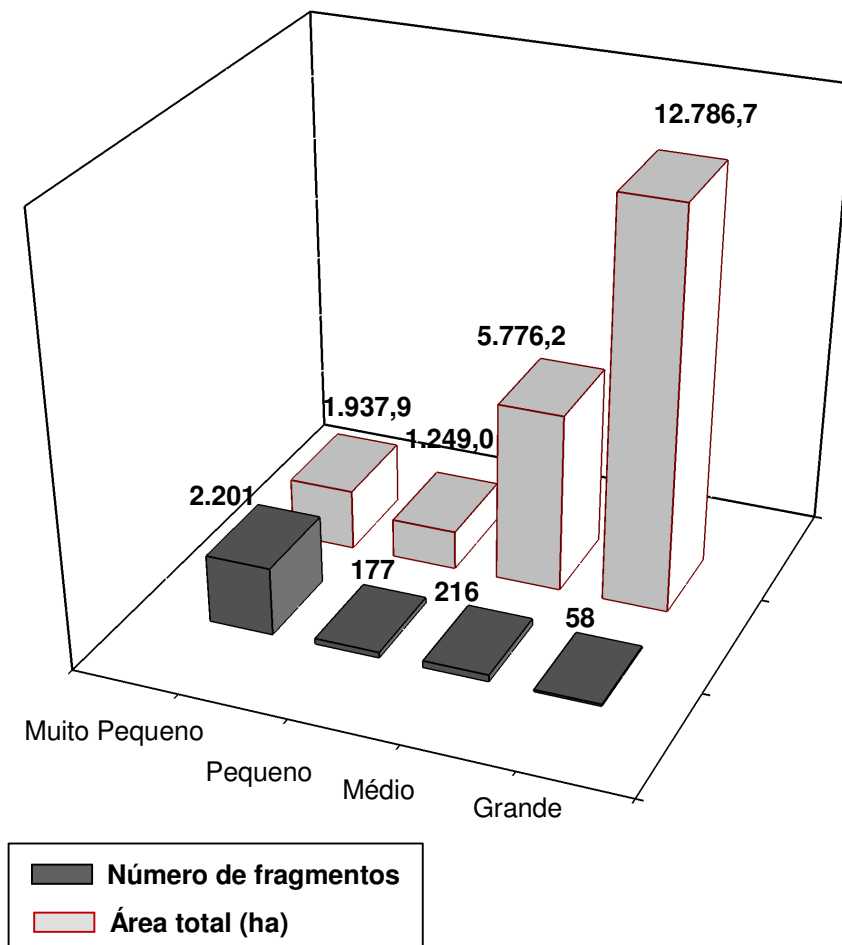


Figura 6 – Relação entre o número de fragmentos florestais e as suas respectivas áreas das classes de tamanho.

Os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, no entanto, os pequenos remanescentes também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas (FORMAN e GODRON, 1986).

Deve-se ressaltar que os fragmentos com pequenas áreas merecem uma atenção especial, sob pena de serem extintos com o decorrer dos anos, caso não sejam adotadas propostas de manejo que promovam um aumento de sua área e uma interligação com fragmentos próximos e maiores.

4.2 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem

Os índices de ecologia da paisagem para as classes de tamanho e para todos os fragmentos da área encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 – Índices de ecologia da paisagem calculados para os fragmentos florestais no limite do corredor ecológico entre os Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES.

Grupo	Índices	Unidade	Classes de Tamanho				
			Muito Pequeno (< 5 ha)	Pequeno (5 – 10 ha)	Médio (10 - 100 ha)	Grande (>100 ha)	Todos (0 a >100 ha)
Área	CA	Hectares (ha)	1.937,9	1.249,0	5.776,2	12.786,7	21.749,80
Densidade e tamanho	MPS	Hectares (ha)	0,88	7,06	26,74	220,4	10,54
	NUMP	Adimensional	2.201	177	216	58	2652
	PSSD	Hectares (ha)	1,34	3,71	28,56	111,62	200,4
	PSCoV	Porcentagem	152,31	52,51	106,80	506,34	1900,51
Borda	TE	Metros (m)	1.157.026,0	395.060,0	1.150.032,0	1.229.670,0	3.743.922,0
	ED	m/ha	597,0	287,4	199,1	96,1	172,1
Forma	MSI	Adimensional	1,56	1,93	2,52	2,8	1,71
	AWMSI	Adimensional	1,92	2,03	3,26	13,68	11,35
	MPFD	Adimensional	1,10	1,11	1,14	1,12	1,10
Proximidade	MNN	Metros (m)	894,3	446,9	174,8	167,3	413,3

* CA (Área de todas as manchas da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); NumP (Número de manchas); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho da mancha); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); MSI (Índice de forma médio); AWMSI (Índice de forma de área média ponderada); MPFD (Dimensão fractal da mancha média); TE (Total de bordas); ED (Densidade de borda); MNN (Distância média do vizinho mais próximo).

