

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

ANGÉLICA LARA PEREIRA DA SILVA

**ANÁLISE DA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS NA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO PARQUE NACIONAL DOS
CAMPOS GERAIS, PARANÁ.**

CAMPO MOURÃO

2021

ANGÉLICA LARA PEREIRA DA SILVA

**ANÁLISE DA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS NA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO PARQUE NACIONAL DOS
CAMPOS GERAIS, PARANÁ.**

**ANALYSIS OF THE SPACE-TIME DYNAMICS OF FOREST FRAGMENTS IN THE
CAMPOS GERAIS PARK NATIONAL CONSERVATION UNIT, PARANÁ.**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Campo Mourão.

Orientador Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto
Coorientador: Prof. Dr. José Hilário DelConte Ferreira

CAMPO MOURÃO

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

ANGÉLICA LARA PEREIRA DA SILVA

**ANÁLISE DA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS NA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO PARQUE NACIONAL DOS
CAMPOS GERAIS, PARANÁ.**

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

Data de aprovação: 29 de Novembro de 2021.

Edivando Vitor do Couto
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

José Hilário Delconte Ferreira
Doutorado em Ecologia
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Raquel de Oliveira Bueno
Pós-Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Paulo Agenor Bueno
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

CAMPO MOURÃO

2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por Seu amor incomparável e fiel que me sustentou e conduziu durante a minha graduação, por sua infinita misericórdia que me deu forças para sempre recomeçar e realizar meus sonhos. Agradeço à minha mãe Nossa Senhora por sempre ser meu amparo e porto-seguro.

À minha família, em especial meus pais Marco Antônio, Rosângela e irmão, Matheus, que tanto me amam e me acolhem, e deram o melhor para que eu pudesse concluir com sucesso essa etapa da minha vida.

Aos meus tios e tias, Simone, Marta, Magda, Sidnei, Elias, Cida e Neuza e aos meus avós, que sempre torceram muito por mim e me deram muita força.

À todos os amigos que conheci através do Ministério Universidades Renovadas e foram um sinal de luz na minha caminhada: Maria Clara, Danielle, Aurora, Lucas Oliveira, Gabriela, Hugo, Gabriel, Mayele, Angélica, Daniela, Murilo, Ana Carla, Wellington.

À todos os amigos que estiveram presentes durante a minha graduação e foram verdadeiros instrumentos de Deus: Aline, Sofia, Cássia, Karolina, Edmar, Ione, Andrew, Bruno.

Ao meu professor orientador Edivando Vitor do Couto, que com muito amor e paciência me auxiliou durante este período de conclusão de curso, partilhando conhecimento e disposição para me ouvir, me aconselhando sempre que necessário.

Ao meu co-orientador, José Hilário, que sempre esteve disponível para me auxiliar através de seu conhecimento e conselhos.

Ao Ministério Universidades Renovadas, que me ajudou a encontrar o verdadeiro Sentido da vida durante a graduação.

Às irmãs Carmelitas de Campo Mourão que me ampararam tanto e cuidaram de mim.

RESUMO

A avaliação da fragmentação florestal da paisagem é fundamental para compreender os efeitos de processos naturais e antrópicos como também direcionar ações voltadas ao manejo florestal. A Unidade de Conservação Parque Nacional dos Campos Gerais (Paraná) foi criada para proteger os Campos Gerais e capões de Floresta Ombrófila Mista que apresentam uma grande biodiversidade e se encontram em estado de degradação. A área, porém, passa por impasses relativos a gestão de território, possuindo usos não permitidos para a sua categoria de manejo e além da ausência de um Plano de Manejo, já ocorreram conflitos políticos questionando a importância do local. Desta forma, estudos de escalas multitemporais são relevantes para entender se a Unidade de Conservação têm ajudado na preservação de seus remanescentes florestais, assim como prever tendências de mudanças e identificar oportunidades de melhoria. Através do uso de Métricas de Paisagem e a geração de um Índice de Qualidade Ambiental, foi possível examinar os usos da terra da área e a dinâmica dos fragmentos florestais. Utilizou-se os softwares QGIS e FRAGSTATS para a reclassificação dos mapas, cálculo das métricas de paisagem e cálculo da Qualidade dos fragmentos. De 1986 à 2019 as classes Floresta Natural e Agropecuária diminuíram sua área de ocupação no Parque Nacional dos Campos Gerais, enquanto que as classes Formação Natural não Florestal e a Silvicultura aumentaram. A análise ocorreu nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019, e apesar da classe Floresta Natural ter diminuído neste período, verificou-se a ocorrência de sua restauração, que teve grandes declínios em sua área de ocupação de 1986 à 1996 (504,36 ha), e provavelmente está passando por um processo de transição, de acordo com os resultados atestados de 2006 à 2019. As métricas indicam um aumento no número de fragmentos de 2006 à 2019, e uma diminuição da distância entre os mesmos. Ao mesmo tempo, o Índice de Qualidade indicou um aumento no número de fragmentos de Qualidade Média à Alta, apesar da diminuição de tamanho dos fragmentos pertencentes a esta classe, evidenciando que a transição tenha ocorrido pelo aumento no número de pequenos fragmentos e recuperação dos mesmos no local.

Palavras-chave: análise da paisagem; transição florestal, Unidade de Conservação.

ABSTRACT

The assessment of the landscape's forest fragmentation is essential to understand the effects of natural and anthropogenic processes, as well as direct actions aimed at forest management. The Campos Gerais National Park Conservation Unit (Paraná) was created to protect the Campos Gerais and clumps of the Mixed Ombrophilous Forest, which has a great biodiversity and is in a state of degradation. The area, however, is going through impasses related to the management of the territory, having uses that are not related to its management category and, in addition to the absence of a Management Plan, political conflicts have already occurred, questioning the importance of the site. In this way, studies of multitemporal scales are relevant to understand a Conservation Unit and have helped in the preservation of its forest remnants, as well as predicting changing trends and identifying opportunities for improvement. Through the use of Landscape Metrics and the generation of an Environmental Quality Index, it was possible to examine the land uses of the area and the dynamics of the forest fragments. QGIS and FRAGSTATS software were used to reclassify maps, calculate landscape metrics and calculate the quality of fragments. From 1986 to 2019, the Natural Forest and Agriculture classes decreased their area of occupation in the Campos Gerais National Park, while the Non-Forest Natural Formation and Forestry classes increased. The analysis took place in 1986, 1996, 2006, 2016 and 2019, and despite the fact that the Natural Forest class decreased in this period, there was an occurrence of its restoration, which had large declines in its occupied area from 1986 to 1996 (504, 36 ha), and is probably undergoing a transition process, according to the results attested from 2006 to 2019. The metrics indicate an increase in the number of fragments from 2006 to 2019, and a decrease in the distance between them. At the same time, the Quality Index indicated an increase in the number of Medium to High Quality fragments, despite the decrease in the size of fragments belonging to this class, showing that the transition occurred due to the increase in the number of small recovery fragments and none of them place.

