

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

IGOR JOSÉ Malfetoni FERREIRA

**MUDANÇAS NOS PADRÕES ESPACIAIS DE FRAGMENTOS
REMANESCENTES EM UMA ZONA DE ECÓTONO**

CAMPO MOURÃO

2017

IGOR JOSÉ Malfetoni Ferreira

**MUDANÇAS NOS PADRÕES ESPACIAIS DE FRAGMENTOS
REMANESCENTES EM UMA ZONA DE ECÓTONO**

Trabalho de Conclusão de Curso, do curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Campus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto

CAMPO MOURÃO

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Departamento Acadêmico de Ambiental - DAAMB
Curso de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

MUDANÇAS NOS PADRÕES ESPACIAIS DE FRAGMENTOS REMANESCENTES EM UMA ZONA DE ECÓTONO

por

IGOR JOSÉ Malfetoni Ferreira

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 29 de novembro de 2017 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dr. EDIVANDO VITOR DO COUTO

Profa. Dra. DÉBORA CRISTINA SOUZA

Profa. Dra. THELMA PRETEL BRANDÃO VECCHI

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na coordenação do curso de Engenharia Ambiental.

Dedico esse Trabalho de Conclusão de
Curso aos meus pais, Laudenir Sebastião
Ferreira e Terezinha de Fátima Malfetoni
Ferreira

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que sempre esteve presente em minha vida, abençoando a mim e a todos os meus familiares e amigos. Sem sua presença essa conquista não seria possível.

Aos meus pais, Laudenir Sebastião Ferreira e Terezinha de Fátima Malfetoni Ferreira, pelo dom da vida, por todo o carinho e amor incondicional, dedicação e confiança. Obrigado por serem meus maiores mestres e amigos.

A todos os professores que tive ao longo da vida e, principalmente, da graduação que proporcionaram conhecimento e experiências fundamentais para essa conquista.

Ao meu orientador e grande amigo, Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto, por toda a dedicação, apoio e paciência empregado neste e em outros trabalhos já finalizados.

A CAPES pelo apoio financeiro durante o programa Ciência sem Fronteiras de graduação sanduíche nos Estados Unidos e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, por toda a infraestrutura fornecida para o desenvolvimento deste trabalho. A Fundação Araucária e ao CNPq pelo apoio financeiro em programas de iniciação científica ao longo do curso de graduação.

A minha grande irmã de amizade Léslen Facchini por todo o apoio, respeito, carinho, cumplicidade e, principalmente, paciência durante o ensino fundamental, médio e maior parte da graduação em que moramos juntos em Campo Mourão.

A todos os amigos que tive o prazer de conhecer durante a graduação, em especial a Marilce Chagas, Grenda Cordeiro, Felipe Albuquerque, Rafaela Reis, Vanessa Santos, Aline Ferreira, Guilherme Gobbi, Guilherme Redondo, Aruani Tomoto, Rodrigo Ramos, Mateus Xavier, Maria Clara, Mariana Souza, Ana Flávia Bilmayer, Danielle Santana, Gabriel Bragion, Larissa Stevanato e Jonar Roth.

Aos irmãos de coração da família “Chamada 127”, que tive a honra de conhecer e morar junto durante o período de intercâmbio, por toda a cumplicidade, apoio e carinho. Em especial a Jéssica Manfrin, Izamara Dias, Wesley Ribeiro, Larissa Silva e Wender Martins.

Enfim, gostaria de agradecer a todos que contribuíram e torceram por mim de alguma forma para a realização desta etapa profissional.

A todos, muito obrigado.

RESUMO

A fragmentação florestal ocasionada pela substituição da vegetação nativa por atividades como agricultura e expansão urbana tem como consequência a fragmentação e perda de habitats. A bacia do rio Mourão abriga dois importantes biomas considerados como hotspots de biodiversidade e que refletem o intenso processo de fragmentação florestal. Assim, estudos que abrangem escalas multitemporais são de relevância para o entendimento das mudanças nos padrões florestais e fundamentais para a previsão de tendências da dinâmica da paisagem ocasionadas por atividades antrópicas. O uso de SIG e métricas de ecologia de paisagem para o monitoramento da dinâmica da paisagem pode tornar possível o diagnóstico da situação atual dos remanescentes florestais e de Unidades de Conservação. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo verificar os efeitos da fragmentação na bacia do rio Mourão, Paraná, de 1991 a 2016, com auxílio de imagens de satélite Landsat e por meio da análise de métricas de ecologia da paisagem. O tratamento e classificação das imagens de satélite foram realizados com base no cálculo do NDVI médio usando o *software* SPRING®, identificando desse modo, a faixa do índice que melhor representou a cobertura florestal da bacia entre 1991 e 2016. Já o cálculo das métricas de paisagem foi realizado usando o *software* FRAGSTATS®. Em geral, apesar de a bacia apresentar 97% dos fragmentos florestais menores que 50 ha, estes tiveram um aumento da área média em 72,9%, redução em número e aumento do índice médio de forma de 1,3 em 1991 para 1,5 em 2016. A bacia apresentou aumento de 64,7% de densidade de borda e redução em 35,6 metros do vizinho mais próximo. Observou-se, também, que a área de núcleo diminuiu com o aumento da profundidade do efeito de borda. O uso de sensoriamento remoto e métricas de ecologia de paisagem possibilitaram o mapeamento rápido e eficiente das condições atuais da fragmentação na bacia, sugerindo que os fragmentos passaram por um processo de expansão e redução do grau de isolamento quando comparados com 1991.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia de paisagem; análise espacial; GIS; conservação.

ABSTRACT

Forest fragmentation caused by the substitution of native vegetation for activities such as agriculture and urban expansion has as consequence fragmentation and loss of habitats. The Mourão river watershed houses two important biomes considered as hotspots of biodiversity and that reflect the intensive process of forest fragmentation. Studies about multitemporal scales analysis are relevant to understand the changes in forest patterns and are fundamental for trend predicting in landscape dynamics caused by anthropic activities. The use of GIS and landscape ecology metrics as monitoring tools of landscape dynamics can make it possible to diagnose the current situation of forest remnants and Conservation Units. Thus, the present study aimed to verify the effects of fragmentation in the Mourão River watershed, Paraná, from 1991 to 2016, by using Landsat satellite images and of landscape ecology metrics analysis. The satellite images treatment and classification were performed based on the calculation of the mean NDVI index by the SPRING® *software*; then, it was identified the index range that represented the watershed forest cover between 1991 and 2016. For the calculation of the landscape metrics, it was performed using FRAGSTATS® *software*. In general, although the watershed has presented 97% of forest fragments smaller than 50 ha, these had the mean size area increased in 72.9%, a reduction in number and an increase in the mean shape index of 1.3 in 1991 to 1, 5 in 2016. The watershed presented a 64.7% increase in edge density and a reduction of 35.6 meters for the nearest neighbor. Also, it was observed that the core area decreases according to the increasing edge effect depth assumption. The use of remote sensing and landscape ecology metrics enabled the rapid and efficient mapping of the current situation of fragmentation process in the watershed, suggesting that the fragments undergo a expansion process and reduction of the isolation degree, if compared to 1991.

KEYWORDS: Landscape ecology; spatial analysis; GIS; conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo de fragmentação da paisagem ao longo do tempo	13
Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo	19
Figura 3 - Mapa do domínio fitogeográfico da área de estudo.....	21
Figura 4 - Distribuição dos remanescentes florestais na bacia do rio Mourão em 1991, 1993, 1999, 2004, 2009, 2013 e 2016.....	30
Figura 5 - Número de fragmentos florestais da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016	31
Figura 6 - Área média dos fragmentos florestais da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016	32
Figura 7 - Classe de área dos fragmentos florestais e sua correspondente porcentagem da bacia do rio Mourão. A: 1991; B: 1993; C: 1999; D: 2004; E: 2009; F: 2013; G: 2016.....	33
Figura 8 - Variação do índice de forma distribuídos em primeiro, segundo, terceiro quartis, valores máximos e mínimos dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016.....	34
Figura 9 – Variação do índice médio de forma dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016.....	35
Figura 10 – Variação da densidade de borda dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016.....	35
Figura 11 – Variação da distância euclidiana média do fragmento vizinho mais próximo na bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016	37
Figura 12 – Dendograma hierárquico de similitude dos dados analisados para 1991, 1993, 1999, 2004, 2009, 2013 e 2016.....	37

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DA LITERATURA	13
2.1 Fragmentação Florestal	13
2.2 Uso de Sistemas de Informação Geográfica na análise de ecologia de paisagem.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Caracterização da área de estudo	19
3.2 Procedimentos amostrais.....	21
4 RESULTADOS.....	30
5 DISCUSSÃO	39
6 CONCLUSÃO	46
REFERÊNCIAS.....	47

1 INTRODUÇÃO

A substituição da vegetação nativa pela agricultura e expansão urbana tem como consequência a fragmentação de habitats que, por sua vez, possui efeito direto na dinâmica das paisagens (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; RIBEIRO et al., 2009).

O principal efeito do processo de fragmentação na paisagem é a diminuição de habitats contínuos e o aparecimento de um mosaico composto por ambientes menores, geralmente ocasionando perdas das funções ecológicas. Como resultado dessa mudança, tem-se além da redução em tamanho de uma mancha florestal, o aumento na quantidade de ambientes de transição entre o centro do fragmento e sua matriz circundante, influenciando diretamente na interação da diversidade local (FAHRIG, 2003; METZGER, 2009).

Um dos efeitos do processo de fragmentação é conhecido como efeito de borda, o qual se deve à formação de uma zona limítrofe entre o núcleo do fragmento e sua matriz circundante, exercendo grande influência na qualidade ambiental do fragmento por afetar fatores bióticos e abióticos da estrutura da paisagem (HARPER et al., 2005; HARDWICK et al., 2015; LAURANCE et al., 2017). A borda está relacionada a diversos fatores que influenciam diretamente na complexidade de forma de um fragmento e, assim, na dinâmica da paisagem, visto que a borda de um fragmento recebe mais radiação solar do que seu interior e, conseqüentemente, a umidade é menor na borda, além de propiciar o estabelecimento de espécies especialistas de borda (COLLINGE, 2009).

O desmatamento dos biomas que compõem o Estado do Paraná tornou-se acelerado em virtude da intensa ocupação ocorrida a partir da década de 1930 por atividades colonizadoras (SERRA, 1992; RIBEIRO et al., 2009; S.O.S. MATA ATLANTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2014).

A expansão da agricultura extensiva, a agroindústria e a urbanização são as principais atividades responsáveis pela redução das reservas naturais e a introdução accidental ou deliberada de espécies exóticas que vem devastando os remanescentes florestais (MACHADO et al., 2004; RIBEIRO et al., 2009).

A Bacia hidrográfica do rio Mourão abriga dois importantes biomas, a Mata Atlântica e áreas relictuais de Cerrado no Paraná, ambos refletem bem o intenso processo da fragmentação, sendo classificados como *Hotspots* de biodiversidade

mundial (MYERS, 1988; MYERS, 1990. MYERS et al., 2002; MACHADO et al., 2004). De acordo com Roderjan et al. (2002) a região onde se localiza a área de estudo da presente pesquisa, trata-se de uma zona de ecótono entre ecossistemas da Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual, com manchas de Cerrado considerados encaves paleoclimáticos relictuais do Quaternário (MAACK, 1948; MAACK, 1968; PAROLIN et al., 2010).

Dos biomas brasileiros, a Mata Atlântica pode ser considerada um dos ecossistemas mais fragmentados, sendo que dos 150 milhões de hectares que constituíam este bioma heterogêneo, restam apenas 12% de seu domínio distribuído em forma de remanescentes florestais que são, em sua maioria (83,4%), menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009).

Em um contexto geral, o Cerrado brasileiro também passou por um severo processo de fragmentação a partir da expansão agrícola, industrial e urbana nos últimos anos, sendo responsável pela alteração em diversas características da estrutura e dinâmica da paisagem como regime de queimadas, extinção da biodiversidade, invasão de espécies exóticas e desagregação das partículas do solo (KLINK; MACHADO, 2005). Segundo Machado et al. (2004), mais de 50% de seu território já foi alterado por ações antrópicas, restando cerca de apenas 21,3%, ou 432,814 km² de área preservada. O bioma apresenta alto grau de endemismo de espécies vegetais e animais, e portanto, a perda de habitats pode resultar em grandes taxas de extinção local (KLINK; MACHADO, 2005).

Além dessas características fitogeográficas, a região de estudo abriga um dos maiores polos do agronegócio brasileiro e da América Latina. A microrregião correspondeu a 3,5% do valor bruto nominal da produção agropecuária do estado do Paraná em 2016 (INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL, 2017).

Assim, estudos que abrangem escalas multitemporais tornam-se de grande relevância para o entendimento das mudanças nos padrões florestais e fundamentais para a previsão de tendências da dinâmica da paisagem ocasionadas por atividades antrópicas (COSTA et al., 2017). Dessa forma, este estudo poderá fornecer subsídios sobre o comportamento florestal em uma área de grande heterogeneidade biológica, tornando-se uma importante ferramenta ecológica para futuras tomadas de decisão em ações de conservação e preservação da biodiversidade no estado do Paraná.

O uso de Sistemas de Informação Geográfico (SIG) para o monitoramento da dinâmica da paisagem pelo uso da terra possui grande relevância para o diagnóstico da situação atual dos remanescentes florestais e de Unidades de Conservação. Por meio do auxílio de ferramentas de geoprocessamento, a compilação de dados e o cálculo de estatísticas na forma de métricas da paisagem podem ser efetuados de uma maneira eficiente para a tomada de decisões em estudos que visam à conservação da biodiversidade.

O presente estudo teve como objetivo verificar as mudanças na paisagem e as dinâmicas no processo de fragmentação na bacia hidrográfica do rio Mourão entre o período de 1984 a 2017, usando imagens de satélite e SIG, por meio da análise de métricas da paisagem.