A média de tamanho para todos os fragmentos quando analisados conjuntamente, ou seja, sem distinção de diferentes classes de tamanho, possui valor de 10,54 ha, no entanto, o valor do desvio padrão do tamanho da mancha (PSSD= 200,4 ha) indica a existência de fragmentos com valores de área muito acima e/ou muito abaixo do valor médio, como pode ser verificado para a classe de

tamanho grande, com média de tamanho de fragmentos de 220,4 ha e PSSD de 111,62 ha.

As métricas de borda revelaram menor valor do total de borda (TE) para a classe dos fragmentos pequenos (395.060,0 m), já os fragmentos grandes apresentaram o maior valor total de bordas (1.229.670,0 m), e a classe de fragmentos muito pequena foi constituída de menor total de borda (1.157.026,0 m) do que os fragmentos grandes. Porém ao comparar esse valor de borda com sua contribuição em área, que é bem menor do que o fragmento grande percebeu-se maior proporção borda/área nos fragmentos menores. Para os fragmentos médios (1.150.032,0 m) observou-se valores similares ao fragmento muito pequeno.

Os fragmentos muito pequenos e pequenos apresentaram maior densidade de bordas (ED) com soma de 883,8 metros de borda por hectare contra 199,1 m/ha dos fragmentos médios e 96,2 m/ha dos fragmentos grandes, essa diferença da quantidade de bordas, quando se considera a densidade, deve-se aos valores de área ocupados por cada classe de tamanho dos fragmentos, sendo a densidade de bordas inversamente proporcional à área ocupada por cada classe. Esses resultados apontam para um menor efeito de borda nos fragmentos grandes indicando maior grau de conservação.

Em fragmentos menores onde a transição entre o fragmento florestal e o ecossistema adjacente é muito abrupta, cria uma borda que expõe a floresta às condições encontradas na matriz adjacente. A porção externa da floresta adjacente à borda torna-se parte da zona de transição, ocasionando mudanças microclimáticas, como o aumento da temperatura e stress hídrico próximo à borda acarretando em alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação.

Ao analisar as métricas de borda para todos os tamanhos de fragmentos encontrados na área obteve - se como valor total de bordas (TE) a soma do perímetro das quatro classes de tamanho e, o valor da densidade de bordas (ED) chega-se próximo à densidade de bordas para os fragmentos de tamanho médio (172,1 m/ha).

Além do tamanho, a forma dos fragmentos também influencia no grau do impacto do efeito de borda, incluindo os fluxos bióticos e abióticos (Farina, 1998). As métricas de forma exigem a adoção de uma paisagem padrão para efeito de comparação, e nesse sentido, a forma dos fragmentos foi comparada ao formato de

um quadrado para o cálculo da razão perímetro/borda, sendo os valores de índice de forma mais próximos de um, ligados a formatos mais regulares

A comparação dos valores de índice de forma (MSI) das classes de tamanho dos fragmentos florestais revelam que os fragmentos muito pequenos e pequenos apresentam formato mais regular (MSI =1,53 e 1,93, respectivamente) quando comparados com os fragmentos médios e grandes que apresentam valores de MSI de 2,52 e 2,8 respectivamente. Assim os formatos vão ficando mais irregulares com o aumento de tamanho dos fragmentos podendo ser mais afetados pelo efeito de borda, implicando diretamente na dispersão de plantas.

No entanto, apesar dos índices de forma indicar formatos mais irregulares para os fragmentos grandes e regulares para os fragmentos pequenos, o tamanho e a forma do fragmento natural (que surge com a regeneração) ou não natural (área de floresta que foi fragmentada) podem estar intrinsecamente ligados à borda. Quanto menor o fragmento ou mais alongado, mais forte será o efeito de borda, pois a razão interior margem diminui (PÉRICO et al, 2005), sendo assim, mesmo apresentando formatos mais irregulares, os fragmentos maiores estão sob menor efeito de borda que os menores.

Os valores do índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI) para as classes de tamanho dos fragmentos florestais são superiores ao observado para o índice de forma médio (MSI), indicando que os fragmentos de maior área têm forma mais irregular que a média (McGarigal e Marks,1995). Essa relação existe porque, para o cálculo do índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI), os fragmentos recebem pesos em função de seu tamanho.

O grau de isolamento dos fragmentos, expresso pela distância média do vizinho mais próximo (MNN) apresentou resultado semelhante para as classes de tamanho médio e grande, estando apenas os fragmentos de tamanho médio com isolamento de 174,8 metros e os fragmentos grandes com distância de isolamento de 167,3 m. Embora em menor número de fragmentos mapeados, a classe de fragmentos grandes apresentou menor isolamento entre vizinhos mais próximos. Os resultados apresentados possibilitam a interligação dos fragmentos por meio de corredores ecológicos.

Nesse contexto, pode-se considerar que os fragmentos para as classes de tamanho médio e grande possuem baixo grau de isolamento, ao comparar, com os fragmentos muito pequenos e pequenos, que apresentaram uma distância de

isolamento maior com 896 m e 446,9 m, respectivamente. Embora em maior número de fragmentos mapeados, a classe de fragmentos muito pequenos apresentou maior isolamento entre vizinhos mais próximos.