Palavras-chave: landscape analysis; forest transition, Conservation Unit.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo de ocorrência de processo de fragmentação, município de Cadiz, EUA.	23
Figura 2 - Elementos básicos que compoem a paisagem: Matriz, Corredor e Mancha.	25
Figura 3 - Localização do Parque Nacional dos Campos Gerais.	29
Figura 4 - Esquema metodológico da pesquisa.	35
Figura 5- Evolução das classes Floresta Natural, Formação Natural não Florestal, Agropecuária e Silvicultura no Parque Nacional dos Campos Gerais de 1986 a 2019.	38
Figura 6- Evolução da classe Floresta Natural no Parque Nacional dos Campos Gerais.	39
Figura 7- Quantidade de fragmentos florestais nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	40
Figura 8- Quantidade de fragmentos florestais nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	41
Figura 9 – Área Média dos fragmentos (m ²) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	41
Figura 10 - Comprimento total de borda (m ²) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	42
Figura 11 - Densidade de borda (m/ha) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	42
Figura 12 - Número de fragmentos por Índice de Forma nos anos de nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.	43
Figura 13 - Porcentagem ocupada pelo maior fragmento x Porcentagem ocupada pela classe florestal na paisagem.	44
Figura 14 - Média da Distância Euclidiana do Vizinho mais Próximo entre os fragmentos florestais.	44
Figura 15 - Evolução da Qualidade Ambiental da classe florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais.	45
Figura 16 - Quantidade de Área Florestal para cada Intervalo de classe de Qualidade Ambiental.	46

Figura 17 - Número de fragmentos por intervalo de classe de Qualidade Ambiental da vegetação florestal.47

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	10
2.1 Objetivo Geral.....	10
2.2 Objetivos Específicos	10
3 JUSTIFICATIVA	10
4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
4.1 Mata Atlântica	12
4.2 MapBiomas	14
4.3 Unidades de Conservação.....	15
4.3.1 Desafios	17
4.3.2 Avanços.....	19
4.4 Parque Nacional dos Campos Gerais.....	20
4.5 Fragmentação Florestal	23
4.6 Métricas de paisagem	24
4.7 Sistema de Informação Geográfica	26
4.8 Lógica Fuzzy	27
5 METODOLOGIA	28
5.1 Caracterização da área de estudo.	28
5.2 Procedimentos Amostrais	30
5.2.1 Composição do banco de dados	30
5.2.2 Exportação e reclassificação.....	30
5.2.3 Seleção e Cálculo das Métricas de Paisagem	30
5.2.4 Normalização e análise de dados	34
6 RESULTADOS	36
6.1 Uso da terra	36
6.2 Métricas de Paisagem	38
6.3 Qualidade Ambiental da vegetação florestal	45
7. DISCUSSÃO	47
7.1 Uso do Solo	47
7.2 Classe Florestal (Nativa).....	50
7.3 Qualidade Ambiental da Vegetação Floresta Natural	55
8 CONCLUSÃO	58

REFERÊNCIAS.....	60
------------------	----

1 INTRODUÇÃO

A análise da distribuição da vegetação nativa no planejamento territorial pode evitar impactos resultantes do processo de fragmentação florestal sobre os ecossistemas, visto que a preservação da biodiversidade depende da manutenção estrutural e funcional do habitat (GANGADHARAN; VAIDYANATHAN; CLAIR, 2017; VILLARD; METZGER, 2014). Além de impedir efeitos negativos, o estudo da dinâmica da vegetação de um local pode indicar a eficácia de instrumentos legais, contribuindo também para entendimento de padrões de biodiversidade em biomas muito heterogêneos e dinâmicos, como a Mata Atlântica (SILVA *et al.*, 2016; TOMADON *et al.* 2019).

Pesquisas recentes tem mostrado que nas últimas décadas a Mata Atlântica está passando por um processo de transição de perda de áreas de floresta (desmatamento maior que regeneração) para um ganho florestal (regeneração maior que desmatamento) (COSTA *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2019; REZENDE *et al.*, 2015), efeito da aplicação da legislação ambiental e criação de áreas protegidas, consideradas essenciais para a conservação de habitats e espécies, pois ajudam na retenção de florestas, reduzem o desmatamento, a perda de carbono e a ocorrência de incêndios (DEFRIES *et al.*, 2005; GELDMANN *et al.*, 2013; GRAY *et al.*, 2016; SCHARLEMANN *et al.*, 2010).

No entanto, há algumas dúvidas sobre o sucesso dessas áreas, pois muitas ainda apresentam impasses relacionados a usos indevidos, gerando declínios na abundância de animais e plantas e tornando ineficaz os objetivos de conservação e recuperação estabelecidos para as mesmas (ICMBIO, 2020; GELDMANN; JOPPA; BURGESS, 2014). A exemplo, tem-se o Parque Nacional dos Campos Gerais, uma Unidade de Conservação criada em 2006 que, de acordo com a Lei Federal Nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000), admite apenas usos indiretos de recursos naturais, isto é, que não envolvam consumo, coleta, dano ou destruição. No entanto, a mesma Unidade de Conservação, ainda apresenta controvérsias relativas a falta de indenização de particulares e outros usos antrópicos indevidos como pecuária extensiva, cultivo de grãos, monocultivos de pinus, pesca e caça (OLIVEIRA, 2018).

Mediante o exposto, esse trabalho tem o objetivo de verificar se a criação da Unidade de Conservação Parque Nacional dos Campos Gerais tem permitido a

restauração de fragmentos florestais em seu território, avaliando a classe florestal nativa através de métricas de paisagem e de um índice de qualidade ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito da criação do Parque Nacional dos Campos Gerais nos fragmentos florestais através da aplicação de índices de paisagem e de um índice de qualidade ambiental.

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar o uso e cobertura da terra na do Parque Nacional dos Campos Gerais nos anos 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.
- Aplicar índices de paisagem nos fragmentos florestais.
- Utilizar o resultado de alguns índices para compor um índice de qualidade de vegetação e aplica-lo nos fragmentos.
- Analisar a variação temporal da dinâmica dos fragmentos florestais e examinar a qualidade da vegetação.
- Diagnosticar se criação da Unidade de Conservação tem melhorado a qualidade ambiental dos fragmentos de vegetação.

3 JUSTIFICATIVA

Embora as Unidades de Conservação visem a proteção de paisagens naturais e recuperação de ecossistemas degradados, áreas como o Parque Nacional dos Campos Gerais tem passado por pressões diversas como o avanço da agropecuária, a ausência de um Plano de Manejo e até mesmo objeções políticas (G1, 2019), condições que podem comprometer a qualidade da gestão de Unidades de Conservação, que de acordo com Pacheco, Neves e Fernandes (2018), se mostrou deficitária em grande parte dessas áreas presentes no Brasil, gerando impactos em paisagens locais.

Tendo em vista que um mau planejamento e a gestão inadequada de uma área podem comprometer sua eficiência e colocar em risco os esforços de conservação (CASTRO- ARELLANO *et al.*, 2007), é fundamental averiguar se os objetivos estabelecidos para a área estão sendo de fato cumpridos.

A análise do cumprimento de objetivos especificados no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Lei Nº 9.985 /2000) (BRASIL, 2000) como a proteção de paisagens naturais pode ser realizada através de índices que permitem o conhecimento sobre o estágio de fragmentação florestal da paisagem e geram atitudes de melhoria no que se refere a preservação da área, incitando a busca por causas pelas quais a restauração de habitats não está acontecendo e fornecendo subsídios para a aplicação de políticas conservacionistas (BARRETO *et al.* 2010).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica tem uma história de transformações intensas e danosas desde o século XV devido a diferentes ciclos econômicos (extração de madeira, cana-de-açúcar e plantações de café até o final do século 19), seguido por processos de urbanização e industrialização, e mais recentemente, a expansão da pecuária extensiva (CAMPOS, 2011; MAIOLI *et al.*, 2020; YOUNG, 2006).

Até a década de 1970, a legislação brasileira tinha como finalidade principal a manutenção de bens de interesse público como madeira, peixes, recursos hídricos, a navegabilidade de rios e o impedimento de conflitos entre comunidades pelo uso de determinado recurso natural, não oferecendo mecanismos para uma efetiva proteção da biodiversidade da Mata Atlântica (CAMPANILI, SCHAFFER, 2010).