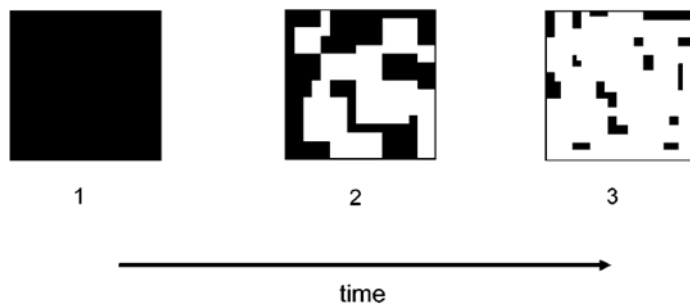
2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Fragmentação Florestal

Por conta da expansão das atividades agropecuárias e desenvolvimento urbano dos últimos séculos, a diminuição de área de cobertura florestal primária dos ecossistemas brasileiros tem sido objeto de muitos estudos com foco na fragmentação florestal e perda de habitat (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; LAURANCE et al., 2007; METZGER, 2009; ROCHA, 2011).

O processo de fragmentação deve ser entendido como um fenômeno no qual ocorre a substituição de uma porção contínua de cobertura vegetal nativa por porções menores e descontínuas (Figura 1), alterando assim a configuração espacial da paisagem (FAHRIG, 2003; COLLINGE, 2009; COLLINS et al., 2017). Vale salientar ainda que o processo de fragmentação florestal pode ter como consequência a perda de habitat, que por sua vez, está relacionado a alguma espécie animal ou vegetal.

Figura 1 - Processo de fragmentação da paisagem ao longo do tempo



Fonte: FAHRIG (2003)

O processo de fragmentação produz na paisagem um efeito mosaico, o qual é formado por unidades ou elementos distintos, como as matrizes e os fragmentos florestais. O mosaico possui como principal unidade as manchas florestais, que podem ser entendidas como elementos de área homogênea e extensão reduzida (METZGER, 2001; COLLINGE, 2009).

Assim, o processo de fragmentação da cobertura nativa ocasiona a perda em quantidade e, muitas vezes, na qualidade de habitats, mas também envolve outros fatores como aumento no número de habitats, diminuição do tamanho dos fragmentos e aumento do isolamento dos fragmentos florestais (FAHRIG, 2003).

Em decorrência da degradação de um habitat, a fragmentação da paisagem é responsável pela perda significativa em quantidade da cobertura vegetal, ocasionando a redução na disponibilidade de alimentos e abrigo para a fauna. Isto, por sua vez, influencia na maior competição interespecífica e, por consequência, na redução do número de indivíduos (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

Deve-se considerar ainda que a interrupção abrupta da cobertura vegetal primária, originada do processo de fragmentação, por exemplo, possui efeito direto sobre o microclima da região, devido a maior exposição à incidência solar na borda do fragmento, alterando assim, as condições de umidade, evapotranspiração e na densidade e diversidade de árvores, arvoretas e epífitas, principalmente de espécies heliófitas (TEIXEIRA et al., 2009).

O efeito de borda está diretamente associado com a complexidade de forma de um fragmento florestal. Este pode ser ainda mais acentuado em manchas com reduzida área de núcleo, pois possui maior tendência da supressão de espécies sensíveis a variações ambientais por espécies especialistas de habitats de borda, além do aumento de herbivoria nas áreas de transição entre o núcleo do fragmento e o mosaico de matrizes (PATTON, 1975; LEAL et al., 2007; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; ROCHA et al., 2016).

Devido a formação de áreas descontínuas de cobertura vegetal, barreiras físicas, também chamadas de matrizes, são formadas. A matriz ou mosaico de matrizes que compõem uma paisagem pode apresentar diversas características de permeabilidade, variando desde matrizes compostas por áreas de reflorestamento, áreas campestres, áreas de cultura temporária ou ainda completamente descobertas, como rodovias (FREITAS; HAWBAKER; METZGER, 2010; BAUM et al., 2004).

Atrelado às particularidades, algumas matrizes podem se tornar inacessíveis para certas espécies e, com isso, ocorre a diminuição do fluxo genético nos fragmentos pelo simples processo de estagnação da taxa migratória das espécies animais, que muitas vezes também são espécies chaves para dispersão e polinização de espécies vegetais (GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; MURPHY; LOVETT-DOUST, 2004).

Entender como a configuração da paisagem interfere na dinâmica da vegetação e da fauna se torna crucial para previsão de padrões de comportamento

de algumas espécies, além de auxiliar na tomada de decisão para ações de conservação da biodiversidade (LIRA et al., 2012).

Uma maneira de se quantificar a estrutura da paisagem e seus elementos é fazendo-se uso de métricas de Ecologia de Paisagem. Expressando na forma quantitativa, os índices utilizados oferecem subsídio para interpretações sobre processos funcionais da paisagem, mudanças nos padrões espaciais, comparação e identificação de diferenças entre paisagens (MCGARIGAL; MARKS, 1995; ALMEIDA et al., 2016).

Para compreender a configuração da paisagem, a aplicação de métricas que quantifiquem as dimensões é fundamental, pois dão diretrizes sólidas para o manejo adequado da paisagem. As principais categorias discutidas por McGarigal e Marks (1995) e abordadas neste trabalho são referentes às métricas de densidade, tamanho e variabilidade da mancha, métricas de área e área de núcleo, métricas de borda, forma e conectividade.

Os índices sobre densidade, tamanho e variabilidade de um fragmento florestal estão relacionados com a quantidade encontrada dos mesmos elementos na paisagem ou dentro de uma classe específica e representam, portanto, a configuração espacial da heterogeneidade do mosaico da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Neste caso, pode se medir o número de manchas, o tamanho médio dos fragmentos e o coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos. Nesse contexto, insere-se também a densidade de fragmentos florestais, a qual é dada pela relação do número de manchas por unidade de área, podendo indicar o grau de fragmentação em nível de paisagem (MCGARIGAL, 2015). Por exemplo, para paisagens com classes de mesma área, mas com diferentes números de manchas, a paisagem com maior grau de fragmentação será aquela que possui maior número de manchas.

A área de um fragmento pode ser considerada, segundo McGarigal e Marks (1995), como a unidade mais importante para quantificação da estrutura da paisagem, pois ela correlaciona e/ou serve de base para o cálculo de outros índices. A área de um fragmento florestal está diretamente relacionada com o espaço disponível para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies animais e vegetais e, por isso, desempenha papel fundamental nas diversas funções ecológicas, como por exemplo, a sua capacidade de abrigar maior variabilidade de densidade de espécies (MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014).

Da mesma forma que o índice de área, o índice de área de núcleo também pode oferecer diversas interpretações sobre funções ecológicas em uma paisagem, como dinâmica de espécies. Esta região é associada à porção florestal com menor grau de perturbação ambiental gerada por ação antrópica e, dessa forma, preserva as condições originais do bioma local e possibilita o estabelecimento de espécies mais sensíveis às alterações e mais susceptíveis à predação por espécies especialistas de borda (FISHER; LINDENMAYER, 2007).

Os índices de borda também relacionam à configuração da paisagem e os dados gerados podem ser interpretados em diferentes níveis da paisagem. Em nível de mancha, o índice expressa basicamente o perímetro do fragmento, enquanto que em nível de classe ou de paisagem, o mesmo é expresso na forma de soma de todos os perímetros de uma determinada classe de cobertura vegetal ou soma do perímetro de todas as classes contidas na paisagem, respectivamente (MCGARIAL; MARKS, 1995). Os autores ainda ressaltam que a precisão para os índices de borda são fortemente influenciados pela resolução das imagens utilizadas na análise e, portanto, não devem ser usadas imagens com resolução espacial diferentes.

As métricas que quantificam as regiões de borda de um fragmento, quando associadas com outros fatores como tamanho reduzido de área, área de núcleo e índices de forma, podem influenciar negativamente na interpretação da paisagem na forma de efeito de borda (FERREIRA; COUTO; VIEIRA, 2016).

A forma de um fragmento florestal também pode ser quantificada através de índices de forma e é expressa em nível de complexidade da forma do fragmento florestal. No entanto, para que a forma de uma mancha seja expressa por meio de um índice é necessário a análise de uma forma geométrica padrão como referencial, tornando possível expressar o grau de complexidade do fragmento em relação a outro objeto. O índice de forma calculado pelo *software* FRAGSTATS é expresso em relação a um círculo, considerado como objeto de forma mais simples, e torna-se maior conforme aumenta o grau de irregularidade do fragmento. Os índices de complexidade de forma estão ligados a diversos processos funcionais dentro da paisagem, principalmente em relação à criação de micro-habitas que, por sua vez, interfere na densidade de espécies especialistas de borda que ali possam se instalar e no fluxo de energia e materiais (FLETCHER JUNIOR. et al., 2007).

Os índices de conectividade expressam a distância euclidiana entre duas manchas vizinhas e são usados, portanto, para demonstrar o grau de isolamento

dos fragmentos ao longo da paisagem (MCGARIAL; MARKS, 1995). A presença de fragmentos pequenos na paisagem pode atenuar o seu grau de isolamento (RIBEIRO et al., 2009), uma vez que podem ser usados como locais de descanso para a fauna, conhecidos como trampolins ecológicos ou *stepping stones*, facilitando o fluxo entre fragmentos (CALEGARI et al., 2010).

2.2 Uso de Sistemas de Informação Geográfica na análise de ecologia de paisagem

Os avanços tecnológicos na área do sensoriamento remoto e sistemas de informação geográficos (SIG) tem sido um grande aliado nos estudos de identificação dos padrões espaço-temporais da paisagem (OLIVEIRA et al., 2015; INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR LANDSCAPE ECOLOGY, 2016). Por meio do processamento digital de imagens de satélite e classificação do uso da terra é possível compreender a evolução da paisagem ao longo dos anos, processos ecológicos relativos à dinâmica da paisagem, bem como propor melhorias para áreas que foram afetadas de forma negativa por atividades antrópicas, sem a necessidade de prolongados estudos em campo (CASTILLO et al., 2015).

Por mais de 40 anos o projeto Landsat tem contribuído com imagens de média resolução espacial e confiabilidade espectral da superfície terrestre e sua cobertura, em suas diversas missões até o presente momento (MARKHAM; HELDER, 2012; WULDER; MASEK, 2012). As imagens são obtidas por meio de sensores acoplados aos satélites que captam diferentes faixas do espectro eletromagnético refletida pela superfície terrestre (LOVELAND; DWYER, 2012).

Para este estudo foi considerado o acervo disponível de imagens multiespectrais geradas pelos satélites Landsat 5, 7 e 8, compreendendo o período de 1991 até 2016. Composto por sete bandas espectrais, variando desde a faixa do espectro visível até o infravermelho próximo, o sensor *Thematic Mapper* (TM) do satélite Landsat 5 foi operado em um ciclo de observação da mesma área a cada 16 dias, pelo período de 1984 até 2012, e disponibilizou imagens com resolução espacial de 30 m, isto é, cada pixel representando uma área de 0,09 ha (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2017a). O sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) do satélite Landsat 7, o qual ficou em órbita de 1999 até 2003, com resolução espacial também de 30 m, diferencia do TM pela inclusão de uma banda

pancromática com resolução de 15 m (MARKHAM; HELDER, 2012; U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2017b).

A partir de 2013, o satélite Landsat 8 entrou em circulação sendo composto por dois sensores, o *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) (IRONS; DWYER; BARSİ, 2012). Comparado ao sensor ETM+, o OLI possui duas bandas adicionais que melhoram a sensibilidade em relação à clorofila e materiais em suspensão na água, bem como a interferência por nuvens, aprimorando a qualidade das imagens geradas (ROY et al., 2014; PAHLEVAN et al., 2017).

Das diversas aplicações no monitoramento das mudanças na estrutura da paisagem que os dados de sensoriamento remoto provenientes dos sensores dos satélites Landsat podem auxiliar, o uso de medidas radiométricas para indicar atividade vegetal por meio dos índices de vegetação pode ser citado como uma das formas mais amplamente usadas em estudos (MELO; SALES; OLIVEIRA, 2011; VIÑA et al., 2011; GANDHI et al., 2015; SCHULTZ et al., 2016). Um exemplo de índice de vegetação que se utiliza da relação entre a reflectância no espectro do infravermelho próximo e no vermelho é o *Normalized Difference Vegetation Index* ou Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

O NDVI é obtido pela razão da diferença normalizada entre a radiação do infravermelho próximo e do vermelho (equação 1) e está diretamente relacionado com a área foliar e a atividade fotossintética dos organismos vegetais, portanto, demonstra variações na quantidade de biomassa verde (ROUSE et al., 1974; JENSEN, 2011). No entanto, o NDVI é sensível a ruídos advindos da reflectância do solo e da umidade presente no solo ou turbidez atmosférica.

$$NDVI = (\rho_{nir} - \rho_{red}) / (\rho_{nir} + \rho_{red}) \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

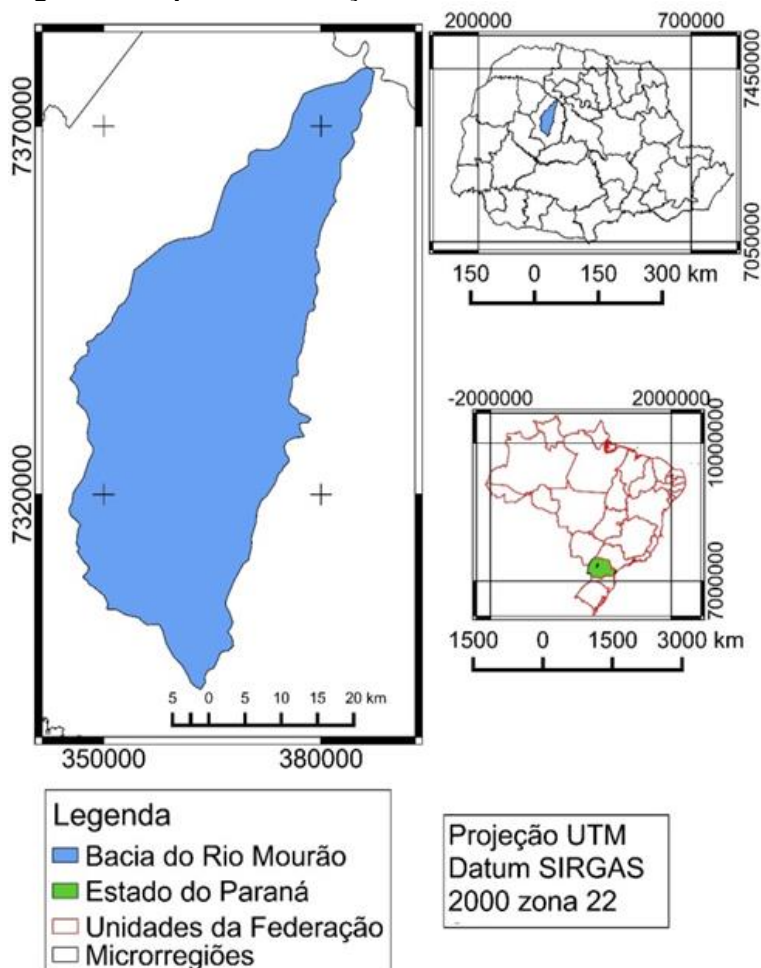
- ρ_{nir} corresponde ao fluxo da radiação refletida no espectro do infravermelho próximo;
- ρ_{red} corresponde ao fluxo da radiação refletida no espectro do vermelho;

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

Localizada na mesorregião centro-ocidental e microrregião de Campo Mourão do estado do Paraná, a bacia hidrográfica do rio Mourão faz parte do complexo de sub-bacias hidrográficas que compõem a bacia do rio Ivaí e abrange os municípios de Engenheiro Beltrão, Quinta do Sol, Peabiru, Campo Mourão, Luiziana e Mamborê, totalizando uma área de aproximadamente 1.650 km² (Figura 2).

Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo



Organização: FERREIRA (2014)¹

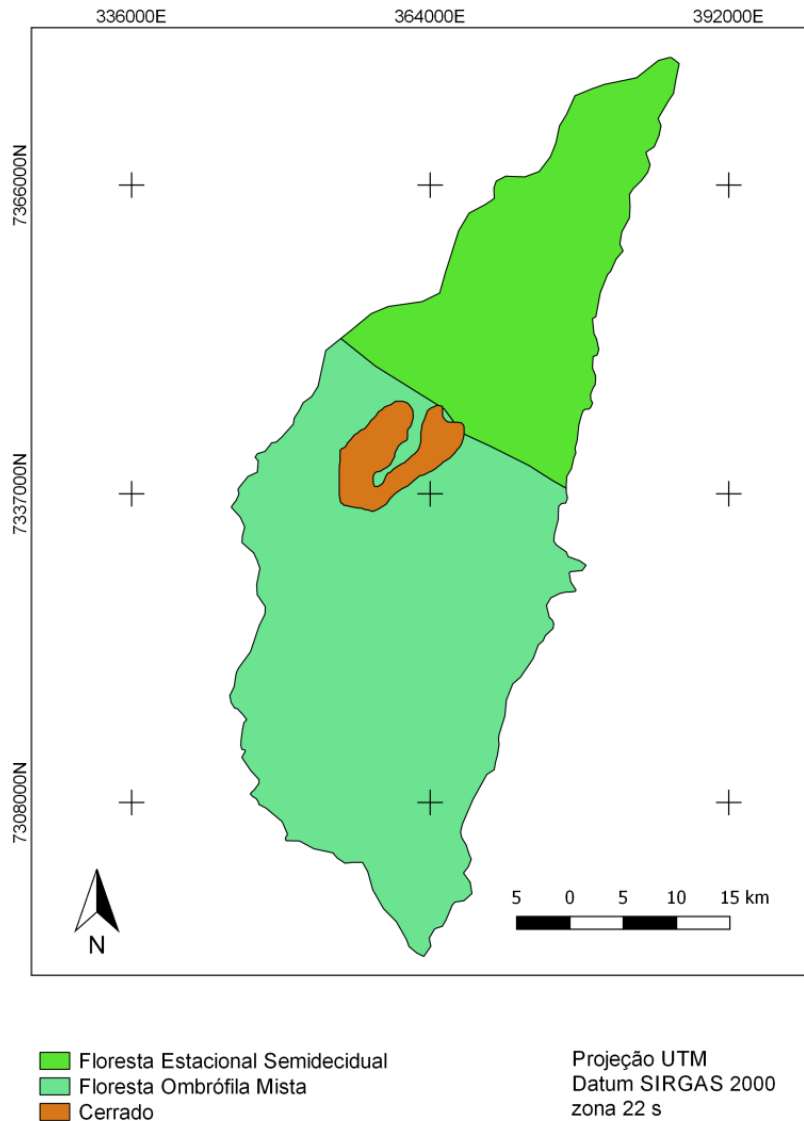
O clima predominante na bacia do Rio Mourão é o Cfb, também havendo ocorrência do clima Cfa (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA

¹ Elaborado por José Hilário Delconte Ferreira (2014), não publicado.

DO PARANÁ, 2017). Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima Cfb possui características de regiões temperadas, com temperaturas médias no mês mais frio abaixo de 18°C e temperaturas médias no mês mais quente não superior a 22°C. O clima Cfa possui características tropicais com pouca geada nos meses de inverno e chuvas bem distribuídas nos meses de verão, tendo temperaturas médias no mês mais frio inferiores a 18°C e no mês mais quente, médias superiores a 22°C.

A bacia do rio Mourão é uma importante área de ecótono, pois abrange três principais unidades fitogeográficas que ocorrem no Paraná, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Estacional Semidecidual e encaves de Cerrado (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ, 2009) (Figura 3). A Floresta Ombrófila Mista contempla a porção sul da bacia e possui como uma das características principais o domínio da espécie arbórea *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae). A formação vegetal de Floresta Estacional Semidecidual se encontra predominantemente na porção norte da bacia e caracteriza-se pela dupla estacionalidade climática dos estratos arbóreos superiores, possuindo como espécie mais característica *Aspidosperma polyneuron* Mull. Arg. (Apocynaceae), além de uma menor diversidade florística em relação a florestas ombrófilas (RODERJAN et al., 2002). Na porção central da bacia, em meio à zona transitória da Floresta Ombrófila Mista e da Floresta Estacional Semidecidual, os remanescentes de cerrado se concentram no município de Campo Mourão, onde a maior parte da vegetação foi suprimida pelo crescimento da cidade, encontrando-se fragmentos na Estação Ecológica do Cerrado de Campo Mourão (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ, 2009; PAROLIN et al., 2010).

Figura 3 - Mapa do domínio fitogeográfico da área de estudo



Fontes: MAACK, 1948; Divisas Municipais: ITCG – 2007. Organizado e divulgado por ITCG – 2009.

3.2 Procedimentos amostrais

Para aquisição das imagens de satélite que serviram de base para este trabalho foi utilizada a plataforma Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) da agência científica norte americana U.S. Geological Survey. Foram usadas imagens de média resolução provenientes dos satélites Landsat 5, 7 e 8 das cenas órbita/ponto 223/76 e 223/77. Devido às fases do desenvolvimento de culturas agrícolas ao longo do ano e comportamento destas nas quatro estações do ano, principalmente aquelas de ciclos anuais, as culturas temporárias podem ser mal

interpretadas e, assim confundidas com remanescente de floresta nativa em função da análise sazonal dos índices de vegetação. Com a média dos índices de vegetação é possível associar os diferentes comportamentos da cobertura do solo ao longo do ano. Os remanescentes florestais se destacam das demais classes como culturas temporárias e, até mesmo silvicultura, por apresentar índices de vegetação constantes ao longo do ano, com alteração apenas em períodos chuvosos e secos, o que não ocorre com as demais devido aos períodos de crescimento, de senescência e colheita (LOEBMANN; VICENTE; VICTORIA, 2012).

Com o intuito de diminuir o efeito da sazonalidade da cobertura do uso e ocupação da bacia do rio Mourão, foram escolhidos os anos a partir de 1984 até 2017 com o maior número de registros fotoespaciais e menos de 10% de cobertura por nuvens, a fim de registrar todas as características da área em períodos secos e chuvosos, bem como as diversas atividades agrosilviopastoris. Assim, selecionaram-se as imagens de 1991, 1993, 2004, 2009, 2013 e 2016, e então, realizou-se a média dos índices de NDVI para as imagens obtidas.

Para o cálculo da média montou-se um algoritmo por meio da Linguagem Espacial de Geoprocessamento Algébrico (LEGAL), gerando um raster para cada ano de análise com as informações médias dos índices de NDVI.

De posse das informações médias de NDVI, identificou-se a faixa do índice que melhor representou a classe de cobertura florestal nativa, água e os outros elementos da paisagem como cultura temporária, silvicultura, área urbana e edificada, entre outros (tabela 1) e, em seguida, promoveu-se o fatiamento das classes. A identificação dos fragmentos por meio do NDVI foi realizada a partir de foto interpretação com imagens de composição falsa cor para análise da vegetação, pois esta composição possui grande contraste entre os elementos que compõem a paisagem. Usando as bandas 5, 4 e 3 para imagens do Landsat TM 5 e ETM+ 7 e as bandas 6, 5 e 4 para imagens do Landsat OLI 8, as quais representam as bandas espectrais do infravermelho, infravermelho próximo e do vermelho, respectivamente, foi possível realçar a vegetação em tons de verde, o solo em tons de roxo e a água em tons de vermelho.

Tabela 1 - Faixa do NDVI médio correspondente às classes de cobertura florestal, água e outros elementos.

Ano	Cobertura Florestal	Água	Outros Elementos
1991	0,75 – 0,92	-1,00 – 0	0 – 0,75
1993	0,65 – 0,86	-1,00 – 0	0 – 0,65
1999	0,55 – 1,00	-1,00 – 0	0 – 0,55
2004	0,70 – 1,00	-1,00 – 0	0 – 0,70
2009	0,70 – 1,00	-1,00 – 0	0 – 0,70
2013	0,70 – 0,95	-1,00 – 0	0 – 0,70
2018	0,78 – 0,95	-1,00 – 0	0 – 0,78

Fonte: Autoria própria.

Após o fatiamento do NDVI, foi necessária a edição matricial das imagens geradas para o recorte de eventuais manchas de silvicultura presentes em fragmentos florestais. Isto pode ter ocorrido devido ao plantio de espécies com longo período de crescimento, como é o caso de espécies do gênero *Pinus sp.* (GLUFKE; FINGER; SCHNEIDER, 1997).

Os mapas de fragmentos florestais dos anos de análise foram usados para o cálculo de métricas de ecologia de paisagem baseadas no acervo disponível do *software* FRAGSTATS® (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

A escolha das métricas aplicadas neste trabalho, assim como a interpretação delas, acompanham os níveis de heterogeneidade de análise propostos por McGarigal e Marks (1995). A abordagem da análise dos dados obtidos neste trabalho podem ser divididos em duas perspectivas distintas, em nível de fragmento, a qual se baseia em dados individuais, e outra a nível de uma determinada classe e da paisagem como um todo, baseando-se em resultados médios em relação aos dados individuais dos fragmentos. No entanto, como este trabalho buscou evidenciar apenas a classe de fragmentos florestais, sem considerar os demais usos do solo, a interpretação em nível de classe pode ser extrapolada para o nível de paisagem como um todo.

As métricas abordadas neste trabalho que melhor representam as características da paisagem são referentes às métricas de área, área de núcleo, de borda, forma e conectividade, conforme dispostas no quadro 1.

Quadro1 – Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem

(Continua)

1. Nível de Mancha		
1.1 AREA		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	AREA > 0 (ha)
Obs.	Área de cada fragmento florestal. Métrica utilizada nos cálculos dos demais índices.	
1.2 PERIM (Perimeter)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$PERIM = p_{ij}$	p_{ij} = perímetro (m) do fragmento florestal ij	PERIM > 0 (m)
Obs.	Perímetro do fragmento florestal incluindo qualquer clareira interna. Métrica fundamental usada nos cálculos de outros índices e possui importância, principalmente para métricas de expressam a quantidade de borda de um fragmento.	
1.3 SHAPE INDEX		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$SHAPE = \frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	p_{ij} = perímetro (m) do fragmento florestal ij a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	SHAPE ≥ 1 (adimensional)
Obs.	Métrica que expressa a forma do fragmento florestal em relação a um círculo. SHAPE = 1 ocorre quando o fragmento se assemelha a um círculo e aumenta sem limites conforme o fragmento se torna irregular. Valor menor indica fragmento de forma simples, benéfico para a conservação da biodiversidade.	
1.4 CORE		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$CORE = c_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	c_{ij} = área núcleo (m ²) do fragmento ij com uma profundidade específica de borda	CORE > 0 (ha)
Obs.	Esta métrica representa a área central de um fragmento com uma profundidade definida de borda.	
1.5 N CORE (Number of Core Area)		
Equação	Descrição das Unidades	Sigla e intervalo (unidade)
$N CORE = n_{ij}$	n_{ij} = número de área de núcleo disjuntas em um fragmento ij, baseado em um valor de borda específico	N CORE ≥ 1 (adimensional)

Quadro1 – Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem

(Continua)

Obs.	Dependendo do tamanho e forma do fragmento, bem como o valor de borda especificado, o fragmento pode apresentar mais de uma zona de núcleo. Apesar de corresponder a área preservada dentro dos fragmentos, seu aumento significa o aumento da fragmentação florestal.		
1.6 CAI (Core Area Index)			
	Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
	$CAI = \frac{c_{ij}}{a_{ij}} (100)$	c_{ij} = área núcleo (m ²) do fragmento ij com uma profundidade específica de borda a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	$0 \leq CAI < 100$ (%)
Obs.	Porcentagem da área de núcleo em relação a área do fragmento ij. Valor menor indica maior efeito de borda, maléfico à conservação da biodiversidade.		
1.7 ENN (Euclidean Nearest Neighbor)			
	Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
	$ENN = h_{ij}$	h_{ij} = distância do fragmento ij até o vizinho mais próximo da mesma classe, computado do centro ao centro dos fragmentos	$ENN > 0$ (m)
Obs.	Esta métrica expressa a distância do fragmento vizinho mais próximo. Valor menor expressa maior aglutinação dos fragmentos, favorecendo ao fluxo gênico.		
2. Nível de Classe			
2.1 CA (Total Class Area)			
	Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	$CA > 0$ (ha)
Obs.	Área total da classe estudada. Para este estudo, a classe considerada é a de fragmentos florestais. Esta métrica é uma medida da composição da paisagem, sendo a soma de todos os fragmentos florestais encontrados na paisagem.		
2.2 PLAND (Percentage of Landscape)			
	Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij A = área total da paisagem (m ²)	$0 < PLAND < 100$ (%)
Obs.	Porcentagem equivalente a soma de todos os fragmentos da bacia. Maior valor favorece para a conservação, correspondendo a maior cobertura da paisagem pela classe.		