Ao analisar a distância entre todos os tamanhos de fragmentos (MNN=413,3 m), o grau de isolamento decresce. Assim é importante considerar os fragmentos de menor tamanho, como trampolins ecológicos dentro da paisagem. De fato, o isolamento depende das distâncias e das áreas de todos os fragmentos vizinhos, além do arranjo espacial dos fragmentos, podendo à perda de diversidade estar ligada à posição do fragmento em relação aos fragmentos do mesmo tipo.

A área central de um fragmento de floresta é afetada diretamente pela forma e a borda dos fragmentos, pois um fragmento pode ter bastante área, o suficiente para manter uma dada espécie, mas não ter área central para manter esta espécie.

Nesse sentido, os valores das métricas relativos à área central dos fragmentos são expressos na Tabela 3, no objetivo de investigar qual faixa de borda exerce maior influência nos valores de área central dos fragmentos.

Tabela 3 – Valores dos índices de ecologia da paisagem relativos às métricas de área central gerados pelo *Patch Analyst* utilizando diferentes distâncias de faixa sob efeito de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.

Distância de Borda	Muito Pequeno (< 5 ha)						Pequeno (5 - 10 ha)						Médio (10 - 100 ha)						Grande (> 100 ha)					
	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA	MCA	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA	MCA	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA	MCA	TCA	TCAI	CACoV	CASD	NCA	MCA
40 m	235,5	12,16	142,03	0,54	623	0,38	456,5	36,55	108,52	2,03	244	1,87	3050	52,8	229,29	13,4	523	5,83	9701,6	75,9	1064,1	465,04	222	43,7
80 m	91,3	0,47	112,9	0,16	65	1,4	957,9	7,67	152,09	0,81	180	5,3	1412,9	24,46	262,09	8	463	3,05	7332,4	57,3	1214,3	349,17	255	28,75
100 m	0,08	0	56,57	0,02	3	0,03	207,9	1,66	198,03	0,54	76	2,7	789,9	13,67	263,95	6,19	337	2,34	6086,6	47,6	1285,5	297,51	263	23,14
140 m	0	0	0	0	0	0	20,3	0,16	158,49	0,64	5	4,1	310,9	5,38	252,53	4,54	173	1,8	4663,7	36,5	1248	262,18	222	21,01

* TCA (Área central total); TCAI (Índice de área central total); MCA (Área central média); NCA (Número de áreas centrais); CACoV (Coeficiente de variação de área central); CASD (Desvio padrão de área central).

Os valores da Tabela 3 mostram que, para uma borda de 40 metros, os fragmentos muito pequenos apresentam área central total de 235,5 ha que correspondem a um índice de área central total (TCAI) de 12,16 %. Isto significa que da área total dos fragmentos muito pequenos (1.937,9 ha) apenas este percentual corresponde à área de interior e, logo 87, 8 % da área total dos fragmentos muito pequenos estão sob o efeito de borda de 40 m.

Para esse efeito de borda (40 m) é encontrado o número de áreas centrais (NCA) entre os fragmentos muito pequenos de 623. Dividindo a área central total por esse número têm-se uma área central média (MCA) com valor muito baixo para fins de conservação que chega a 0,38 ha.

Ao analisar o efeito de borda de 40 m para a classe de fragmento de tamanho muito pequeno, observam-se padrões semelhantes em relação à classe de fragmentos de tamanho pequeno, entretanto, o efeito de borda tende a diminuir em função do aumento da área central média.

A área central total (TCA) dos fragmentos médios, considerando o efeito de borda de 40 m, é de 3.050,0 ha, apresentando um valor maior do referido índice quando comparado aos fragmentos muito pequenos e pequenos. A porcentagem de área dessa classe ocupada pelas áreas interiores, expressa pelo TCAI, é de 52,8 %, representando um menor efeito de borda (47,2 %) quando comparada aos fragmentos menores. Observa-se que o valor de NCA (523) é maior que o número total de fragmentos médios (216), o que deve-se ao fato de que alguns fragmentos, devido à irregularidade de seu formato, apresentam mais de uma área central. O mesmo acontece com os fragmentos pequenos e grandes, sendo o valor de NCA encontrado para a borda de 40 metros correspondente a 244 e 222 áreas centrais, respectivamente, enquanto que para a classe de tamanho pequeno, existem na área apenas 177 fragmentos e para a classe de tamanho grande, existem 58 fragmentos.

Considerando o menor efeito de borda para os fragmentos grandes, o total de área central (TCA) é de 9.701,6 ha e o TCAI corresponde a 75,9%, sendo o valor de área central média (MCA) para essa situação de 43,7 ha.

Com o aumento da distância de borda para 80 metros, os fragmentos muito pequenos e pequenos sofreram considerável redução das métricas de áreas central, decaindo o valor de TCAI a 0,47% e 7,67, respectivamente. Os fragmentos médios reduziram o índice de área central pela metade passando a 24,46%, enquanto que

os fragmentos grandes sofreram menor redução, embora considerável, com o aumento da borda obtendo um valor de TCAI de 57,3%. (Figura 7).