A legislação de proteção à Mata Atlântica, que se restringia ao Código Florestal fundamentado na Lei Federal nº4771/65 (BRASIL, 1965) condicionava o direito de particulares sobre florestas nativas em suas propriedades e limitava o uso de florestas presentes a margens de corpos d'água como morros, encostas íngremes. Com isso, foram criadas as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as áreas de Reserva Legal (RL). No entanto, de acordo com CAPOBIANCO(1997), a referida Lei tinha como finalidade apenas a manutenção de estoque de madeira para o futuro, não visando a preservação de um bioma específico e de sua biodiversidade.

Em 1988, a Mata Atlântica foi reconhecida como Patrimônio Nacional conforme a Constituição da República Federativa do Brasil (1988) em seu Art. 225:

A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais (BRASIL, 1988).

Esse “título” conferiu à vegetação uma importância ambiental e social, atribuindo a utilização de seus recursos com responsabilidade e compromisso com as futuras gerações.

O Decreto Federal nº 750/93 (BRASIL, 1993), instrumento posterior à Constituição que interferiu na preservação do bioma, definiu legalmente os termos da

proteção para os ecossistemas integrantes desse domínio, delimitando a Mata Atlântica brasileira e seus ecossistemas associados e determinando que as interferências neste bioma como corte ou perturbação requerem permissão prévia por parte da agência governamental competente, que resultaram na diminuição do desmatamento da Mata Atlântica de 107.286 ha/ano (1985) para 85.190 ha/ano (2000) (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). Apesar de, segundo Capobianco (1997), a destruição do bioma de 1990 a 1995 ter sido muito alta equivalendo a 714 mil campos de futebol - três vezes maior do que a Amazônia no mesmo período.

Na tentativa de frear o avanço da fragmentação e destruição da biodiversidade, se estabeleceu a criação as áreas protegidas para assegurar a conservação biológica global, repercutindo no Brasil através das Unidades de Conservação (BRASIL, 2000), que, em conjunto, conservariam áreas extensas de floresta através de mosaicos - áreas extensas de floresta, que por meio de conexões potencializam o fluxo de genes, compatibilizam a presença da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional (SILVA *et al.*, 2016).

Após a criação do SNUC (BRASIL, 2000), foi aprovada a Lei nº11.428/2006 (BRASIL, 2006) conhecida como Lei da Mata Atlântica, que dispõe sobre a utilização e proteção da sua vegetação nativa e representou um grande avanço para o bioma (Silva *et al.* 2016).

O objetivo da referida Lei é a preservação do restante de remanescentes de vegetação nativa da Mata Atlântica no país, criando meios para que a floresta e os ecossistemas associados voltem a crescer onde hoje estão praticamente extintos, e regularem também a conservação, proteção, regeneração e utilização de remanescentes de vegetação nativa em todos os estágios (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). A Lei não proibiu o corte de vegetação ou ocupação de áreas, mas criou critérios rígidos para tanto. O princípio por ela adotado é tornar as áreas mais conservadas protegidas, enriquecer áreas degradadas e restringir usos intensos a áreas abertas, para evitar o avanço sobre os remanescentes de vegetação nativa em melhor estado de conservação (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010).

Em 2012, o novo Código Florestal ou Lei de Proteção da Vegetação Nativa, fundamentado na Lei Federal nº12.651/12 (BRASIL, 2012), regulamentou o uso e a proteção de florestas e demais tipos de vegetação nativa dos imóveis rurais privados, sendo seus dois mecanismos, as reservas legais e as Áreas de Proteção Permanente presentes em áreas particulares, encobrindo alguns pontos definidos na Lei da Mata

Atlântica. O novo Código (BRASIL, 2012) diminuiu a abrangência das áreas de Reserva Legal, isentando proprietários de propriedades com menos de quatro módulos fiscais de tê-las, e reduziu também o tamanho das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) em propriedades do mesmo tamanho.

Segundo Silva *et al.* (2016), a Lei nº12.651/12 (BRASIL, 2012) diminuiu a extensão das áreas a serem recuperadas e mantidas pelos proprietários de terra em várias regiões brasileiras, sendo a Mata Atlântica a região brasileira mais afetada negativamente pelas novas regras de proteção e recuperação das Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal (SOARES-FILHO *et al* 2014).

4.2 MapBiomias

O Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomias) é um projeto multi-institucional envolvendo universidades, Organizações Não Governamentais (ONGs) e empresas de tecnologia, que anualmente realizam o mapeamento da cobertura e uso da terra do Brasil a partir de 1985 e disponibilizam os dados e mapas de forma aberta e gratuita (MAPBIOMAS, 2020a).

O MapBiomias Alerta, uma iniciativa do projeto MapBiomias, tem acompanhado as transformações ocorridas na Mata Atlântica, validando e refinando alertas de desmatamento com imagens de alta resolução (MAPBIOMAS, 2020a). Em seu último Relatório, publicado em 11 de Junho de 2021, foi identificado um preocupante aumento do desmatamento em todos os biomas brasileiros, com 13.853 km² de perda de vegetação nativa, identificando uma perda total de 23.873 hectares para a Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2020b). De acordo com o relatório, há ainda 27,3% de cobertura florestal original preservada, somando-se todos os fragmentos jovens e maduros maiores que meio hectare, independente do seu estado de conservação (MAPBIOMAS, 2020b).

Após um período de altas taxas de desmatamento entre 1985 a 1990, a cobertura manteve-se praticamente estável nos últimos 30 anos. No entanto, isso ocorreu devido a perda de florestas maduras e a regeneração de florestas mais jovens. Entre 1985 e 2020 a perda de vegetação primária foi de 10 milhões de hectares, e a área de vegetação secundária ganhou 9 milhões de hectares (MAPBIOMAS, 2021).

A maior parte dos remanescentes da Mata Atlântica estão fragmentados em áreas menores que 50 hectares, e 50% encontra-se em terras privadas, distribuídos de forma desigual pelo país. Ainda, de acordo com Lima et al. (2020), os fragmentos florestais que resistiram ao desmatamento perderam 25% a 32% de sua biomassa potencial e 23 a 31% da sua biodiversidade e as manchas mais preservadas encontram-se dentro de Unidades de Preservação de cunho Integral (PINTO; MARTINEZ, 2021).

4.3 Unidades de Conservação

No ano 2000, a Mata Atlântica foi considerada um *hot-spot* de biodiversidade, uma vez que abriga muitas espécies endêmicas e ameaçadas. A devastação intensa de mais de 88% de sua área original causada pela ocupação humana nos últimos séculos (Ribeiro *et al.* 2009), evidencia a necessidade urgente de estratégias de conservação para esse bioma no Brasil (MYERS *et al.* 2002).

Além da preservação da rica biodiversidade aquática e terrestre, a conservação do bioma atlântico é pautada pela necessidade da manutenção de ciclos ambientais gerais e a contribuição econômica através da geração de produtos alimentícios, farmacêuticos e de uso industrial derivados da fauna e da vegetação, que podem vir a contribuir diretamente para a vida humana (ICMBIO, 2020).

Uma das estratégias reconhecidas como eficientes na preservação de habitats é o estabelecimento de áreas protegidas (BALMFORD *et al.* 2002; BRUNER *et al.*, 2001; SINCLAIR *et al.*, 2002) que mantem estoques básicos dos recursos naturais em diversos tipos de ecossistemas e garantem que os processos ecológicos se mantenham a longo prazo (ICMBIO, 2020).