Quadro1 – Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem

(Continua)

2.3 LPI (Largest Patch Index)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmeno ij	0 < LPI < 100 (%)
	A = área total da paisagem (m ²)	
Obs.	Valor de área do maior fragmento expresso em porcentagem em relação ao total da classe estudada. LPI se aproxima de 0 quando a área do fragmento é insignificante e LPI = 100 quando a paisagem inteira consiste em um único fragmento. Maior valor favorece dispersores, polinizadores e propágulos, abastecendo fragmentos menores.	
2.4 TE (Total Edge)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$TE = \sum_{j=1}^n e_{ij}$	e_{ij} = comprimento total (m) da borda dos fragmentos ij	TE > 0 (m)
Obs.	Medida do comprimento total de borda de uma classe particular (nesse caso, os fragmentos florestais). Este índice pode ser usado para comparar paisagem de mesmo tamanho.	
2.5 ED (Edge Density)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$ED = \frac{\sum_{j=1}^n e_{ij}}{A} (10.000)$	e_{ij} = comprimento total (m) da borda dos fragmenos ij	ED > 0 (m/ha)
	A = área total da paisagem (m ²)	
Obs.	Esta métrica corresponde a densidade de borda da classe de fragmentos florestais. Maior valor implica em maior efeito de borda.	
2.6 TCA (Total Core Area)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$TCA = \sum_{j=1}^n c_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	c_{ij} = área núcleo (m ²) do fragmento ij com uma profundidade específica de borda	TCA > 0 (ha)
Obs.	A área total de núcleo corresponde a soma de todos as área de núcleo dos fragmentos encontrados na classe estudada. Valor maior indica melhor qualidade da paisagem, pois corresponde a área total do habitat preservado nos fragmentos.	

Quadro1 – Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem

(Continua)

2.7 CPLAND (Core Area Percentage of Landscape)		
Equação	Descrição das Unidades	Sigla e intervalo (unidade)
$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n c_{ij}}{A} (100)$	c_{ij} = área núcleo (m ²) do fragmento ij com uma profundidade específica de borda	$0 \leq CPLAND < 100$ (%)
	A = área total da paisagem (m ²)	
Obs.	Esta métrica expressa a porcentagem de área de núcleo em relação a área total da paisagem estudada.	
2.8 NP (Number of Paches)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$NP = n_i$	n_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe	$NP \geq 1$ (adimensional)
Obs.	Esta métrica expressa o número de fragmentos florestais encontrados na paisagem. NP = 1 ocorre quando a paisagem é composta por um único fragmento e aumenta conforme o grau de fragmentação.	
2.9 NDCA (Number of disjunct core areas)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$NDCA = \sum_{j=1}^n n_i$	n_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe	$NDCA > 0$, sem limite
Obs.	É a soma de todas as áreas de núcleo disjuntas da bacia.	
2.10 CORE_MN (Core area mean)		
Equação	Descrição das Unidades	Sigla e intervalo (unidade)
$CORE_MN = \frac{\sum_{j=1}^n c_{ij}}{n_i} (10.000)$	c_{ij} = área núcleo (m ²) do fragmento ij com uma profundidade específica de borda	$CORE_MN > 0$ (ha)
	n_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe	
Obs.	É a área média das zonas nucleares de todos os fragmentos da bacia estudada. Quanto maior o valor, maior área de núcleo da bacia, sendo este um fator positivo para conservação da biodiversidade.	

Quadro1 – Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem

(Conclusão)

2.11 ENN_MN (Mean Value of Euclidean Nearest Neighbor)		
Equação	Descrição das Unidades	Intervalo (unidade)
$ENN_MN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$	n_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe h_{ij} = distância do fragmento ij até o vizinho mais próximo da mesma classe, computado do centro ao centro dos fragmentos	ENN_MN > 0 (m)
Obs.	Esta métrica expressa a distância média do fragmento vizinho mais próximo. Valor menor expressa maior aglutinação dos fragmentos, favorecendo ao fluxo gênico.	
3 Nível de Paisagem		
3.1 TA (Total Area)		
Equação	Descrição das Unidades	Sigla e intervalo (unidade)
$TA = A \left(\frac{1}{10.000} \right)$	A = área (m ²) total da paisagem	TA > 0 (ha)
Obs.	Esta métrica corresponde a área total da paisagem estudada e é utilizada principalmente nos cálculos dos demais índices.	

Fonte: adaptado de MCGARIGAL e MARKS (1995) e CALEGARI et al. (2010)

Em relação ao cálculo da área de núcleo dos fragmentos florestais (itens 1.4, 1.5, 2.6 e 2.7 do quadro 1), considerou-se como valores de profundidade de borda 50, 100, 150, 200 e 300 metros a fim de verificar a variação da zona de núcleo na paisagem. Estes valores foram selecionados baseados em estudos que tratam o efeito de borda sobre a biodiversidade como Lovejoy et al. (1986) que observou a permanência de pássaros em pelo menos 60 metros distante da borda; Laurance (1991) que encontrou variações na composição florística em uma faixa de pelo menos 100 a 300 metros (200 m para ser exato) em fragmentos de floresta tropical na Austrália; Murcia (1995) e Fontoura, Ganade e Larocca (2006) sugerem que em fragmentos de florestas tropicais, como por exemplo em manchas de Floresta Ombrofila Mista, pelo menos 50 metros de profundidade em relação a borda podem ser afetados pelos efeitos de borda;

Todos os procedimentos relacionados ao processamento e geoprocessamento dos dados, com exceção do cálculo das métricas de ecologia de paisagem, foram executados através dos *softwares* QGIS® 2.18.1 e SPRING® 5.5.1.

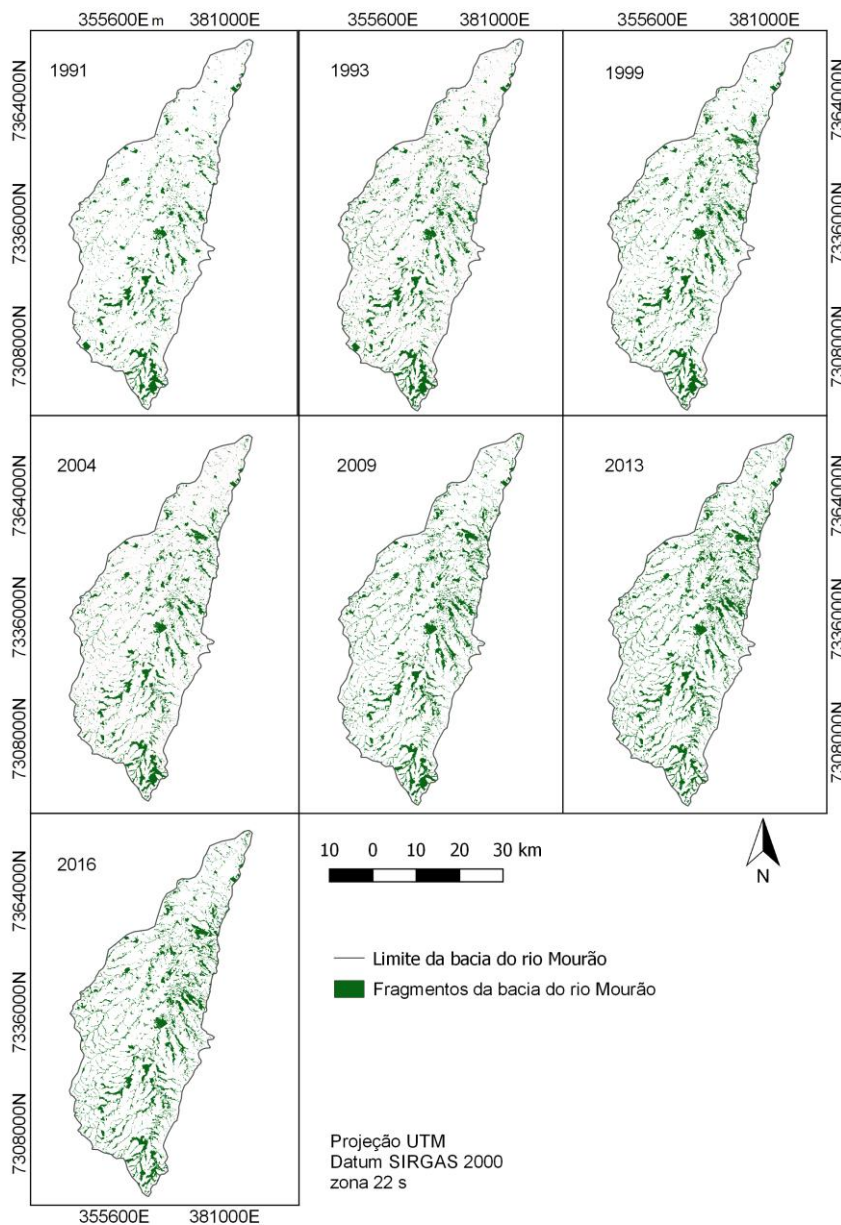
Os resultados obtidos foram comparados ao longo do tempo a fim de identificar as principais mudanças nos padrões espaciais em nível de classe e paisagem.

Por fim, foi aplicada ainda uma análise por agrupamento nos dados médios obtidos para cada ano a fim de identificar quais anos possuíam os dados mais similares. Para o cálculo, agruparam-se todas as métricas calculadas para ano. Dessa forma, considerou-se a distância euclidiana como fator de dissimilaridade entre os “n” indivíduos calculados, pois, quanto menor a distância entre dois locais, mais similares e agrupados eles serão. O dendograma hierárquico foi montado usando o *software* STATISTICA® 7.0.

4 RESULTADOS

A bacia hidrográfica do rio Mourão possui uma área de, aproximadamente, 165.000 ha e é composta por uma grande quantidade de fragmentos florestais de variados tamanhos e formas. Ao longo dos anos, esses fragmentos sofreram modificações e variações nos padrões de distribuição e estrutura dos fragmentos florestais desde 1991 até 2016, sendo possível observar, principalmente, o aumento em área da cobertura florestal total (Figura 4).

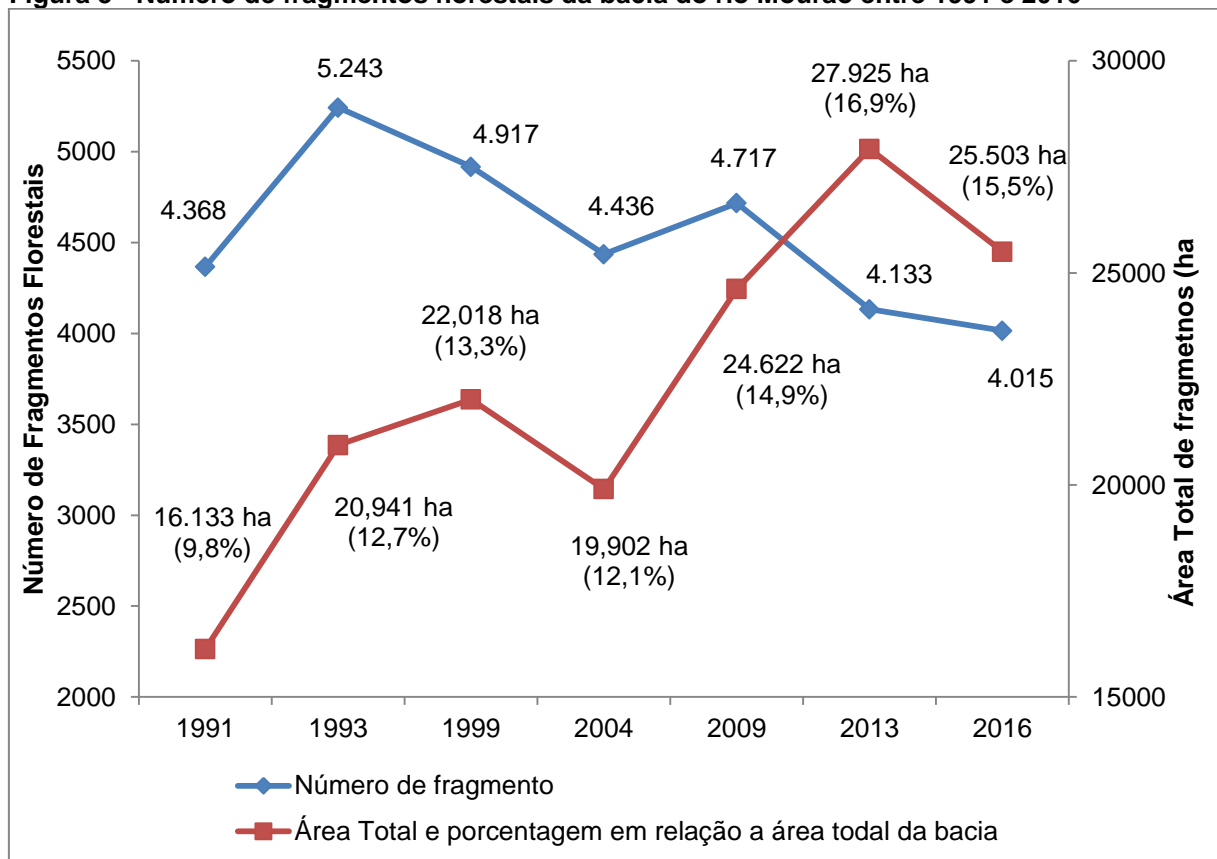
Figura 4 - Distribuição dos remanescentes florestais na bacia do rio Mourão em 1991, 1993, 1999, 2004, 2009, 2013 e 2016.



Fonte: Autoria própria.