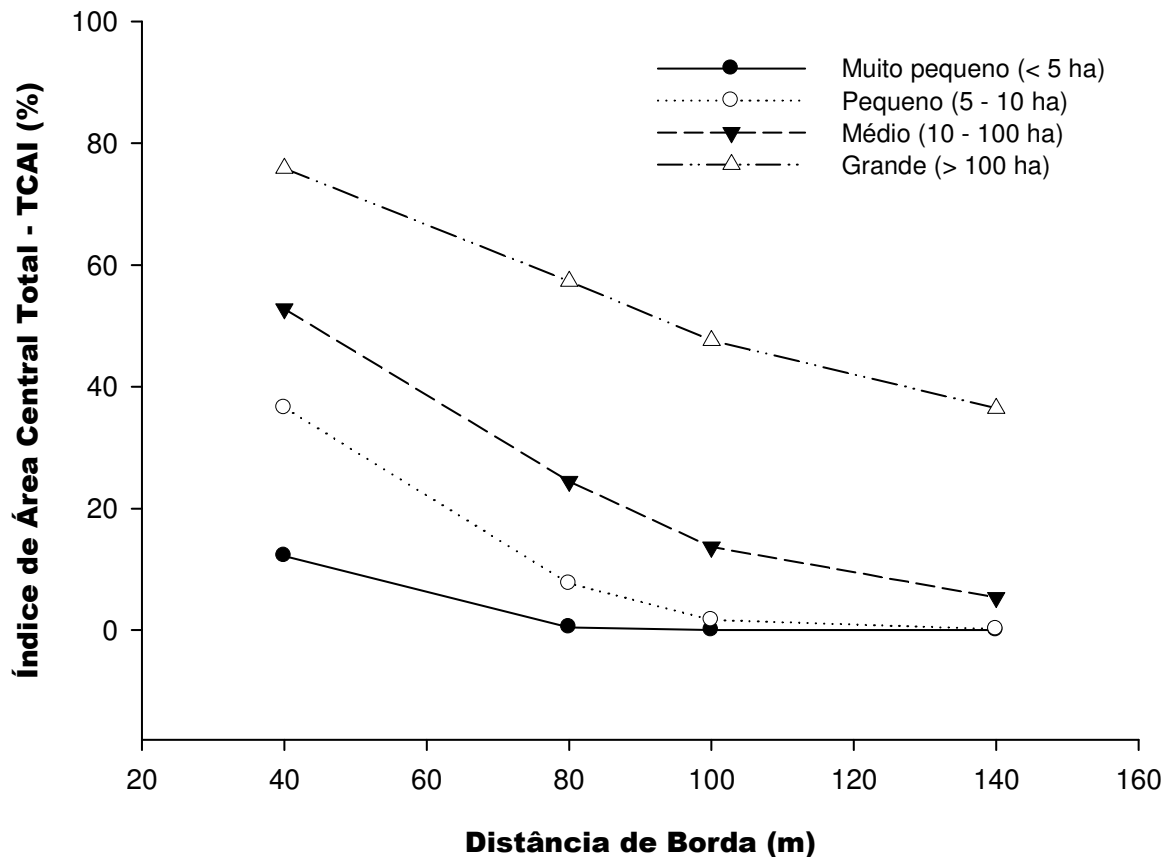


Figura 7 – Comportamento do índice de área central total com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.

A distância de borda de 100 metros levou as métricas de área central dos fragmentos muito pequenos a resultados nulos, sendo o TCAI de 0,0% e o valor de TCA de 0,08 ha representados por uma redução do valor de NCA de apenas 3 áreas centrais.

O TCAI para os fragmentos médios foi de, respectivamente, 13,67% e 5,38% para as distâncias de borda de 100 e 140 metros. Nos fragmentos grandes o aumento na distância de borda leva a diminuições nas métricas de áreas centrais menores e mais gradativas. O índice de área central total decaiu de 47,6% quando a borda considerada foi de 100 m, passou a 36,5% quando se considerou a faixa de borda de 140 m. Nota-se que para esta classe de tamanho, a simulação com a

maior distância de borda (140 m) não leva à quase ou total dominação do efeito de borda sobre os fragmentos como ocorrido com os fragmentos muito pequenos e pequenos.

A extensão dos efeitos de borda depende das condições do meio, assim como das espécies e dos fatores ecológicos considerados. Por exemplo, Kapos (1989), estudando a floresta amazônica, constatou o aumento das temperaturas e a redução da umidade do ar nos 40 primeiros metros, enquanto a umidade do solo é principalmente mais baixa nos 20 metros iniciais, considerando a penetração do vento na floresta como sendo três vezes a altura das árvores do dossel, mais adiante, o problema de parasitismo e de predação dos ninhos nas bordas das florestas decíduas do Leste do Estados Unidos se amenizam muito depois dos 100 metros iniciais (Gates & Gysel, 1978; Brittingham & Temple, 1983). Além do mais, a extensão dos efeitos de borda não é constante, mesmo considerando-se apenas um fator ecológico, e pode variar no interior de um mesmo fragmento, tornando complexa a estimativa da extensão das bordas.