Segundo a *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), corpo de referência reconhecido internacionalmente no campo de áreas protegidas, essas devem representar a variedade de tipos de ecossistemas em um país (ou região ou outra área definida), zelando pela manutenção da estabilidade ambiental, e oferecendo oportunidades para a pesquisa, conservação, lazer e turismo.

No Brasil, em atendimento a esses critérios, criou-se o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), fundamentado na Lei nº 9.985 /de 2000 (BRASIL, 2000), que define normas para a criação de espaços territoriais instituídos pelo poder público (federal, estadual e municipal) ou voluntariamente por iniciativa privada onde

se aplicam garantias de proteção de recursos naturais. O SNUC, conforme especifica o Art. 4º, incisos III, VI, VIII, e IX, pertinentes a este trabalho, possui dentre seus objetivos: a recuperação ou restauração de ecossistemas, a proteção de paisagens naturais e pouco alteradas, além da recuperação e proteção de recursos hídricos e edáficos e a valorização econômica e social da região (BRASIL, 2000).

Além dos objetivos gerais, as áreas protegidas definidas no SNUC também possuem finalidades específicas que as classificam em dois grupos distintos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável.

As Unidades de Proteção Integral não admitem a utilização direta dos recursos naturais e tem como objetivo a manutenção dos ecossistemas de forma mais restritiva, ausente de alterações causadas por interferência humana. Neste tipo de Unidade de Conservação a interação com a sociedade ocorre por meio da visitação e de atividades de uso público com a finalidade de recreação e lazer como o turismo ecológico, prática esportiva pesquisa científica e educação ambiental (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020a).

As Unidades de Uso Sustentável promovem a conservação da natureza através de coleta e uso, comercial ou não dos recursos naturais. As atividades de exploração permitidas variam de acordo com a categoria de Unidade de Conservação, podendo ser a exploração de produtos florestais não madeireiros (frutos, folhas, flores, óleos vegetais e cipós), a pesca artesanal, a caça para sobrevivência etc., além da instalação de empreendimentos agropecuários, hotéis, loteamentos, indústrias etc (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020a).

A explanação dos usos permitidos para as áreas protegidas, de acordo com a Lei Federal nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000) deve estar contida em um documento técnico obrigatório elaborado 5 anos após a criação da Unidade de Conservação, o Plano de Manejo, que orienta a gestão em uma área protegida para atingir os objetivos de conservação, a longo, médio e curto prazos (CASES, 2012).

O SNUC (Lei Federal nº 9.985/2000) determina em seu Art. 27, §1º que:

As Unidades de Conservação devem dispor de um Plano de Manejo, o qual deve abranger a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover sua integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

O documento, que caracteriza cada área também orienta o manejo dos

recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade (BRASIL, 2000).

4.3.1 Desafios

O Mapa de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade Brasileira e o Mapa de Remanescentes de cada bioma tem sido documentos orientadores utilizados de forma estratégica para selecionar Unidades de Conservação, criando enfoque para as áreas de grande importância biológica, e priorizando aquelas que estão sob forte pressão antrópica (MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE, 2020b).

O cenário atual ainda expõe a existência de áreas pouco conhecidas e desigualmente distribuídas pelo território brasileiro, sendo as Unidades de Conservação atuais insuficientes para salvaguardar a biodiversidade brasileira. Em 2018, de acordo com Fonseca e Venticinquê (2018), 16,5% do território brasileiro ocupado por Áreas Prioritárias (PI) não era sobreposto por Áreas Protegidas.

Apesar do aumento considerável no número de Unidades de Conservação de 2004 à 2020, que inicialmente se reduzia a áreas administradas pelo governo federal (totalizando 58 Unidades), ainda há desafios a serem superados referentes a administração, representação da biodiversidade, conectividade entre áreas protegidas e o gerenciamento de terras (RYLANDS; BRANDON, 2005). Atualmente, o Brasil possui 25444 Unidades de Conservação, que representam de forma desigual os biomas nacionais. A vegetação mais contemplada por estas pelas Unidades de Conservação está no bioma Amazônico, que apresenta 27,98 % de sua área protegida, seguido do pelos biomas Marinho/Costeiro (26,38%), Mata Atlântica (9,87%), Caatinga (8,92%), Cerrado (8,37%), Pantanal (4,68%) e Pampa (2,94%) (MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE, 2021).

No que concerne a procedimentos administrativos e gerenciamento de áreas protegidas, de acordo com o Relatório de Aplicação do Sistema de Análise e Monitoramento de Gestão (SAMGe) de 2019, que buscou caracterizar as Unidades de Conservação e os instrumentos de gestão das mesmas, há uma grande necessidade de ações de manejo, a fim de eliminar os impactos negativos e evitar os usos de forma que comprometam a conservação das unidades (ICMBIO, 2020).

O SAMGe avaliou ecossistemas, processos ecológicos, assim como aspectos sociais, econômicos e culturais das Unidades de Conservação, que de acordo com o

relatório se apresentam em boa parte (43%) em estado de degradação, chamado de estado de “intervenção” na pesquisa (ICMBIO, 2020). Sendo que 48,9% dos ecossistemas se encontram degradados devido à caça e pesca, à extração mineral, à disposição de resíduos (lixões e esgotamentos sanitários irregulares, por exemplo), além dos usos relacionados à moradia, à agricultura e à pecuária (ICMBIO, 2020).

As Unidades de Conservação federais brasileiras ainda apresentam um grave problema relacionado aos impactos decorrentes de usos incompatíveis com determinada categoria, sendo que 39,73% do total apresentam usos indevidos (apesar da queda de 0,88% em relação a 2018) (ICMBIO, 2020). Como uso do solo para a moradia, agricultura e pecuária, que ocorrem em Parques Nacionais, Reservas Biológicas e Estações Ecológicas, que conforme a Lei nº 9.985 /2000, não deveriam acontecer nessas áreas (ICMBIO, 2020).

A explanação desses usos deveriam estar contidos no Plano de Manejo (BRASIL, 2000), no entanto, de acordo com os dados fornecidos pelos Ministério do Meio Ambiente (2020), 496 do total de Unidades de Conservação presentes no Brasil apresentam um Plano de Manejo, sendo que apenas 50 destes documentos do total de 344 Unidades de Conservação federais foram revisados. Um número considerado baixo, dada a importância que o mesmo tem no planejamento e atividades desenvolvidas nas áreas protegidas brasileiras.

Na categoria Parque Nacional, por exemplo, o Art. 11 da Lei nº 9.985 /2000 (BRASIL, 2000) cita que o Plano de Manejo deve estabelecer normas e restrições para a visitação pública. Sendo assim, é possível que parte dos problemas relacionados a usos indevidos nas áreas protegidas brasileiras estejam relacionados à ausência de um instrumento norteador que delimite os serviços presentes em cada área.

A avaliação realizada pelo SAMGe (ICMBIO,2020) conclui que o alcance dos objetivos de criação das Unidades de Conservação brasileiras se encontram em patamares mínimos para a sua conservação, apresentando um índice de 53, 39% (aumento de 0,86% em relação a 2018). O que sustenta a necessidade atual de melhorar qualidade da gestão nas Unidades de Conservação, principalmente referente ao uso indevido do solo em muitas áreas protegidas. Segundo Medeiros et al. (2011) é importante que esse processo envolva a participação de vários setores da sociedade para que os envolvidos tenham clareza sobre seu papel e o grau de seu envolvimento nessas áreas.

4.3.2 Avanços

De acordo com o Relatório SAMGe, as Unidades de Conservação também apresentam usos positivos que são como ferramentas para que as mesmas atinjam seus objetivos, tal como a pesquisa científica, visitação, turismo e uso de flora (ICMBIO, 2020). Essas atividades geram benefícios para o conhecimento da fauna e flora brasileira, como também para a população que se beneficia com a contemplação e recreação junto às belezas naturais proporcionadas por essas áreas.