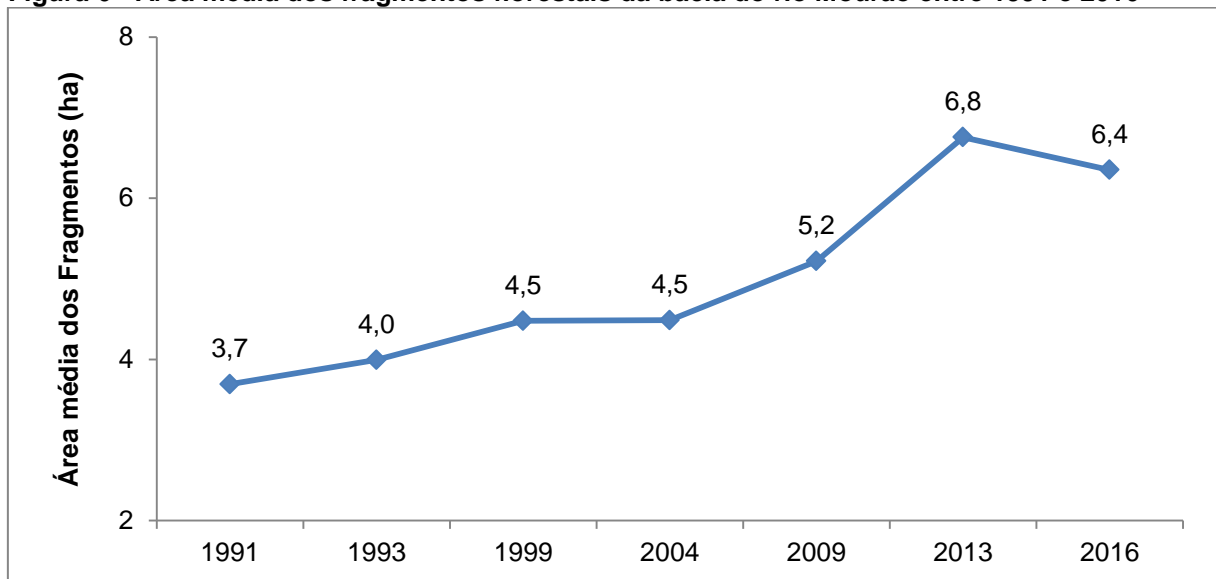
A bacia do rio Mourão apresentou, de maneira geral, uma diminuição do número de fragmentos florestais desde 1991, tendo como número máximo 5.243 fragmentos no ano de 1993 e caindo para 4.015 fragmentos em 2016. Em contrapartida ao decréscimo no número de fragmentos florestais do primeiro ao último ano de estudo, houve um aumento de 9.370 ha no total da cobertura florestal da bacia (Figura 5). Em 1991, a bacia do rio Mourão apresentava cerca de 16.133 ha de área coberta por remanescentes florestais, representando apenas 9,8% do total da bacia; já em 2013, a área florestada atingiu seu auge com 27.925 ha, caindo para 25.503 ha em 2016.

Figura 5 - Número de fragmentos florestais da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016



Fonte: Autoria própria.

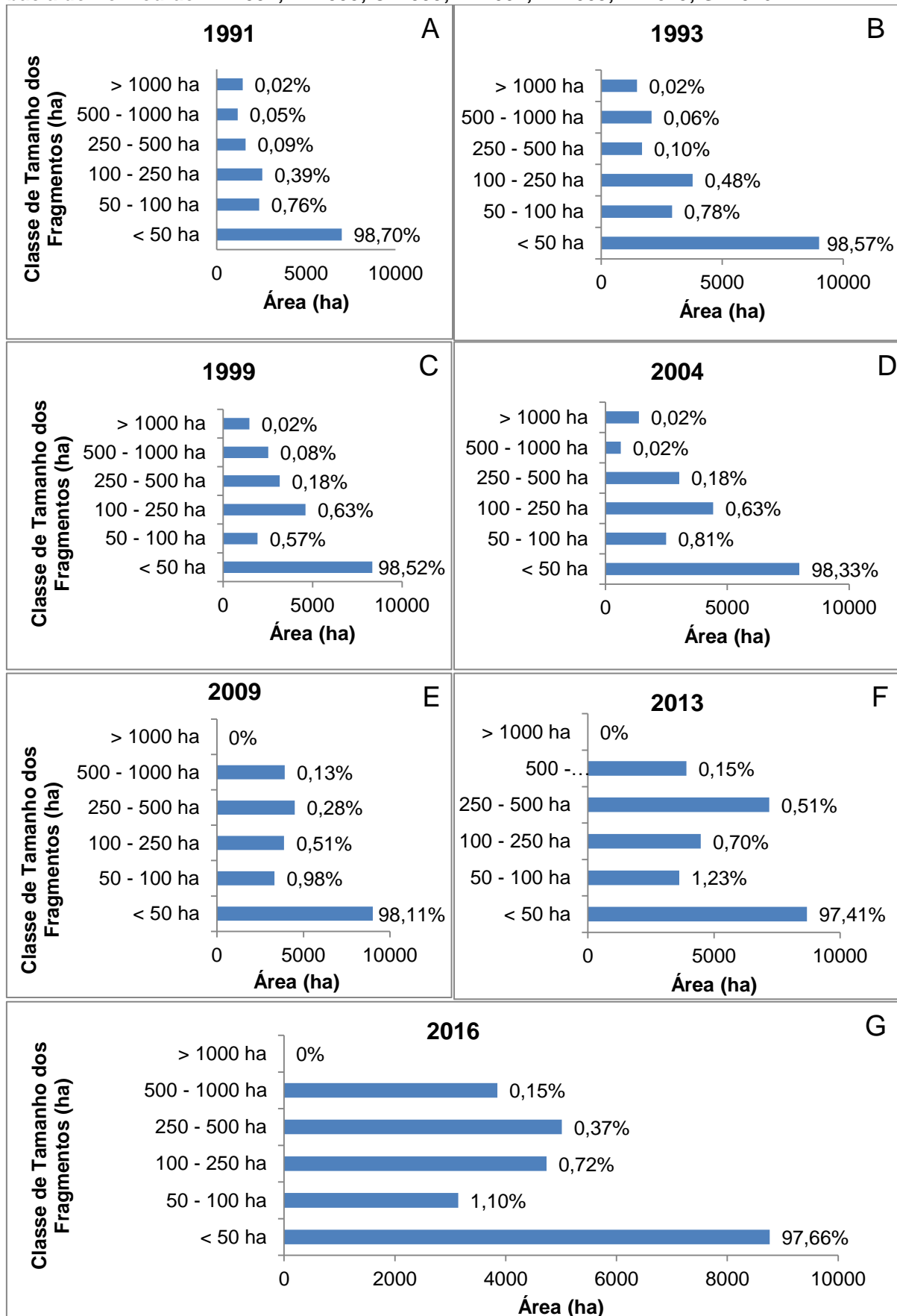
Assim, o aumento da cobertura florestal na bacia refletiu diretamente para o aumento da área média das machas florestais de 3,7 ha para 6,4 ha (Figura 6), isto é, mesmo o número de fragmentos florestais diminuindo, houve uma expansão de área dos fragmentos. Em 1991, a bacia do rio Mourão apresentava 4.368 fragmentos florestais com área média de 3,7 ha, passando para 4.015 fragmentos florestais com área média de 6,4 ha, em 2016.

Figura 6 - Área média dos fragmentos florestais da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016

Fonte: Autoria própria

Ainda em relação a área dos remanescentes, nota-se que em todos os anos analisados, a grande maioria dos fragmentos florestais possui área menor que 50 ha, representando cerca de 98% do total de fragmentos encontrados na bacia para os anos entre 1991 e 2009, e pouco mais que 97% em 2013 e 2016 (Figura 7). Da mesma forma, a porcentagem para os fragmentos maiores que 1000 ha torna-se imperceptível (0,02%), sendo ausentes a partir de 2009 (Figura 7E, F e G).

Figura 7 - Classe de área dos fragmentos florestais e sua correspondente porcentagem da bacia do rio Mourão. A: 1991; B: 1993; C: 1999; D: 2004; E: 2009; F: 2013; G: 2016

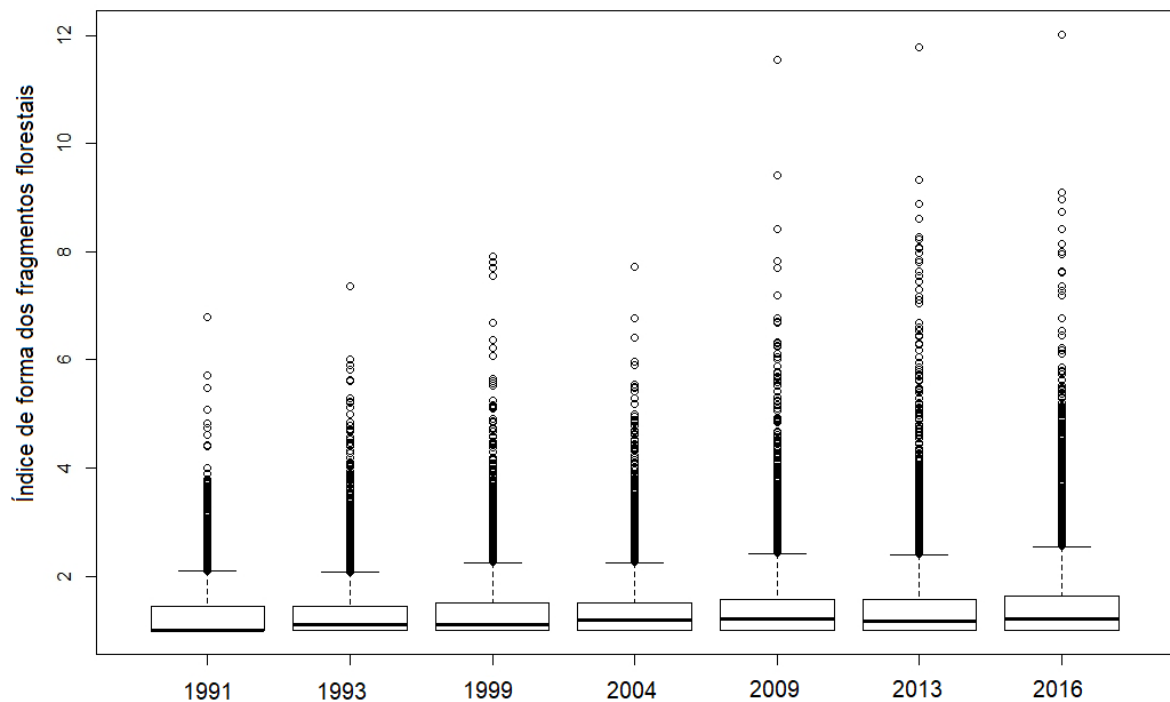


Fonte: Autoria própria

Em relação ao grau de complexidade de forma dos fragmentos florestais da bacia, tem-se que 75% dos valores em 1991 estão abaixo de 1,4, com valor máximo de 6,8, enquanto que em 2016, 75% dos índices apresentaram valores abaixo de 1,6 e máximo de 12 (Figura 8). De maneira geral, os valores médios para o índice de forma dos fragmentos florestais aumentou de 1,3 no primeiro ano de análise para 1,5 no último (figura 9).

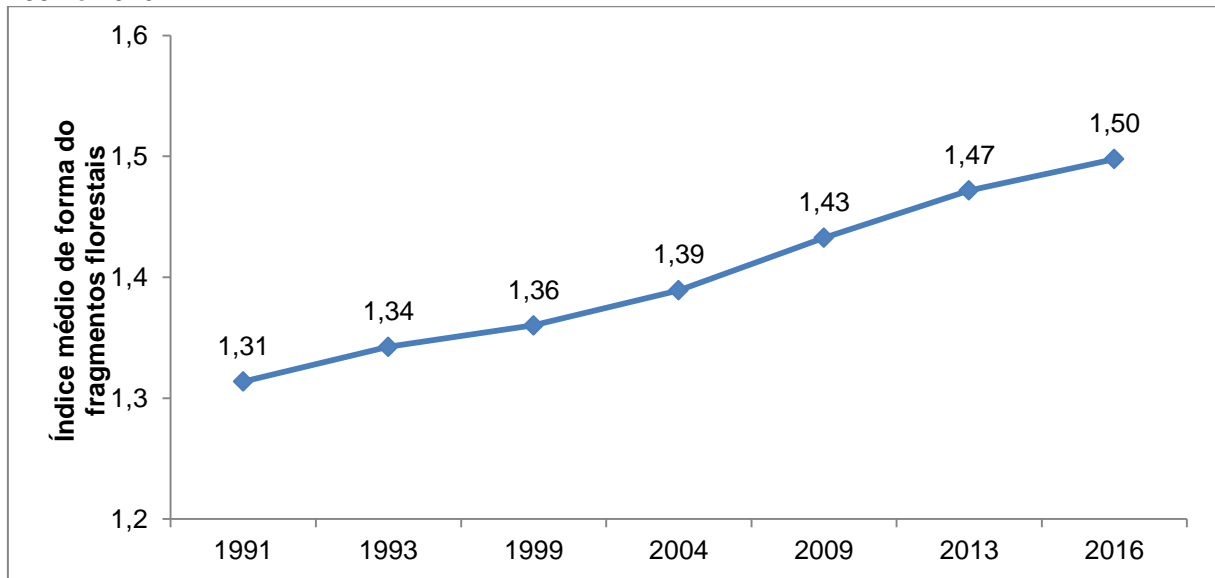
Esta métrica indica o grau de irregularidade na forma do fragmento em relação a um círculo, tornando se alongados à medida que o índice aumenta. Fragmentos alongados tendem a possuir maior efeito negativo sobre a biodiversidade, ao restringir a área de núcleo e ter maior influencia do efeito de borda.

Figura 8 - Variação do índice de forma distribuídos em primeiro, segundo, terceiro quartis, valores máximos e mínimos dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016



Fonte: Autoria própria.

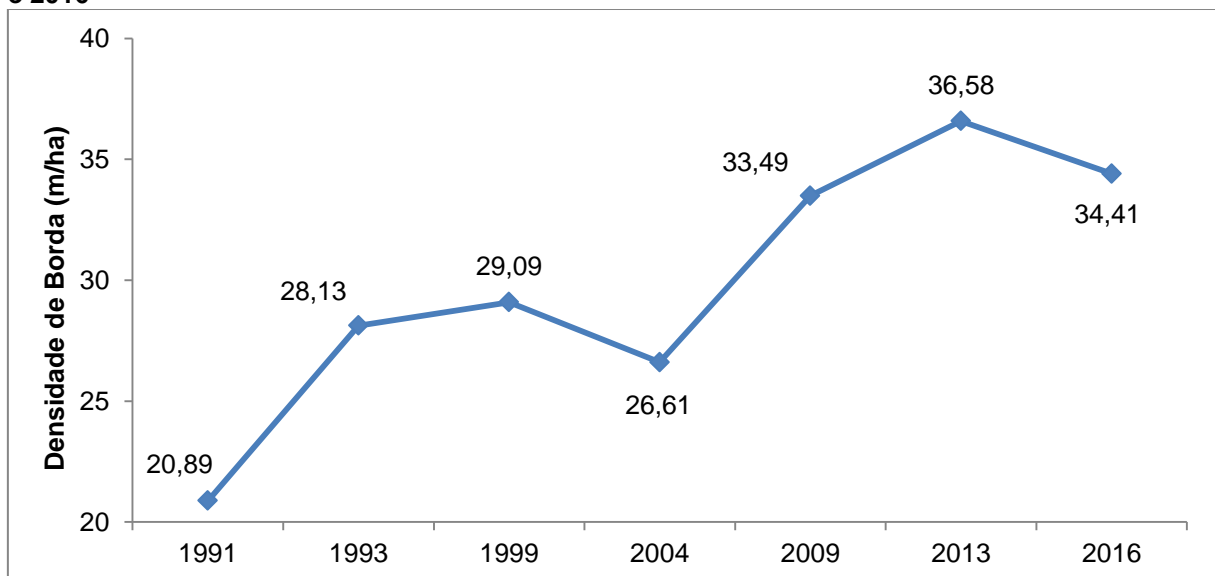
Figura 9 – Variação do índice médio de forma dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016



Fonte: Autoria própria.