Para a distância de borda de 140 m, as métricas de área central para os fragmentos muito pequenos deixam de existir, isso significa que, sob estas condições essa classe de tamanho encontra-se totalmente dominada pelo efeito de borda, estando todos os fragmentos susceptíveis à influência completa da matriz.

Observa-se na Figura 8 que o número de áreas centrais decresce com o aumento da distância de borda, exceto entre as distâncias de 80 m a 100 m na classe de fragmentos grandes. No entanto, para os fragmentos muito pequenos esta redução é mais abrupta para a distância de 40 m a 80 m, enquanto que nos fragmentos pequenos e médios o NCA decai, proporcionalmente, com o aumento das faixas de borda.

O aumento da distância de borda a partir dos 100 m leva a uma redução significativa nos valores das métricas de área central dos fragmentos pequenos. A área central total dos fragmentos médios que era de 207,9 ha com 100 metros de borda passa a 20,3 ha quando a borda foi de 140 metros.

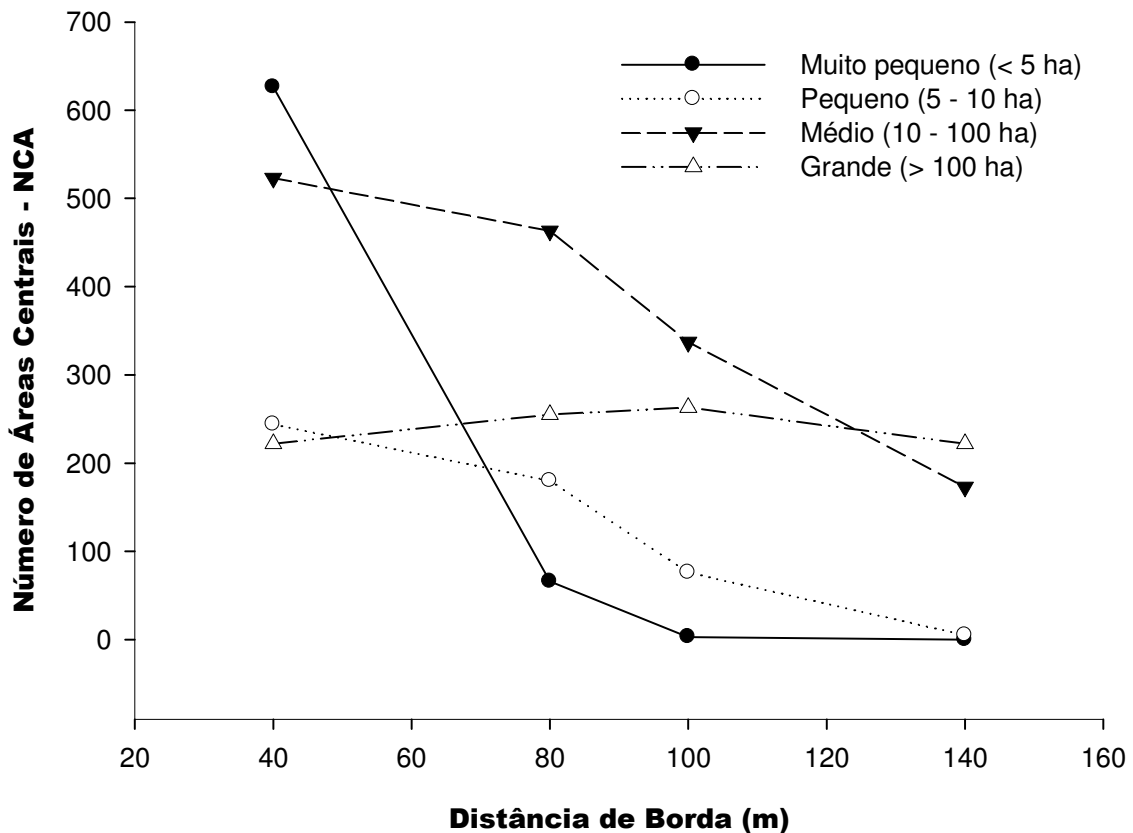


Figura 8 – Comportamento do número de áreas centrais com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.

Nos fragmentos médios e grandes o aumento na distância de borda leva a diminuições nas métricas de áreas centrais menores e mais gradativas. A área central total decaiu de 789,9 ha quando a borda considerada foi de 100 m e, passou a 310,9 ha com a distância de borda de 140 m para os fragmentos médios e, para os fragmentos grandes o TCA passou de 6.086,6 ha quando a borda considerada foi de 100 m a 4.663,7 ha com a distância de borda de 140 m.

A Figura 9 mostra que os fragmentos grandes apresentaram valores de área central média (MCA) muito superior às demais classes de tamanho. As demais classes de tamanho apresentaram valores similares.