Estudos como “Contribuição das Unidades de Conservação para a Economia Nacional” (MEDEIROS *et al.*, 2011), e “Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras” (YOUNG; MEDEIROS, 2018) realizaram análises e projeções sobre a relação entre os ativos e serviços protegidos pelas Unidades de Conservação (UCs) e a economia nacional e verificaram que os ganhos econômicos diretos e indiretos vindos da manutenção das Unidades de Conservação no país superam, com larga vantagem, os gastos e investimentos requeridos pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

As pesquisas mostraram que os ganhos com visitação em áreas protegidas tiveram grande destaque como elementos de dinamização econômica. Cerca de 17 milhões de visitantes foram registrados em 2016, com impacto sobre a economia estimado entre R\$ 2,5 e 6,1 bilhões anuais, correspondendo a uma geração entre 77 e 133 mil ocupações de trabalho (YOUNG; MEDEIROS, 2018).

A conservação de áreas de floresta, diretamente associada ao tema do trabalho, por exemplo, é de fundamental importância para garantir bens e serviços ecossistêmicos dos quais dependem o bem-estar humano, como produtos florestais madeireiros e não-madeireiros, recursos pesqueiros, biodiversidade, uso-público, proteção do solo, além da regulação climática atuando na redução das emissões de Gases Efeito Estufa (YOUNG; MEDEIROS, 2018).

A redução de taxas de desmatamento e a recuperação florestal em áreas degradadas são medidas muito mais baratas e eficazes do que as políticas de reflorestamento, uma vez que a recuperação de áreas desmatadas inclui, além dos custos de oportunidade da terra, os custos de replantio, de insumo e mão de obra (YOUNG, 2016, YOUNG; ALVARENGA, 2017; YOUNG; MEDEIROS, 2018).

Em 2013, uma auditoria do Tribunal de Contas da União (TCU) concluiu que as áreas protegidas inibem o desmatamento local, apontando que a probabilidade de ocorrência de desmatamento fora de áreas de UCs é cerca de 4,3 vezes maior. Sendo, portanto, no potencial de evitar desmatamento em seu interior que repousa a contribuição das UCs para a redução do nível de emissões de gases do efeito estufa (YOUNG, 2016).

As Unidades de Conservação brasileiras impediram a emissão de um estoque total de 10,5 GtCO₂, que equivale a 4,6 vezes a emissão bruta brasileira do ano de 2016, sendo as UCs de proteção integral são mais efetivas em relação à área total conservada (4,0 GtCO₂ em 54,3 milhões de ha), e as áreas do bioma amazônico responsáveis por evitar 88% das emissões, seguido da Mata Atlântica, (6,4%) e Cerrado (4,1%) (YOUNG; MEDEIROS, 2018).

4.4 Parque Nacional dos Campos Gerais

O Parque Nacional dos Campos Gerais (PARNA) é uma Unidade de Conservação de domínio público fundamentada no Decreto Federal nº 1076/2006 (BRASIL, 2006), que possui como objetivos, a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, destacando-se os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista e os Campos Sulinos.

Conforme a Lei Federal Nº 9.985/2000, a categoria Parque Nacional

Apresenta um ou mais ecossistemas geralmente não alterados pela ocupação humana, recursos naturais interessantes do ponto de vista científico, educacional, recreativo, como também paisagens de grande relevância cênica (BRASIL, 2000).

Em 2002, o “Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Diversidade Brasileira” identificou áreas prioritárias a serem conservadas em todo o país e regiões ocupadas por campos sulinos e floresta de araucárias foram reconhecidas neste grupo (MAURY, 2002). Neste contexto, propôs-se a criação de territórios como o Parque Nacional dos Campos Gerais que possui um Patrimônio Natural imensurável devido a fatores determinantes como a geologia e geomorfologia que resultam em relevos com afloramentos rochosos (GUIMARÃES *et al.* 2017).

A região também é composta por cachoeiras, furnas, cavidades naturais, pinturas rupestres (Furna do Buraco do Padre, Cachoeira do Rio São Jorge, Cachoeira da Mariquinha, Furnas Gêmeas e Capão da Onça), além de fatores

geológicos, geomorfológicos e históricos devido a presença da Escarpa Devoniana, tendo a existência de cavidades naturais no PARNA que ainda não foram mapeadas nem acessadas para geração de conhecimento científico (OLIVEIRA, 2018).

O Parque abriga diversas espécies de fauna e flora nativa, endêmicas e/ou ameaçadas de extinção (CONTE *et al.*, 2016; NEVES *et al.*, 2017; PAULITSCH, 2017), presentes tanto nos Campos Sulinos, como também na fisionomia floresta Ombrófila Mista, cuja área de remanescentes nos estágios primários ou mesmo avançados correspondiam a menos de 5% da área original (MAURY, 2002).

A Floresta Ombrófila Mista ou Floresta das Araucárias ocupa áreas de extrema altitude e baixa temperatura (NEVES *et al.*, 2017; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2015), ocorrendo principalmente acima de 500 m de altitude (VIBRANS *et al.* 2013) em áreas com elevada precipitação anual e abrigando mais de 1500 espécies de plantas, 6% das quais são endêmicas de bioma Mata Atlântica (NEVES *et al.*, 2017). Ela caracteriza-se pela mistura das floras tropical (afro-brasileira) e temperada (austral-antártica-andina), com destaque para os elementos Coniferales (*Araucaria* e *Podocarpus*) e Laurales (*Ocotea*, *Nectandra* e *Cryptocarya*), e dominância da conífera *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) em seu dossel (DUARTE *et al.*, 2006; EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO; PRADO 2015).

Segundo Duarte *et al.* 2006, a Araucária é muito importante para diversas espécies de animais, pois age como planta nutridora, atraindo pássaros dispersores que promovem a colonização do local por mudas de outras espécies florestais.

Atualmente, a *Araucaria angustifolia* está incluída na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN, classificada na categoria de maior risco, *Critically Endangered* (CN) - criticamente em perigo, devido a extração intensiva desta árvore, iniciada no século XIX e impulsionada pelo valor econômico de sua madeira (RIBEIRO *et al.*, 2009). Soma-se a isso, a conversão da floresta em áreas agrícolas e a substituição de áreas por silvicultura de pinus e eucalipto que aumentou o isolamento dos remanescentes (MAURY, 2002).

No caso do Parque Nacional dos Campos Gerais, a presença de floresta com Araucárias e Estepes, também conhecidas como Campo Sulinos, impulsionaram a criação da área protegida, considerada fundamental para a conservação tanto pela sua vegetação como pelo estado de degradação, impactada pelo agronegócio (CASTELLA; BRITZ, 2004).

Intensas mobilizações de proprietários particulares surgiram durante o processo de criação da Unidade, pois na região havia áreas produtivas destinadas a atividades agrosilvipastoris e que também possuíam marcantes atrativos naturais, explorados economicamente através do turismo por particulares (OLIVEIRA, 2018).

Além do potencial produtivo da área, a mesma não havia sido delimitada pelas portarias do Ministério do Meio Ambiente, sendo que, segundo relatos, pesquisas foram realizadas em propriedades particulares da área sem o consentimento dos proprietários, causando diversos conflitos ao longo dos anos (OLIVEIRA, 2018).