De maneira geral, houve um aumento no comprimento total de borda dos fragmentos da bacia, sendo 3.447,3 km em 1991 e 5679,3 km em 2016. Este fato influenciou de forma direta na densidade de borda na bacia do rio Mourão, a qual seguiu uma tendência crescente ao longo dos anos (Figura 10), passando de 20,89 m/ha em 1991 para 34,41 m/ha em 2016.

Figura 10 – Variação da densidade de borda dos fragmentos da bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016



Fonte: Autoria própria.

O efeito de borda pode ser considerado um dos efeitos mais significativos numa paisagem fragmentada. A definição da zona de transição entre a matriz dominante e a área nuclear dos remanescentes depende de uma análise detalhada da floresta e pode variar entre biomas e tipologias florestais. Para efeitos de comparação e suposição de cenários, foram analisados diferentes buffers como supostas bordas dos fragmentos florestais com 50, 100, 150, 200 e 300m (Tabela 2).

Pode se observar que, com exceção o uso de 50 metros como zona de influência do efeito de borda, o aumento da distância considerada em 100, 150, 200 e 300 metros, acarretou a diminuição da área total e média em hectares, assim como o número correspondente a zona de núcleo dos fragmentos florestais da bacia do rio Mourão ao longo dos anos.

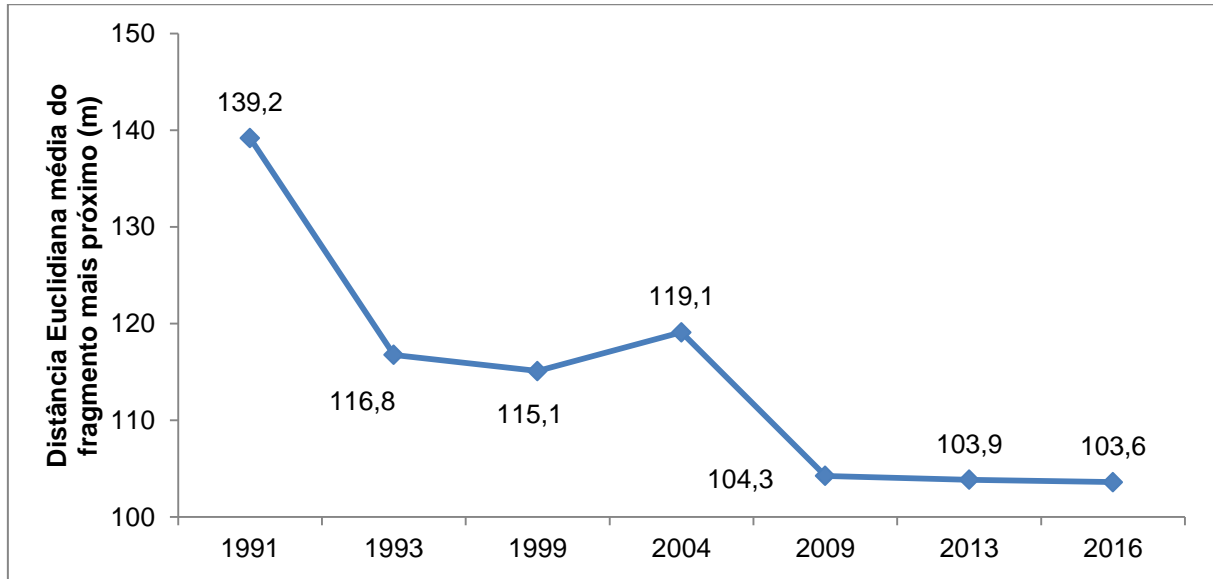
Tabela 2 – Variação no total, porcentagem, número e valor médio correspondente as áreas de núcleo da classe de fragmentos florestais.

		1991	1993	1999	2004	2009	2013	2016
50 metros	TCA (ha)	8684,01	10692,90	11267,82	10168,38	12121,38	13595,22	12439,26
	CPLAND (%)	5,26	6,48	6,83	6,16	7,34	8,24	7,54
	NDCA	1207	1815	1887	1653	2240	2707	2361
	CORE_MN (ha)	1,99	2,04	2,29	2,29	2,57	3,29	3,1
100 metros	TCA (ha)	5811,12	6129,54	5819,13	5104,53	5702,76	5500,35	4640,94
	CPLAND (%)	3,52	3,71	3,53	3,09	3,45	3,33	2,81
	NDCA	592	660	539	446	482	440	358
	CORE_MN (ha)	1,4474	1,4831	1,2337	1,1507	1,1598	1,0491	1,0625
150 metros	TCA (ha)	2650,14	3120,12	3141,9	2755,26	3089,43	3121,47	2968,56
	CPLAND (%)	1,61	1,89	1,90	1,67	1,87	1,89	1,80
	NDCA	204	242	239	225	271	301	282
	CORE_MN (ha)	0,6067	0,5951	0,639	0,6211	0,655	0,7553	0,7394
200 metros	TCA (ha)	1744,83	2032,02	1974,87	1719	1878,66	1839,78	1743,03
	CPLAND (%)	1,06	1,23	1,20	1,04	1,14	1,12	1,06
	NDCA	104	135	151	125	153	176	163
	CORE_MN (ha)	0,3995	0,3876	0,4016	0,3875	0,3983	0,4451	0,4341
300 metros	TCA (ha)	604,44	732,6	636,03	530,37	557,19	491,67	439,29
	CPLAND (%)	0,37	0,44	0,39	0,32	0,34	0,30	0,27
	NDCA	40	49	55	50	50	52	47
	CORE_MN (ha)	0,1384	0,1397	0,1294	0,1196	0,1181	0,119	0,1094

Fonte: Autoria própria.

O índice de distância média entre dois fragmentos vizinhos evidenciou uma diminuição do grau de isolamento, uma vez que a distância média diminuiu de 139,2 metros em 1991 para 103,6 metros em 2016 (Figura 11).

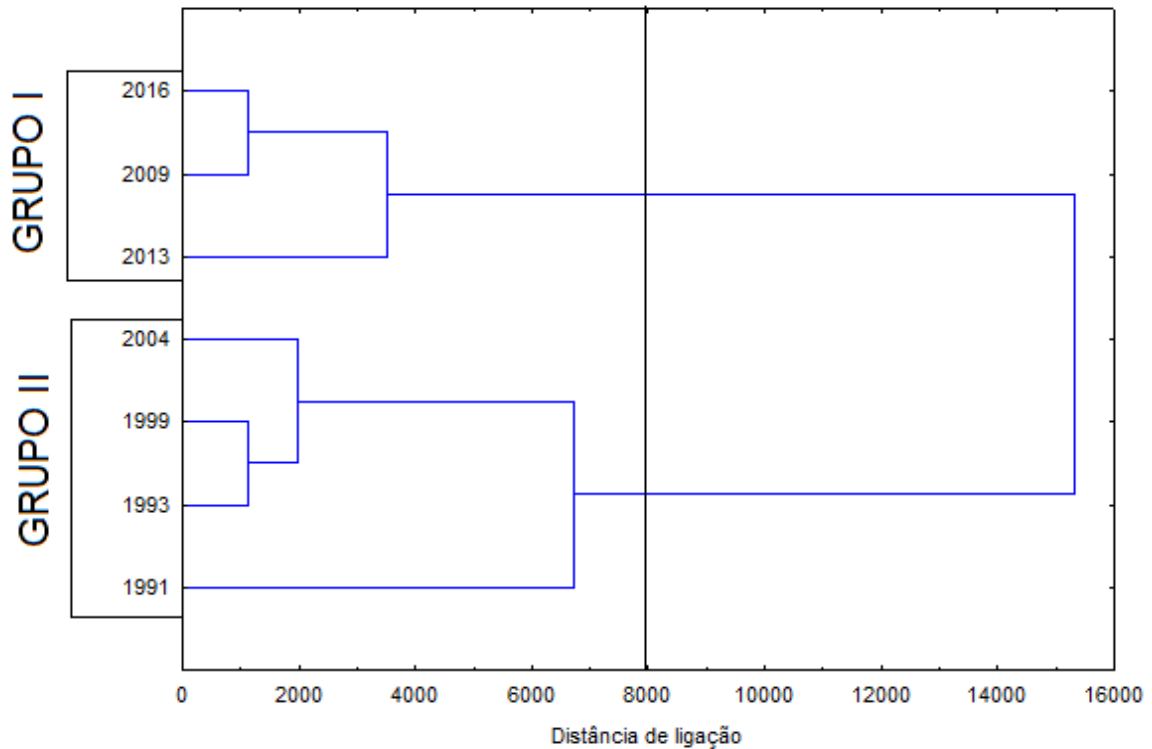
Figura 11 – Variação da distância euclidiana média do fragmento vizinho mais próximo na bacia do rio Mourão entre 1991 e 2016



Fonte: Autoria própria.

Os resultados encontrados para os índices de ecologia de paisagem abordados neste trabalho mostraram grande dissimilaridade entre o primeiro ano de análise e o último (Figura 12).

Figura 12 – Dendograma hierárquico de similitude dos dados analisados para 1991, 1993, 1999, 2004, 2009, 2013 e 2016



Fonte: Autoria própria.

Em termos de similaridade, é possível notar por meio da figura 12 que os resultados se dividem em dois grupos distintos: Grupo I, formado pelo conjunto de dados de 1991, 1993, 1999 e 2004 e Grupo II, composto pelo restante dos anos analisados. Pelo Grupo II, o conjunto de dados de 2016 é mais similar, primeiramente, aos resultados encontrados para 2009 e, em seguida, aos de 2013. Os dados de 1993 se agrupam, em termos de similaridade com os dados de 1999 e 2004, nesta ordem.

Pode se notar ainda que o ano de 1991 apresenta dados com maior dissimilaridade em relação aos demais, por ser o último conjunto de dados a se agrupar conforme com os demais, e, portanto, pode ser considerado o mais distinto em relação a 2016, o que confirma a hipótese de mudança dos padrões dos fragmentos florestais ao longo dos anos analisados.

5 DISCUSSÃO

A análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Mourão mostrou que esta passou por constantes mudanças ao longo dos anos, certamente, devido a uma série de fatores que vão desde o comportamento natural do ecossistema até mudanças como resposta às atividades antrópicas no uso da terra e ações de preservação e recuperação da biodiversidade, tornando a paisagem de 1991 diferente da paisagem de 2016 (Figura 12).

Os fragmentos florestais da bacia do rio Mourão diminuíram em número e aumentaram em tamanho médio (Figuras 6) entre 1991 e 2016, o que pode explicar o aumento da cobertura florestal na bacia como um todo (Figura 5). No entanto, como também pode ser notado na figura 7, apesar desse aumento em área e tamanho médio dos fragmentos serem aspectos positivos e representarem um ganho ecológico para paisagem, a grande maioria dos fragmentos em questão (aproximadamente 98% de 1991 a 2009 e, 97% a partir de 2013) são menores que 50 ha e podem ser considerados pequenos. Consoante a um estudo realizado por Ribeiro et al. (2009) em fragmentos da Mata Atlântica, é comum a ocorrência e predomínio de fragmentos menores que 50 ha (80%) por toda a extensão do bioma, devido ao intenso uso e ocupação do solo e desenvolvimento dos centros urbanos ao longo dos anos.

Outros estudos em fragmentos de Mata Atlântica apontam a mesma tendência crescente da área florestada nas últimas três décadas e corroboram com a hipótese de que o bioma possa estar em um estágio de transição, resultando em um aspecto positivo para a recuperação e conservação da biodiversidade (RUDEL; BATES; MACHINGUIASHI, 2002; REZENDE et al., 2015; SILVA et al., 2016; COSTA et al., 2017).

A área de um fragmento florestal é um importante aspecto que deve ser levado em consideração em abordagens que visam analisar a qualidade de uma determinada paisagem, pois este aspecto está envolvido diretamente com a capacidade de suporte de um ambiente em abrigar maior riqueza de espécies, controlando assim a densidade populacional da fauna e flora por meio das taxas de extinção (METZGER et al, 2009; MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014; GROSS, 2017). Na prática, isso pode ser verificado em estudos como o de Almeida-Gomez et al. (2016) que apontou uma maior diversidade de espécies de anfíbios em

fragmentos maiores de Mata Atlântica quando comparado a fragmentos menores e mais isolados; ou ainda, Lima et al. (2015) que relatou a interação positiva entre a densidade de espécies e área para sapos na Amazônia, Vieira et al. (2009) para pequenos mamíferos e, Banks Leite, Ewers e Metzger (2012) para pássaros em fragmentos de floresta tropical.

Essa maior biodiversidade pode ser explicada pelo tamanho de um fragmento ser determinante na disponibilidade de recursos alimentares, fontes de água potável, além de controlar as interações inter e intraespecíficas por competição (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

Outro aspecto que pode ter influenciado no aumento evidenciado da área florestada desde 1991 (Figura 5) é o efeito direto da aplicação da legislação ambiental em função do aumento da fiscalização para conservação de áreas como matas ciliares e reservas, além do surgimento de incentivos fiscais à criação de novas unidades de conservação. Apesar da fiscalização no estado do Paraná não ter total origem apenas no aspecto do exercício das políticas públicas ambientais, e sim na arrecadação de recursos financeiros para o custeio da própria instituição, este fato pode ter sido crucial para a aplicação e aumento da fiscalização, garantindo a recuperação e conservação de fragmentos florestais.