A explicação para os valores apresentados de MCA no grupo dos fragmentos grandes está na presença de fragmentos muito superiores em área expressa pelo alto desvio padrão da mancha (CASD= 111,62%) para esta classe de tamanho apresentado anteriormente na Tabela 2.

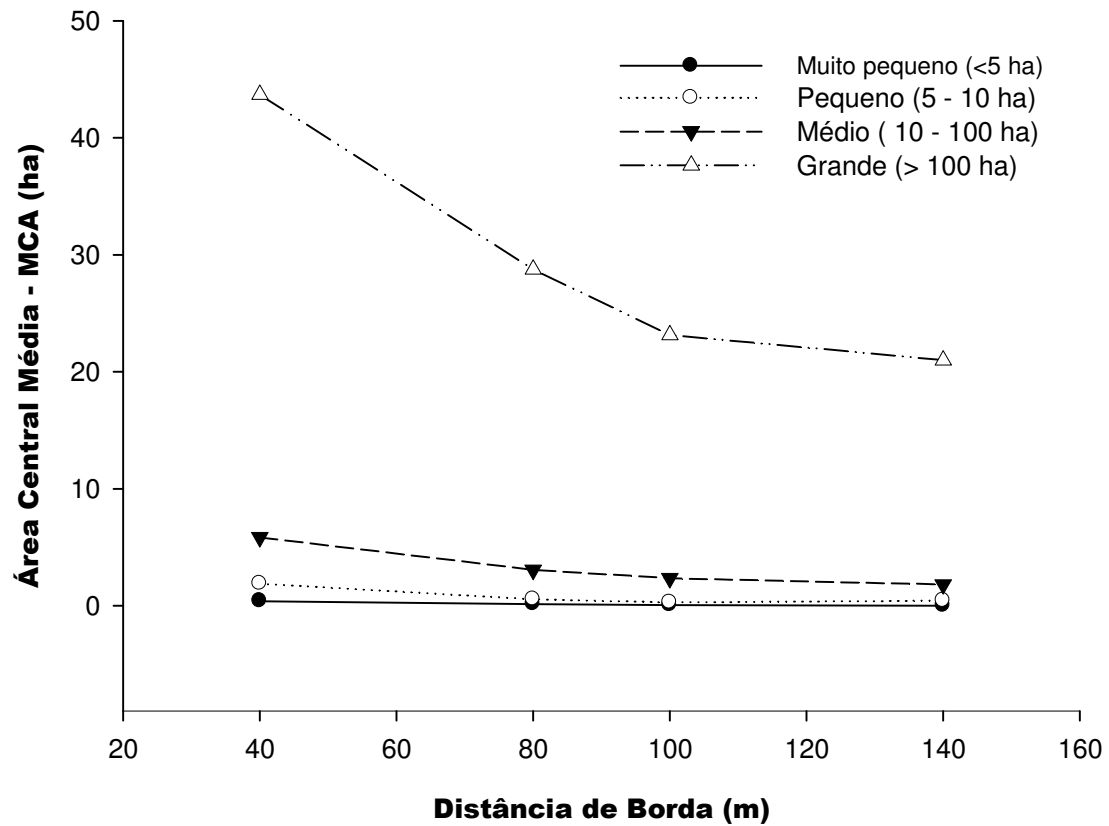


Figura 9 – Comportamento da área central média com o aumento da distância de borda para as classes de tamanho dos fragmentos florestais.

Diversos estudos apontam para diferentes faixas de borda, contudo, neste trabalho, a melhor distância de borda para estimar a área central dos fragmentos florestais médios e grandes foi de 100 metros.

Os resultados das métricas de área central apontam para o fato de que, quanto maior o tamanho do fragmento maior será sua área central total (TCA) e menor será o percentual de sua área afetado pelo efeito de borda (100 – TCAI).

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados apresentados pode-se concluir que:

- Os fragmentos florestais nesta área representativa do corredor ecológico, são representados, em sua maioria, por fragmentos menores que 5 ha, indicando um alto grau de fragmentação florestal.
- Em geral, o número de fragmentos florestais possui relação inversa em termos de contribuição em área.
- Quanto mais irregulares os formatos, maior foi o total de bordas dos fragmentos e quanto maior o tamanho do fragmento, menor foi a influência do efeito de borda.
- Os índices de proximidade para as classes de tamanho médio e grande indicam para a formação de corredores ecológicos.
- Para a realização de estudos com fragmentos florestais nesta região é indicada uma distância máxima de borda de 100 metros, pois valores acima deste eliminariam por completo os fragmentos muito pequenos, os quais predominam na região.

6 RECOMENDAÇÕES

- Poucos são os estudos e informações sobre a riqueza da fauna e a flora da região. É necessário um incentivo maior dos órgãos responsáveis, com amplo envolvimento das instituições de pesquisa para a realização de estudos mais aprofundados, pois isto auxiliará na tomada de decisão de grandes projetos e ações que beneficiem a preservação e a conservação das espécies da região.