Decorridos mais de 10 anos após a criação do Parque, em 2018, ocorreram reuniões de instituições visando a formação de um Conselho Consultivo para o local que não teve continuidade devido a conflitos que desencadearam na troca de administradores da área (ICMBio, 2018). O Conselho promoveria a participação social na gestão do Parque Nacional dos Campos Gerais, através da expressão das perspectivas, interesses, preocupações e valores dos grupos, melhorando o entendimento sobre os problemas que os gestores enfrentam, possibilitando um maior apoio às decisões administrativas (ICMBio, 2018).

Segundo Milan (2019), as políticas públicas estabelecidas não foram concretas no PARNA, assim como a legislação ambiental que deveria garantir a proteção da biodiversidade regional não só foi desrespeitada em diversas ocasiões como tem sido submetida a diversas tentativas de alterações.

De acordo com Grandelle (2019), as mudanças no Código Florestal de 1965 (BRASIL, 2012), tornou mais permissivo o manejo das florestas a partir de 2012, incentivando um Projeto de Lei nº 527/2016 que visa a redução de área na Área de Preservação Permanente Escarpa Devoniana no qual o Parque está inserido, assim como o pedido de extinção do Decreto de Criação do Parque Nacional dos Campos Gerais (GRANDELLE, 2019).

Recentemente, de acordo com informações obtidas por noticiários (G1, 2019; GAZETADOPOVO, 2019), a área ainda passa por situações que não atendem minimamente às diretrizes estabelecidas no SNUC (BRASIL, 2000), como a elaboração de um Plano de Manejo e a falta de regularização fundiária, deixando produtores que utilizavam as terras sem indenização.

Segundo Oliveira (2018), a área possui usos incompatíveis com a categoria Parque Nacional como pecuária extensiva, cultivo de grãos, monocultivos de pinus, pesca e caça, além de atividades como camping, trilhas de motociclistas e áreas de

escalada. Sendo provável que os impasses e conflitos ocorridos na área podem ter desencadeado consequências na restauração da vegetação, atrasando o processo ou até impedindo o mesmo.

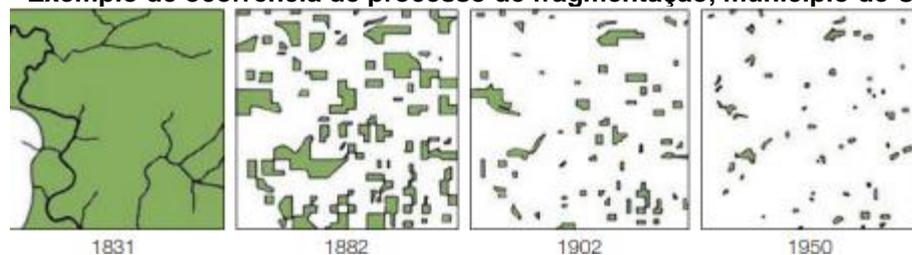
A eficiência na proteção dos ecossistemas em uma Unidade de Conservação depende do estabelecimento dos processos participativos na gestão dessas áreas, sendo assim, quando diversos atores da sociedade são envolvidos no processo de estabelecimento da Unidade, garante-se um maior apoio para a área e conseqüentemente, melhora-se o manejo da mesma (CASES, 2012).

4.5 Fragmentação Florestal

O processo de fragmentação denota uma espacial particular conversão de terras, no qual divide-se um todo em pedaços (fragmentos) menores (Figura 1), devido a perturbações naturais e/ou antrópicas (COLLINGE, 1996).

Nesta pesquisa, o termo fragmentação está atrelado à perda de habitat, sendo a fragmentação de habitat “per se”, definida apenas como a divisão da paisagem em manchas/fragmentos isolados. Já, a perda de habitat faz alusão aos efeitos da fragmentação na biodiversidade (FAHRIG, 2003).

Figura 1 - Exemplo de ocorrência de processo de fragmentação, município de Cadiz, EUA.



Fonte: Bray e Curtis (1957).

As perturbações naturais incluem incêndios, inundações, surtos de doenças, tempestades de vento e até mesmo ações próprias de espécies; já as antrópicas estão relacionadas a construções de rodovias, pastagens, urbanização, exploração e mineração que causam grandes impactos sobre a vida selvagem (FORMAN *et al.*, 2002)

Os efeitos, apesar de dependerem da escala de análise (em nível de mancha ou paisagem) operam em escalas de tempo longas, criando resultados não previstos (DEBINSKI; HOLT, 2000) como o aumento de espécies invasoras, a redução da fixação e reciclagem de nutrientes no solo, assim como alterações na variação

genética devido a redução do número de indivíduos de uma determinada população. (STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002).

A redução da abundância de pássaros, mamíferos, insetos e plantas também é um efeito observado e especificamente nas florestas tropicais, o tamanho reduzido dos fragmentos e o aumento do tamanho das bordas causaram mudanças no ambiente físico que levaram à perda de árvores grandes e velhas, favorecendo o desenvolvimento de árvores pioneiras, e causando impactos na comunidade e composição de insetos (HADDAD *et al.* 2015, LAURANCE *et al.* 2011, PFEIRER *et al.* 2017).

Observa-se dessa forma que o processo de fragmentação da cobertura nativa pode gerar perdas em quantidade (diminuição do tamanho dos fragmentos) e qualidade (efeitos observados na biodiversidade) florestal (FAHRIG, 2017), sendo que análises com a finalidade de compreender os efeitos da fragmentação são essenciais para o planejamento e conservação da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995), auxiliando na escolha de áreas a serem protegidas (MILLER-RUSHING *et al.* 2019).

4.6 Métricas de paisagem

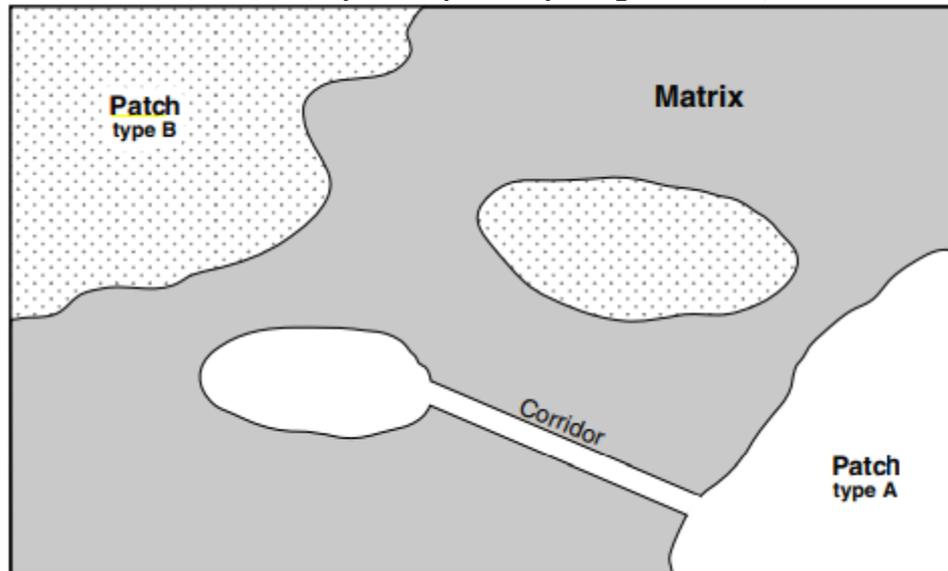
A realização de diagnósticos ambientais constitui uma parte importante da avaliação de um local (PIZELLA; SOUZA, 2013) pois fornece orientações e embasamento para uma política de gestão voltada à valorização da diversidade biológica (JUNIOR; MÜLLER, 2000). Esses diagnósticos podem gerar resultados subjetivos inválidos, tornando necessário traduções de forma quantitativa através da utilização de índices que podem possuir valores de referência normativos (regulamentares) ou científicos, sendo que alguns são avaliados em termos de dinâmica temporal, independentemente de valor de referência (CARD; LEENTVAR, 1984; SICHE *et al.* 2017).