A pressão gerada pela sociedade organizada, comunidade científica e imprensa em busca de ações conservacionistas da biodiversidade, bem como incentivos fiscais como ICMS ecológico também têm se tornado grandes aliados para a criação de diversas unidades de conservação nas últimas décadas (LOUREIRO, 2002). Tal estratégia permite o repasse financeiro aos municípios que abrigam em seus territórios unidades de conservação e mananciais de abastecimento, sendo este recurso, muitas vezes, determinantes para manter a economia local de pequenos municípios.

Entre 1992 e 2008, o Paraná teve um aumento de 112 para 192 municípios que passaram a receber ICMS ecológico a partir da criação de Unidades de conservação, contribuindo assim para o aumento das áreas florestadas em diversos municípios do Paraná (ROSSI, 2010). A bacia do rio Mourão contou com a criação de 14 unidades de conservação entre 1991 e 2016, variando desde parques nas esferas municipais e estaduais, estações ecológicas e Reversas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (Tabela 3).

Outro parâmetro observado foi a relação da complexidade de forma dos fragmentos florestais por meio do índice que compara o objeto de estudo a uma forma simples, neste caso, comparada a uma forma circular (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Este índice possui grande relevância na análise de ecologia de paisagem, pois pode ser associado ao efeito de borda e tamanho da área preservada de núcleo do fragmento (CALEGARI et al, 2010). Assim, para os fragmentos que apresentam baixos valores do índice é esperado maior grau de funcionalidade ecológica.

Como pode ser verificado, ao longo dos anos houve um aumento no índice de forma da maioria (75%) dos fragmentos da bacia do rio Mourão, de 1,4 para 1,6 (Figura 8), sugerindo que apesar do aumento da área média dos fragmentos (Figura 6), estes também sofreram alterações na complexidade de suas formas (Figura 9). Essa alteração pode acarretar mudanças na dinâmica da fauna e flora, visto que manchas com maior grau de complexidade oferecem melhores condições para o aparecimento de micro habitats que, por sua vez, propicia maior riqueza de espécies (FLETCHER JUNIOR et al., 2007) ou ainda, apresentar maiores taxas de emigração (COLLINGE; PALMER, 2002). Todavia, muitas vezes devido ao reduzido tamanho dos fragmentos, estes micro-habitats não são capazes de sustentar populações viáveis de determinada espécie, tornando-se, portanto, um fragmento altamente diversificado e com alta taxa de extinção local (FAHRIG, 2002; BORGES et al. 2004).

As características de forma dos fragmentos florestais possuem íntima relação com o chamado efeito de borda, pois quanto mais irregular a forma de uma mancha florestal, maior a região de contato entre o interior do fragmento e a matriz circundante (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS-FILHO, 2006). Dessa forma, alteração da complexidade de forma dos fragmentos, juntamente com o aumento da área média destes, podem ser os motivos que levaram ao aumento em 64,7% da densidade de borda na bacia do rio Mourão em relação ao valor encontrado em 1991 (Figura 10).

Ferreira et al. (2018) encontrou um valor consideravelmente menor de densidade de borda para uma bacia próxima à região em estudo de 0,0012 m/ha. Se comparado ao valor encontrado para a bacia do rio Mourão (34,4 m/ha em 2016) e desconsiderar as outras características da bacia como área e forma dos fragmentos, o valor encontrado por Ferreria et al. (2018) poderia ser um indicador positivo de menor influencia da borda sobre os fragmentos por apresentar menor quantidade de

área de transição. Contudo, se comparado aos outros fatores (tamanho e forma) dos fragmentos, os resultados da bacia do rio Mourão apresentam menor potencial ao efeito de borda, visto que, a bacia é composta por fragmentos maiores e com menor complexidade de forma.

Assim, a influência que a borda exerce sobre um fragmento pode ser agravado por outras características da estrutura da paisagem, como tamanho e forma dos fragmentos, além da composição e proximidade das matrizes (GROSS, 2017; LAURANCE et al., 2017). Esta última pode ter influências negativas à biodiversidade, já que matrizes abertas como pastagens e culturas temporárias podem apresentar animais que acarretam danos aos processos sucessionais dos espécimes vegetais jovens por predação e pisoteio (MACHADO et al 2008).

As características dos fatores bióticos e abióticos presentes na região de borda desencadeiam uma série de respostas dos elementos que compõem as machas florestais, influenciando diretamente na dinâmica e estrutura da paisagem como um todo (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2017). A região da borda recebe mais intensidade luminosa do que o interior do fragmento, o que faz com que a temperatura média nesta região seja mais elevada e a umidade menor, alterando o microclima (DIDHAM; LAWTON, 1999, HARDWICK et al., 2015). O aumento da radiação solar afeta a composição florística, podendo ocasionar redução na abundância das espécies vegetais (LAURANCE, 1991; EWERS; DIDHAM, 2006; HARDT et al., 2013), interferindo no crescimento, produção de pólen e reprodução de animais (HARTFIELD; PRUEGER, 2015), assim como o predomínio de espécies arbóreas de pequeno porte (MACHADO et al., 2008). Ou ainda, proporcionar melhores condições de suporte para uma maior diversidade β (DIDHAM et al., 1998; MAGURA, 2017), interferindo na interação de espécies animais (ROCHA et al., 2016; SCHNEIDER-MAUNOURY et al., 2016).

Ainda por causa da exposição solar, a região de borda esta sujeita ao adensamento de lianas, podendo provocar impactos negativos por sombreamento a espécies heliófitas próximas a borda (LAURANCE et al., 2000; LAURANCE, 2001; GROSS, 2017).

Maiores regiões de bordas também estão sujeitas de forma negativa à ação de ventos intensos, os quais podem provocar o aumento da mortalidade de várias espécies vegetais por danos mecânicos causados a copa (GROSS, 2017).

A profundidade a ser considerada em relação a borda em direção ao interior do fragmento que é afetado pelo efeito de borda é relativo para cada paisagem e altamente influenciado pelo tamanho do fragmento e características da estrutura da paisagem, como clima, permeabilidade da matriz que circunda os fragmentos e conectividade das manchas florestais. Muitos autores sugerem uma distância média que varia de 50 metros até 300 metros. Por exemplo, Lovejoy et al. (1986) através de um experimento de captura de pássaros em fragmentos na Amazônia por meio de redes instaladas entre 10 metros e 50 metros distantes da borda verificou que em até 50 metros, a diversidade de espécies de pássaros era baixa, se comparado com distâncias superiores. O mesmo autor ainda constatou que a invasão de espécies de borboleta especialistas de borda era mais agressiva nos primeiros 300 metros, pois estas eram competidoras de espaço e recursos mais fortes que aquelas espécies de interior; Laurance (1991), investigando os possíveis efeitos de borda em uma floresta tropical na Austrália, observou que o grau de distúrbio sobre espécies vegetais causado pelo aumento da densidade de lianas foi maior nos primeiros 200 metros de distância da borda. Outro exemplo pode ser dado pelo levantamento bibliográfico de estudos sobre o efeito de borda em fragmentos florestais realizados por Murcia (1995), no qual foi encontrado uma grande variedade de distâncias (de 10 metros até 300 metros) baseando-se em fatores bióticos e abióticos. No entanto, o autor supracitado observou que a maioria dos estudos mostrava que os efeitos eram mais intensos em até 50 metros; o autor conclui ainda que os estudos sobre efeito de borda dever levar em consideração as características de uma espécie como objeto. Da mesma forma, Fontoura, Ganade e Larocca (2006), notaram mudanças na composição, abundância e estrutura de espécies arbóreas em até 50 metros de parcelas de 5m x 5m de Floresta Ombrófila Mista e pastagem no sul do Brasil.

O tamanho das manchas pode ser considerado um dos principais fatores para a análise do efeito de borda, já que a área de um fragmento é responsável por controlar a área de núcleo.

A área de núcleo é a porção do fragmento com menor influencia do exterior do fragmento, e por isso, é a região com maior potencial de preservação das condições originais do bioma local, permitindo o estabelecimento de espécies mais sensíveis às perturbações ambientais (FISHER; LINDENMAYER, 2007).

De maneira geral, o aumento da distância da borda ao interior simulado para o efeito de borda reduz consideravelmente a área de núcleo dos fragmentos florestais para o mesmo ano, como por exemplo, a diminuição de 7,54% (em relação a área florestada total) quando considerada a distância de 50 metros para 0,27% quando considerado 300 metros em 2016 (Tabela 2). Da mesma forma, em 2016, o número total de áreas de núcleo também apresentou redução drástica, passando de 2.361, quando considerado 50 metros de influência do efeito de borda, para 47, quando considerado 300 metros.

Outro fato que pode ser observado pelos dados da tabela 2 é a diferença em porcentagem de área de núcleo ao longo dos anos para diferentes distâncias. Com exceção da faixa de 50 metros que mostrou aumentar sua área de núcleo ao longo dos anos, as demais faixas de distâncias apresentaram diminuição da área de núcleo correspondente entre 1991 e 2016. Essa discrepância entre os dados obtidos para 50 metros e os demais pode ter ocorrido por conta da interferência da complexidade de forma e área dos maiores fragmentos da bacia (maiores que 50 há, Figura 7), uma vez que esses fragmentos corroboram massivamente na soma da área total de núcleo.

Considerando os maiores valores de distância para influência do efeito de borda, essa redução em número e tamanho da área de núcleo pode acarretar consequências negativas à biodiversidade da bacia estudada, visto que, o efeito de borda proporciona o estabelecimento e predomínio de espécies generalistas que podem suprimir as espécies especialistas de centro (LAURANCE et al., 2000; LAURANCE, 2001; ROCHA et al., 2016; SCHNEIDER-MAUNOURY et al., 2016; GROSS, 2017).

Vale ressaltar ainda que todos os dados provenientes do sensoriamento remoto estão sujeitos às interferências ocasionadas por possíveis erros de classificação das imagens, devido a sua resolução espectral (BISSONETTE, 2016; BOYCE et al., 2017). Dessa forma, os diferentes resultados obtidos para os diferentes anos de análise de área de núcleo, bem como os demais índices calculados neste trabalho, podem apresentar variações ocasionadas pela resolução de 30 metros das imagens usadas.

A conectividade entre os fragmentos que compõem a paisagem foi outro parâmetro analisado neste estudo, já que é uma característica responsável por influenciar diretamente a dinâmica das espécies em ambientes fragmentados, sendo

capaz de alterar e interromper o fluxo e a variabilidade genética das espécies a longo prazo (CALEGARI et al., 2010; BOSCOLO; METZGER, 2011).

Assim, pode-se inferir para os fragmentos da bacia do rio Mourão que, ao longo dos anos estudados (de 1991 até 2016), o grau de isolamento da bacia diminuiu, uma vez que, a distância média do vizinho mais próximo reduziu de 139,2 metros em 1991 para 103,6 metros em 2016 (Figura 11). Essa redução da distância representa um aspecto positivo para a conservação da biodiversidade local, garantindo maior movimentação das espécies entre os fragmentos.

Ao comparar a distância média do vizinho mais próximo relatada neste trabalho com os dados de distância reportados por Ferreira et al. (2018), na bacia do rio Alonzo, Paraná, que possui tipologia florestal similar, verifica-se que a bacia do rio Mourão possui um grau de isolamento consideravelmente menor que a bacia do autor supracitado. Segundo o estudo de apresentado por Ferreira et al. (2018), a bacia do rio Alonzo apresentou uma distância média de 344 metros entre os fragmentos, ou seja, aproximadamente três vezes maior que a bacia do rio Mourão.

Nesse contexto, a conectividade dos fragmentos pequenos que compõem a paisagem assumem um importante papel para minimizar o grau de isolamento entre as áreas de floresta nativa (RIBEIRO et al., 2009; FERREIRA et al., 2018), servindo como trampolins ecológicos para a fauna, principalmente pássaros que os usam para descanso, alimentação e reprodução (BOSCOLO et al., 2008; UEZU; BEYER; METZGER, 2008; BARBOSA et al., 2017).

Os efeitos da fragmentação, de maneira geral, tentem a possuir reflexo sobre a biodiversidade a longo prazo e, principalmente em ecossistemas terrestres, esse processo de perda de biodiversidade é mais lento e ocorrem de maneira gradual, sendo notadamente mais visíveis em paisagens que sofreram sucessivos episódios de fragmentação, tanto de ordem natural quanto antrópicos (EWERS; DIDHAM, 2006; MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014). No entanto, fatores que levaram ao aumento da cobertura florestal na bacia podem contribuir para a minimização de tais efeitos negativos sobre a biodiversidade.

6 CONCLUSÃO

A utilização de dados de sensoriamento remoto, como o índice de vegetação NDVI proveniente de imagens de satélite Landsat, e ferramentas de geoprocessamento para o cálculo de métricas de ecologia de paisagem, possibilitaram o mapeamento e análise dos padrões da estrutura da paisagem florestal da bacia do rio Mourão, de 1991 a 2016, de forma rápida, prática e eficiente.

Da mesma forma, o uso de métricas de ecologia de paisagem forneceu resultados robustos sobre as mudanças na estrutura dos fragmentos florestais ao longo dos anos, bem como da situação atual do processo de fragmentação da bacia, viabilizando um estudo comparativo temporal da cobertura florestal.

Todavia, são necessários mais estudos que tragam informações a respeito da estrutura da floresta, como levantamentos de parâmetros fitossociológicos, que possam indicar com maior grau de certeza os efeitos de borda na estrutura florestal, bem como demonstrar de forma mais específica os efeitos da fragmentação na composição populacional dos remanescentes da Mata Atlântica.