7 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C.G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do território), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Paraná, 2008.

ALVES, D.S. Sistema de informação geográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1., São Paulo, 1990. **Anais....** São Paulo: USP, Escola Politécnica, p.66-78. 1990.

ANDRÉN, H.; Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v.71, p. 355 – 366, 1994.

ARRUDA, M. B.; NOGUEIRA DE SÁ, L.F.S.; Corredores Ecológicos: uma abordagem integrada de ecossistemas no Brasil. Brasília. Ibama, p 220, 2004.

BARROS, F. A., **Efeito de borda em fragmentos de floresta Montana, Nova Friburgo – RJ.** 100 f Dissertação (Pós-Graduação em Ciência Ambiental) Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 2006.

BLASCHKE, T. Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. **Archiv fur Naturschutz und Landschaftsforschung**, 267-299, 2000.

BRASIL. SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, Lei nº 9.985 de julho de 2.000.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Diretoria do Programa Nacional de Áreas Protegidas. Brasília, julho de 2000.

BRITO, Francisco. **Corredores ecológicos:** uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. Florianópolis, Ed. da UFSC, 2006. 273p.

BRITTINGHAM, M. C. & TEMPLE, S. A Have Cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience*, v. 33, p. 31-35, 1983.

CARRÃO, H.; CAETANO, M.; NEVES, N. LANDIC: cálculo de indicadores de paisagem em ambiente SIG. In: Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica - ESIG 2001, 6., Oeiras, Portugal, 28-30 nov., 2001. **Anais....** Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistema de Informações Geográficas - USIG, 2001.

CASTRO, G.C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2004.

DÁRIO, F. R.; ALMEIDA, A. F. (2000) Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Forestalis**, n. 58, p. 99 – 109.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira.** São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DIAMOND, J. Overview of recent extinctions. In: Conservation for the twenty-first century. Western, D. & Mary, P. (ed) Wildlife Conservation International, New York: New York Zoological Society, Oxford University Press, p. 37 – 41, 1992.

DIAS, A.; LATRUBESSE, E. M.; GALINKIN, M. **Projeto corredor ecológico Bananal Araguaia,** Brasília, 120 p. 2000.

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscape. **Oikos**, v. 65, p. 169-175, 1992.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic.** n.34, p. 487-515. 2003.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology.** Londres: Chapman e Hall, 1998. 235 p.

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

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Liverpool, v. 34, p. 17-34, 1985.

FORMAN, R.T.T; GODRON, M. **Landscape Ecology.** New York, John Willy e Sons,. 619p, 1986.

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

FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecol. Appl.**, v. 3, p 202 – 205, 1993.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2005-2008. Relatório Parcial** Disponível em <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso em: 03 maio. 2011.

GASCON, C., LAURENCE, W. F. & LOVEJOY, T. 2001. **Fragmentação Florestal e Biodiversidade na Amazônia Central,** In. Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais, Editora Vozes, Petrópolis, p.29 – 42.

GATES, J. E & GYSEL, L. W. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. **Ecology**, v. 59, p. 871-883. 1978.

GUATURA, I. N.; CORRÊA, F.; COSTA, J. P. O. e AZEVEDO, P. U. E. **A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas áreas protegidas da Mata Atlântica.** Roteiro para a conservação de sua biodiversidade. Série Cadernos da Reserva da Biosfera, Caderno nº 1, 1996. 47 p.

HOBBS, R.J. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. **Pacific Conservation Biology**, 1:170-176, 1994.

INSTITUTO DE DEFESA AGROPECUÁRIA E FLORESTAL DO ESPÍRITO SANTO
Plano de manejo do Parque Estadual de Forno Grande. Versão resumida. MMA/FNMA/MRS. 44p. 2001.

INSTITUTO DE DEFESA AGROPECUÁRIA E FLORESTAL DO ESPÍRITO SANTO- IDAF. **Plano de manejo do Parque Estadual da Pedra Azul.** Programa das Nações Unidas para o desenvolvimento – PNUD, Projeto Corredor Central da Mata Atlântica 595p. 2004.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Ministério da Ciência e Tecnologia.** Disponível em < <http://www.inpe.br> > acesso em 01 jun. 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA DA MATA ATLÂNTICA - IPEMA. **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo:** Cobertura florestal, unidades de conservação e fauna ameaçada (Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade – Conservação Internacional do Brasil) / IPEMA : Vitória-ES, 2004.

KAGEYAMA, P. Y; GANDARA, F.B.; SOUZA, L. M. I. (1998). Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. Série Técnica IPEF v. 12, n. 32, p. 65 – 70.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology.** Cambridge, v.2, n.5, p.173-185. 1989.

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

LIMA, E.A.C.F. **Estudo da paisagem do município de Ilha Solteira-SP: subsídios para planejamento físico-ambiental.** São Carlos. 112 p.Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos. 1997

LOUZADA, F. L. R. de. O. **Proposta de Corredores Ecológicos para interligação dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Es, utilizando geotecnologias.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, Espírito Santo, 2010.