Na interpretação de paisagens, a utilização de índices ou indicadores ambientais respondem aos efeitos dos diferentes impactos que influenciam o meio ambiente (MCGARIGAL; MARKS, 1995, TREVISAN *et al.*, 2020), verificando, por exemplo, a possibilidade de fragmentos florestais permanecerem na paisagem ou se dividirem, servindo como critério para a criação de áreas de conservação (METZGER, 2003).

Mudanças na diversidade e arranjo espacial de fragmentos florestais interagem com elementos como fluxo de energia, migração, extinção e aparecimento de novas espécies e etc., são questões estudadas por uma ciência chamada de Ecologia de Paisagem, que através da análise espacial da geografia e o estudo funcional da ecologia respondem a questionamentos de como a estrutura de uma paisagem pode influenciar processos ecológicos (METZGER, 2003).

O reconhecimento dos elementos que aparecem como manchas ou retalhos e variam de acordo com o tamanho, a forma e o tipo, fazem parte do processo de análise da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986), composta também por uma matriz e corredores (Figura 2).

Figura 2 - Elementos básicos que compoem a paisagem: Matriz, Corredor e Mancha.



Fonte: Fischer e Lindenmayer (2007).

A mancha (*patch*) ou retalho pode ser definida como os menores elementos individuais observados na paisagem, embebidas numa matriz e variando em tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e característica de bordas (FORMAN; GODRON, 1986). Os corredores são estruturas que conectam os elementos da paisagem facilitando os fluxos hídricos e biológicos.

Estendida por toda a paisagem, a matriz é um elemento relativamente homogêneo, apresentando a maior conectividade e ocupando a maior extensão na paisagem, além de exercer maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (FORMAN; GODRON, 1986). Sendo que os elementos da paisagem podem ser quantificados em várias escalas espaciais através de métricas ou índices

que dependem dos tipos de dados coletados e dos objetivos da investigação (WITH, 2019).

A área quantifica a composição da paisagem através da dimensão de cada mancha e das classes na qual cada mancha pertence sendo determinantes na ocorrência de espécies pois fragmentos menores e/ou mais isolados tendem a suportar um subconjunto das espécies presentes nos fragmentos maiores, principalmente devido à perda de espécies raras e especializadas (BENNET; SAUNDERS, 2010).

Assim como a área, o formato dos fragmentos está diretamente relacionado com a borda: um formato irregular terá proporção maior de área de borda que contrasta com a estrutura de comunidade e composição de espécies de seu interior. A esse fenômeno, dá-se o nome de efeito de borda (FARINA, 2006).

De acordo com Collinge (1996), fragmentos pequenos e irregulares têm uma proporção de perímetro (ou borda) para suas áreas mais alta do que para manchas grandes e compactas, aumentando esse efeito. A borda sofre a influência de fenômenos exteriores, repercutindo em mudanças no microclima, redução da heterogeneidade ambiental, extinções locais, como também a propagação de lianas e espécies pioneiras, impedindo o desenvolvimento de outras espécies.

As métricas de agregação mensuram a distância espacial entre as manchas (MCGARIGAL, 2015), sendo que o tamanho dos espaços entre os fragmentos, por exemplo, pode comprometer a dispersão de material genético e animais, prejudicando a recolonização pela imigração de indivíduos e a probabilidade de dispersores e recolonizadores (FORMAN; GODRON, 1986).

4.7 Sistema de Informação Geográfica

Os avanços tecnológicos na área de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) tem colaborado com a identificação dos padrões espaço-temporais da paisagem que favorecem mensurações de forma, dimensões e distância entre os fragmentos florestais, assim como a qualidade e características da vegetação entre ocorrências de cobertura vegetal. (O'SULLIVAN; BERGMANN; THATCHER, 2017).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) integram *hardware*,

software e uma base de dados georreferenciados (GOODCHILD, 1990), que permite a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes, criando bancos de dados, e automatizando a produção de documentos cartográficos (CÂMARA et al 2001). Em um SIG, os processos e eventos ambientais de um território podem ser sistematizados em planos de informação e organizados de forma temporal (passado e presente), permitindo a aplicação desta ferramenta em diversas áreas do conhecimento como na identificação do uso do solo, planejamento ambiental, identificação de áreas contaminadas, mensurações de forma, dimensões e distância entre os fragmentos florestais, dentre outras (YUE; ZHANG; TAN, 2015).

Os avanços na integração de dados geográficos, bem como os avanços técnicos, conceituais e metodológicos expandiram os sistemas de tecnologias de baixo custo, como o uso do software QGIS, que é uma multiplataforma de SIG , de código-fonte aberto, que permite visualizar, capturar dados, para análises GIS avançadas e apresentações na forma de mapas sofisticados, atlas e relatórios (QGIS PROJECT, 2021).

Por ser gratuito, o uso do programa é bastante difundido em ambientes acadêmicos e profissionais, caracterizando-se por oferecer um número crescente de recursos nativos e “plugins” que podem ser desenvolvidos por qualquer usuário que saiba programar em *C++* ou *Python*, além de permitir adaptações ou modificações em seu código sem a necessidade de autorização de seus criadores (MILARÉ *et al.*, 2016).

4.8 Lógica Fuzzy

A lógica Fuzzy é uma ferramenta que tem sido largamente utilizada em trabalhos de análise espacial desenvolvidos em SIG, agregando possibilidades de melhoria na interpretação dos dados com a inserção da condição “talvez” que torna a lógica diferente da binária (FRANÇA et al, 2014), devido ao princípio do raciocínio incerto ou aproximado. Desta forma, o valor lógico difuso está presente em um intervalo de valores entre 0 e 1. Na álgebra Booleana, o 1 representa o verdadeiro e 0 representa o falso, o que também acontece na lógica Fuzzy , mas além disso, todas as frações entre 0 e 1 expressam uma verdade parcial (ROSS, 2010).

Na análise da paisagem, a lógica Fuzzy pode ser utilizada na realização de análises de áreas onde se observam descontinuidade e incertezas, evitando com que áreas de transição sejam colocadas à margem do processo de análise (BOJORQUEZ-TAPIA, 2002).

França *et al.* (2014), incorporou o uso da lógica Fuzzy em um índice de qualidade ambiental para a análise da bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim. O autor concluiu que através da Fuzzy, gerou-se um melhor equacionamento das características físicas, bióticas e antrópicas diagnosticadas, avaliando de forma eficiente, as ações antrópicas prejudiciais ao meio ambiente, evitando-se imprecisões e ponderações pessoais. Trevisan *et al.* (2020) utilizou a Lógica Fuzzy para padronizar informações referentes ao índice de paisagem na análise da qualidade ambiental na região da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré entre 2007 e 2017.

A incorporação da Fuzzy em conjunto com um SIG na análise da susceptibilidade dos aspectos ambientais aos efeitos das atividades humanas no estudo de Trevisan *et al.* (2020) permitiu uma visualização gradativa nos mapas temáticos de variáveis relacionadas a aspectos da vegetação e aos recursos hídricos.

Tem-se assim, a importância da incorporação desta lógica na análise de componentes naturais, tanto para evitar interpretações ligadas a paisagem de forma pessoal, quanto na análise de aspectos que na maioria das vezes não ocorrem de forma brusca, como na distinção de relevo suave e íngreme no qual ocorre uma gradual passagem de uma característica para a outra (BOJORQUEZ-TAPIA, 2002).