Em um contexto geral, os dados obtidos neste trabalho sugerem que os fragmentos florestais da bacia do rio Mourão passam por um processo de expansão e diminuição do grau de isolamento entre eles se comparado com 1991. Contudo, a bacia ainda apresenta um elevado estado de fragmentação, pois mais de 97% da atual cobertura florestal é composta por fragmentos menores que 50 ha, com formas mais irregulares. Devido a isto, conclui-se que, consoante à distância assumida para considerações sobre o efeito de borda, a grande maioria dos fragmentos podem estar sob completa influência deste efeito, apresentando reduzidas áreas de núcleo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. et al. Landscape metrics applied to formerly reclaimed saltmarshes: A tool to evaluate ecosystem services? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 181, p. 100–113, 2016.
- ALMEIDA-GOMES, M. et al. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 195, p.89-96, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.025>.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, [s.l.], v. 93, n. 12, p.2560-2569, dez. 2012. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.1890/11-2054.1>.
- BARBOSA, K. V. C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [s.l.], v. 15, n. 1, p.42-46, jan. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2016.11.001>.
- BAUM, K. A et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, [s.l.], v. 85, n. 10, p. 2671–2676, 2004.
- BISSONETTE, J. A. Avoiding the scale sampling problem: A consistent solution. **The Journal Of Wildlife Management**, [s.l.], v. 81, n. 2, p.192-205, 4 nov. 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/jwmg.21187>.
- BORGES, L. R. F. et al. Inventário de Fragmentos Florestais Nativos e Propostas para seu Manejo e o da Paisagem. **Cerne**, Lavras, v. 10, n. 1, p. 22-38, 2004.
- BOSCOLO, D. et al. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.273-276, maio 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00409.x>.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, [s.l.], v. 34, n. 6, p.1018-1029, 7 mar. 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06763.x>.
- BOYCE, M. S. et al. Defining Landscapes and Scales to Model Landscape–Organism Interactions. **Current Landscape Ecology Reports**, [s.l.], p.1-7, set. 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s40823-017-0027-z>.
- CALEGARI, L. et al. Analysis of the dynamics of forest fragments in the city of Carandaí, MG, for forest restoration. **Revista Árvore**, [s.l.], v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.
- CASTILLO, E. M. D EL et al. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). **Applied Geography**, [s.l.], v. 62, p. 247–255, 2015.

COLLINGE, S. K. **Ecology of fragmented landscapes**. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 2009.

COLLINGE, S. K.; PALMER, T. M. The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 17, n. 7, p.647-656, out. 2002.

COLLINS, C. D. et al. Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, [s.l.], v. 40, n. 1, p. 119–130, 2017.

COSTA, R. L. et al. Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, [s.l.], v. 82, p.93-100, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.006>.

DIDHAM, R. K. et al. BEETLE SPECIES RESPONSES TO TROPICAL FOREST FRAGMENTATION. **Ecological Monographs**, [s.l.], v. 68, n. 3, p.295-323, ago. 1998. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0295:bsrttf\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0295:bsrttf]2.0.co;2).

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments1. **Biotropica**, [s.l.], v. 31, n. 1, p.17-30, mar. 1999. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00113.x>.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, [s.l.], v. 81, n. 01, p.117-142, 1 dez. 2006. <http://dx.doi.org/10.1017/s1464793105006949>.

FAHRIG, L. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. **Ecological Applications**, [s.l.], v. 12, n. 2, p.346-353, abr. 2002. <http://dx.doi.org/10.2307/3060946>.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu Rev Ecol Evol Syst**, [s.l.], v. 34, p. 487–515, 2003.

FERREIRA, I. J. M.; COUTO, E. V. ; VIEIRA, L. M. LANDSCAPE ECOLOGY ANALYSIS OF MATA ATLANTICA'S PATCHES FROM SOUTH BRAZIL USING FREE GIS. 2016. In: III SEMANA LATINOAMERICANA DE PERCEPCION REMOTA.LANDSCAPE, Santiago – Chile, 2016. **Anais...** Santiago – Chile, 2016

FERREIRA, I. J. M., et al. SPATIAL DIMENSION LANDSCAPE METRICS IN REMNANTS OF ATLANTIC FOREST IN PARANÁ STATE, BRAZIL. **Acta Scientiarum. Technology (Online)**, v. 40, n.2, abr/jun 2018.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology And Biogeography**, [s.l.], v. 16, n. 3, p.265-280, maio 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>.

FLETCHER JUNIOR, R. J. et al. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? **Canadian Journal Of Zoology**, [s.l.], v. 85, n. 10, p.1017-1030, out. 2007.

FONTOURA, S. B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, [s.l.], v. 29, n. 1, p.79-91, mar. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042006000100008>.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 259, n. 3, p. 410–417, 2010.

GANDHI, G. M. et al. Ndvi: Vegetation Change Detection Using Remote Sensing and Gis - A Case Study of Vellore District. **Procedia Computer Science**, [s.l.], v. 57, p. 1199–1210, 2015.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 91, n. 2–3, p. 223–229, 1999.

GLUFKE, C.; FINGER, C. A. G.; SCHNEIDER, P. R. Crescimento de Pinus Elliottii Engelm Sob Diferentes Intensidades de Desbaste. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 7, n. 1, p.11-25, 1997.

GROSS, M. Brazil's fragmented forests. **Current Biology**, [s.l.], v. 27, n. 14, p.681-684, jul. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2017.07.001>.

HARDT, E. et al. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. **Landscape And Urban Planning**, [s.l.], v. 120, p.59-69, dez. 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.014>.

HARDWICK, S. R. et al. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural And Forest Meteorology**, [s.l.], v. 201, p.187-195, fev. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.010>.

HARPER, K. A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 19, n. 3, p.768-782, jun. 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>.

HATFIELD, J. L.; PRUEGER, J. H. Temperature extremes: Effect on plant growth and development. **Weather And Climate Extremes**, [s.l.], v. 10, p.4-10, dez. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR LANDSCAPE ECOLOGY. New IALE Working Group: Spatial Analysis of Organisms in the Environment. **IALE Bulletin**, [s.l.], v. 34, n. 1, p. 1–11, 2016.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ - ITCG. **Formações fitogeográficas**. 2009. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Fitogeografico_A3.pdf>. Acesso em: 01 mai. 2017.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ - ITCG. **Dados e informações geoespaciais temáticos**. 2017. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9>> Acesso em: 01 mai. 2017.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – IPARDES. **PERFIL DA MICRORREGIÃO GEOGRÁFICA DE CAMPO MOURÃO**. 2017. Disponível em: http://www.ipardes.gov.br/perfil_municipal/MontaPerfil.php?codlocal=605&btOk=ok. Acesso em 16 nov 2017.

IRONS, J. R.; DWYER, J. L.; BARSÍ, J. A. The next Landsat satellite: The Landsat Data Continuity Mission. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 122, p. 11–21, 2012.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em Recursos Terrestres**. Tradução de J. C. N. Epiphânio. São José dos Campos, SP: Parênteses, 598 p. (Prentice Hall Series in Geographic Information Science) Tradução de: Remote Sensing of the environment: an earth resource perspective. 2011.

KLINK, C. A.; MACHADO, R B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 19, n. 3, p.707-713, jun. 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 57, n. 2, p.205-219, 1991. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90139-z](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(91)90139-z).

LAURANCE, W. F et al. Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, [s.l.], v. 404, n. 6780, p.836-836, 20 abr. 2000. <http://dx.doi.org/10.1038/35009032>.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Forest loss and fragmentation in the Amazon. **Oryx**, [s.l.], v. 34, n. 1, p. 39–45, 2000.

LAURANCE, W. F. et al. RAIN FOREST FRAGMENTATION AND THE STRUCTURE OF AMAZONIAN LIANA COMMUNITIES. **Ecology**, [s.l.], v. 82, n. 1, p.105-116, jan. 2001. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0105:rffats\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0105:rffats]2.0.co;2).

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 2, n. 10, 2007.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, [s.l.], p.1-25, 30 maio 2017.
<http://dx.doi.org/10.1111/brv.12343>.

LEAL, I. R. et al. Proliferação de Herbívoros em Bordas de Florestas. In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu - MG. **Anais...** Caxambu - MG, p. 1–2, 2007.

LIMA, J. R. et al. Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation. **Biotropica**, [s.l.], v. 47, n. 3, p.369-376, 12 fev. 2015.
<http://dx.doi.org/10.1111/btp.12205>.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 278, p. 80–89, 2012.

LOEBMANN, W.; VICENTE, L. E.; VICTORIA, D. D. C. Interpretação de alvos a partir de imagens de satélite de média resolução espacial. **Circular Técnica**. EMBRAPA: Campinas, SP, p. 1–24, 2012. ISSN 1414-4182.

LOUREIRO, W. **CONTRIBUIÇÃO DO ICMS ECOLÓGICO À CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO ESTADO DO PARANÁ**. 2002. 205 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LOVEJOY, T.E. et al. **Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments**. In: Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity (Soule, M.E., ed.), pp. 257-285, 1986.

LOVELAND, T. R.; DWYER, J. L. Landsat: Building a strong future. **Remote Sensing Of Environment**, [s.l.], v. 122, p.22-29, 2012.

MAACK, R. Notas preliminares sobre clima, solos e vegetação do Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 2, p. 102-200, 1948.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba, Livraria José Olympio, 1968. 450 p.

MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Forty-year calibrated record of earth-reflected radiance from Landsat: A review. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 122, p. 30–40, 2012.

MACHADO, R. B. et al. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF, 22 p., 2004.

MACHADO, E. L. et al. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, [s.l.], v. 31, n. 2, p.287-302, jun. 2008.
<http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042008000200011>.

MAGURA, T. Ignoring functional and phylogenetic features masks the edge influence on ground beetle diversity across forest-grassland gradient. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 384, p.371-377, jan. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.056>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. **Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service**, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 1995.

MCGARIGAL, K. **Fragstats help, Version 4**. University of Massachusetts, Amherst, 182 p., abr. 2015.

MELO, E. T.; SALES, M. C. L.; OLIVEIRA, J. G. B. Aplicação Do Índice De Vegetação Por Diferença Normalizada (Ndvi) Para Análise Da Degradação Ambiental Da Microbacia Hidrográfica Do Riacho Dos Cavalos, Crateús-Ce. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, [s.l.], v. 23, p. 520–533, 2011.

METZGER, J. P. O Que É Ecologia De Paisagens? **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 1, n. 12, p. 1–9, 2001.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009.

MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; MONTIEL, S. Patch Size and Isolation Predict Plant Species Density in a Naturally Fragmented Forest. **Plos One**, [s.l.], v. 9, n. 10, p.1-7, 27 out. 2014. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0111742>.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends In Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 10, n. 2, p.58-62, fev. 1995. [http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)88977-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(00)88977-6).

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: Does the matrix matter? **Oikos**, [s.l.], v. 105, n. 1, p. 3–14, 2004.

MYERS, N. Threatened biotas. **The Environmentalist**, [s.l.], v. 8, n. 3, p.187-208, set. 1988. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02240252>.

MYERS, N. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. **The Environmentalist**, [s.l.], v. 10, n. 4, p.243-256, dez. 1990. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02239720>.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s.l.], v. 403, n. 6772, p.853-858, fev. 2002. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

OLIVEIRA, F. P. DE et al. Mapeamento de florestas monodominadas por Myracrodruon urundeuva com imagens TM - landsat 5 e rapideye. **Floresta e Ambiente**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 322–333, 2015.

PAHLEVAN, N. et al. Landsat 8 remote sensing reflectance (Rrs) products: Evaluations, intercomparisons, and enhancements. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 190, p. 289–301, 2017.

PAROLIN, M. et al. Bacias Hidrográficas do Paraná. In: PAROLIN, M.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; LEANDRINI, J. A. **Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no Estado do Paraná**. Campo Mourão: Editora da Fecilcam, 2010. Cap. 3. p. 59-104.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat "edge". **Wildlife Society Bulletin**, [s.l.], 171-173, 1975.

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA-FILHO, A.t.; LEMOS-FILHO, J. P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity And Conservation**, [s.l.], v. 16, n. 6, p.1761-1784, 27 out. 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-006-9063-4>.

REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity And Conservation**, [s.l.], v. 24, n. 9, p.2255-2272, 19 ago. 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y>.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RICKETTS, T. H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, [s.l.], v. 158, n. 1, p. 87–99, 2001.

ROCHA, J. G. **Modelagem de Conhecimento e Métricas de Paisagem para Identificar e Analisar Padrões Espaciais em Ambiente de Caatinga**. 2011, 146 f. Dissertação (Mestrado) - Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

ROCHA, R. et al. Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 1, p.31-45, 25 jul. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0425-3>.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciência & Ambiente**. Santa Maria, v.24, n.1, p.75-92, 2002.

ROSSI, A. **ICMS ECOLÓGICO SOB O ENFOQUE DA TRIBUTAÇÃO VERDE COMO MEIO DA SUSTENTABILIDADE ECONÔMICA E ECOLÓGICA: EXPERIÊNCIA DO PARANÁ**. 2010. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Contábeis, Fundação Instituto Capixaba de Pesquisas em Contabilidade, Economia e Finanças, Vitória, 2010.

ROUSE, W. et al. **Monitoring Vegetation Systems in The Great Plains with Ertis. Texas: 1974.**

ROY, D. P. et al. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, [s.l.], v. 145, p. 154–172, 2014.

RUDEL, T. K.; BATES, D.; MACHINGUIASHI, R. A Tropical Forest Transition? Agricultural Change, Out-migration, and Secondary Forests in the Ecuadorian Amazon. **Annals Of The Association Of American Geographers**, [s.l.], v. 92, n. 1, p.87-102, mar. 2002. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8306.00281>.

SCHNEIDER-MAUNOURY, L. et al. Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 200, p.207-215, ago. 2016.

SCHULTZ, M. et al. Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s.l.], v. 52, , p. 318–327, 2016.

SERRA, E. OS PRIMEIROS PROCESSOS DE OCUPAÇÃO da TERRA E A ORGANIZAÇÃO PIONEIRA DO ESPAÇO AGRÁRIO NO PARANÁ. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 10, n. 1, p.61-93, 1992.

SILVA, R. F. B. et al. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, [s.l.], v. 69, n. 1, p.80-93, 24 maio 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA. São Paulo. **Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais**, p. 1–61, 2014.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology And Management**, [s.l.], v. 257, n. 4, p.1219-1230, 2009.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 576 p. 2010.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity And Conservation**, [s.l.], v. 17, n. 8, p.1907-1922, 25 jan. 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat 5 History**. 2017a. Disponível em: <<https://landsat.usgs.gov/landsat-5-history>> Acessado em 31 abr. 2017.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat 7**. 2017b. Disponível em: <<https://landsat.usgs.gov/landsat-7-history>>. Acessado em 31 abr. 2017.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 6, p.1191-1200, jun. 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>.

VIÑA, A. et al. Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3468–3478, 2011.

WULDER, M. A.; MASEK, J. G. Preface to Landsat Legacy Special Issue: Continuing the Landsat Legacy. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 1, 2012.