MAC ARTHUR, R. H.; WILSON E.O.:(1967). The theory of island biogeography. Princeton, Princeton Univ. Press. Ed.

MCGARIGAL e MARKS. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Reference manual. For. Sci. Dep. Oregon State University. Corvallis Oregon 59 p.+ Append. 1995.

METZGER, J. P.; MULLER, E. Characterizing the complexity of landscape boundaries by remote sensing. *Landscape Ecol.* v.11, p. 65 – 77. 1996.

METZGER, J.P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L.C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, v.25, n.146, p.62-64,1999.

METZGER, J.P; Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise Bibliográfica. An. Acad. Bras. Ci., (1999) 71 (3-1).

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

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, p.423-538. 2003.

MMA/SBF – Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Floresta. 2003.**Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (org.), Brasília, 510 p.

MOREIRA, A. M. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 2º ed. Viçosa: UFV, 2003.

MORI. S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, New York, v. 33, p. 233-245, 1981.

MUCHAILH, M.;C. **Análise da paisagem visando à formação de Corredores de biodiversidade:Estudo de caso da porção superior da bacia do rio São Francisco Falso, Paraná**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented Forest: implications for conservation. **Tree**, v.10, n.2, p.58-62, 1995.

MURPHY, D. D, WILCOX, B. A. (1986). Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of validity of vertebrate-based management. In: VERNER, M. L.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. eds. *Wildlife 2000 – Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*, Madison, The University of Wisconsin Press, p. 287 – 292.

NAVEG, Z. e LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**. Springer-Verlag, New York, 1994.

PEREIRA, J.L.G.; BATISTA, G.T.; THALÊS, M.C.;ROBERTS, D.A.; VENTURIERI, A.V. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n. 1, p. 59-90, abr. 2001.

PÉRICO, E.; CEMIN, G.; LIMA, D. F. B. DE; REMPEL, C. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de Sistema de Informações Geográficas e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes.

Anais... XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril, INPE, p. 2339-2346. 2005.

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

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 7, p. 385-403, 1998.

RISSER, P.G.; KAR, J.R.; FORMAN, R.T.T. Landscape ecology, directions and approaches. Illinois Natural History Surveys. **Special Publications**, 2: 1-18, 1984.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. Biol. J. Linn. Soc., v. 41, p 149 – 163, 1991.

RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. **Unidades de Conservação**. Megadiversidade, v. 1, n. 1. Julho 2005.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-35, 1991
SEAG, 1988 – **Diagnóstico – Estratégias de Ação**. Secretaria de Estado da Agricultura / Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo S.A. SEAG – Setor Florestal do Espírito Santo. Del Rey Serviços de Engenharia Ltda. 138p.

SZMUCHROWSKI, Mariusz Antoni, MARTINS, Iracy Coelho de Menezes. Geoprocessamento para a Indicação de corredores ecológicos Interligando os fragmentos florestais e áreas de proteção ambiental no Município de Palmas – TO. **Anais X SBSR**, Foz do Iguaçu, Sessão Técnica Oral – Iniciação Científica. 21-26 abril 2001, INPE, p. 675-681.

TANGNEY, R. S.; WILSON, J. B.; MARK, A. E. Bryophyte island biogeography: a study in Lake Manapouri, New Zealand. *Oikos* v.59, p. 21 – 26. 1990

TURNER, M.G.; RUSCHER, C.L. Changes in the spatial patterns of lands use in Georgia. **Landscape Ecology**, v.1, p.241-251, 1988

TURNER, M.G. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197. 1989.

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

TURNER, M. CARPENTER, S.; At last: a journal devoted to ecosystems', **Ecosystems** 1(1), 1–4. 1998

TURNER, M.G. e GARDNER, R.H; O'NEILL, R.V. Landscape ecology. Theory and practice pattern and process. **Springer**, New York, 2001.

URBAN, D. L., SHUGART, H. H (1986). Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNER.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. Eds. Wildlife 2000 – Modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates, Madison, The University of Wisconsin Press, p. 273 – 279.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP.** 144 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2001.

VIANA, V. M. Biologia de manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, p.155. 1990.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes.** Washington, D.C.: Island, p. 151-167.1996.

VIEIRA, Sálvio José. **Transdisciplinaridade à Gestão Ambiental de Unidade de Conservação. Estudo de Caso: Manguezal do Itacorubí. Florianópolis/SC. Sul do Brasil.** Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2007.

VOLOTÃO, C.F.S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats.** São José dos Campos: INPE, 1998. 45 p

WHITCOMB, R. F.; LYNCH, J. F.; OPLER. P. A.; ROBBINS. C. S. Island biogeography and conservation: strategies and limitations. *Science*, v. 193, p. 1030 – 1032, 1976.

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

XAVIER-DA-SILVA, J. **Geoprocessamento para análise ambiental.** Rio de Janeiro, 2001. 228 p.

ZONNEVELD, I.S. (1989). The land unit - a fundamental concept in landscape ecology applications. **Landscape Ecology**, n.3, 67-80.