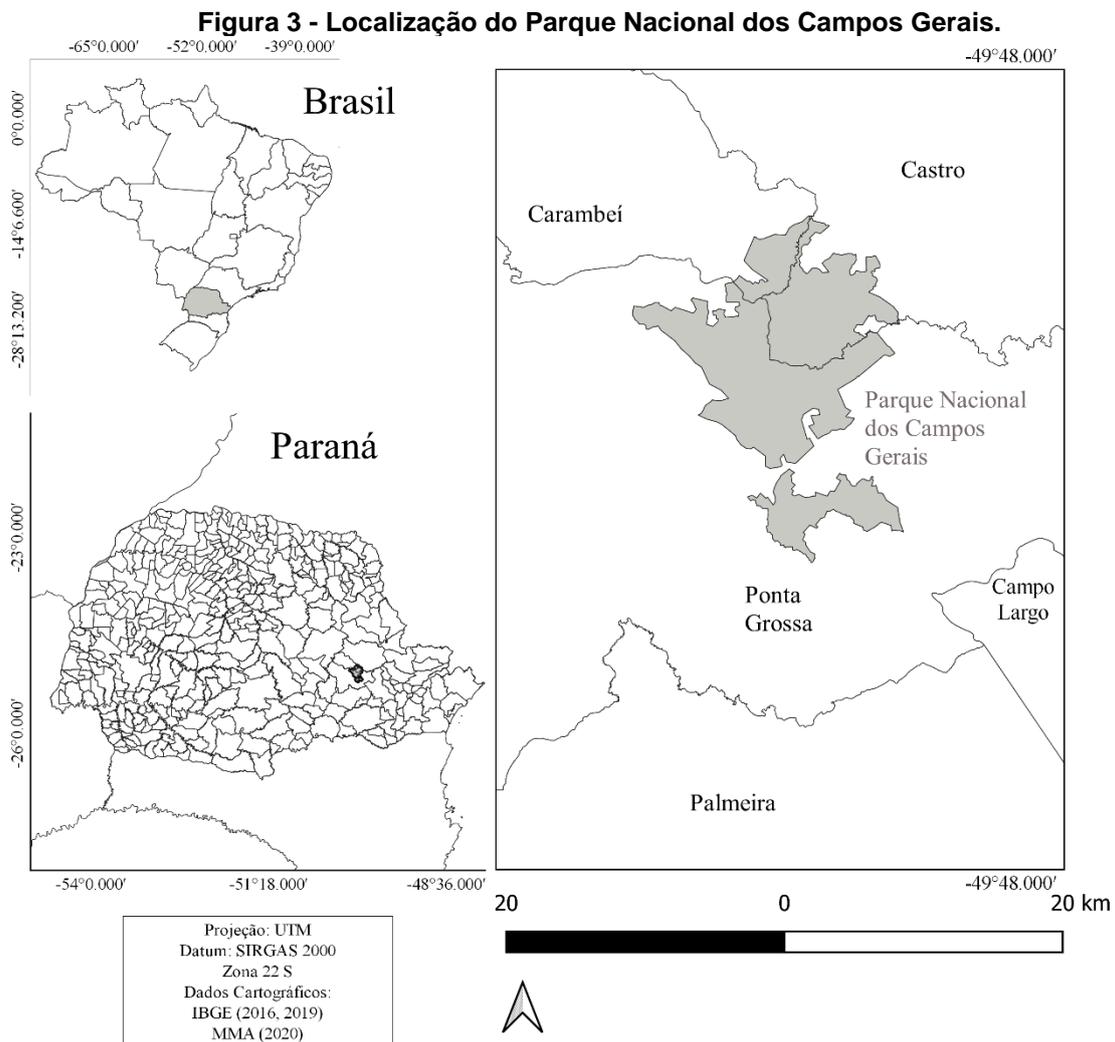
5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização da área de estudo.

O Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG) que possui uma área de 21.287 ha e está inserido no Bioma Mata Atlântica em uma região caracterizada por uma zona fitogeográfica natural com Campos Limpos e Matas de Galeria ou manchas de matas denominadas Capões isolados de Floresta Ombrófila Mista, vegetação predominante a oeste da Serra do Mar do Paraná que ocupa porções planálticas do Estado (em média entre 800 e 1200 m de altitude) (RODERJAN, 2002).

Abrangendo os municípios de Carambeí, Castro e Ponta Grossa, o Parque está dividido em 2 polígonos, sendo que, no setor norte, o primeiro ocupa uma área de 18.135 ha e o sul 3.151 ha (Figura 3) (BRASIL, 2006).

O clima predominante na região onde o Parque está inserido é o Cfb, conhecido como subtropical temperado, que possui temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C (mesotérmico), com verões frescos, temperatura média mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida (ALVARES *et al.*, 2014).



5.2 Procedimentos Amostrais

5.2.1 Composição do banco de dados

Para a verificação dos tipos de uso e cobertura da terra, foram utilizadas os mapas de uso e ocupação da terra do acervo do Projeto MapBiomias (2020) oriundas da Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra para os anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.

5.2.2 Exportação e reclassificação

Os dados oriundos do MapBiomias (2020) foram exportadas através do *toolkit* (conjunto de ferramentas) do *Google Earth Engine* delimitados pelo limite da Unidade de Conservação Parque Nacional dos Campos Gerais com resolução espacial de 30m x 30m e reprojctadas através do *software* QGIS 3.10.2. Os dados foram reclassificados de acordo com as classes: Floresta Natural, Agropecuária, Silvicultura, Área Não Florestal (campestre e outros tipos de vegetação), Área Sem Vegetação e Corpos D'Água, e a partir desta reclassificação gerou-se dois tipos de mapas para cada ano: um contendo todas as classes de uso da terra e outro apenas com a classe florestal.

5.2.3 Seleção e Cálculo das Métricas de Paisagem

O programa Fragstats (MCGARIGAL; MARKS, 2015) foi utilizado para o cálculo das Métricas de Paisagem para a classe Floresta Natural, que se basearam nos níveis de heterogeneidade propostos por McGarigaL; Marks (1995) (Quadro 1).

A análise foi realizada em perspectivas diferentes: a nível de mancha, classe e paisagem. A nível de mancha as métricas descrevem as características dos fragmentos de forma individual, no que se refere as classes, as características de determinada classe de uso do solo da paisagem no qual as mesmas pertencem, e as métricas do nível da paisagem referem-se àquelas aplicadas a toda área de estudo (LANG; BLASCHKE, 2009).

De acordo com Li e Wu (2004) , a escolha das métricas em um estudo deve se basear na simplicidade de interpretação e naquelas que são de maior valor e úteis ao

estudo da fragmentação da paisagem, justificando, portanto a escolha das métricas deste trabalho, apenas àquelas pertinentes aos resultados desejados.

Quadro 1– Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem (Continua)

1. Nível de Mancha		
1.1 Área		
Equação (1)	Unidades	Intervalo
$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (1)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	AREA > 0 (m)
Obs. Área de cada fragmento florestal		
1.2 Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN)		
Equação (2)	Unidades	Intervalo
$ENN = h_{ij} \quad (2)$	h_{ij} = distância do fragmento ij ao vizinho mais próximo	ENN > 0 (m)
Obs. Quanto menor essa distância, maior a aglutinação dos fragmentos.		
1.3 Índice de Forma (SHAPE)		
Equação (3)	Unidades	Intervalo
$SHAPE\ INDEX = \frac{.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (3)$	p_{ij} = perímetro (m) o fragmento ij. a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	SHAPE INDEX ≥ 1 (adimensional)
Obs. O Índice de Forma expressa a complexidade do fragmento de acordo com sua forma, sendo que quanto mais o mesmo se aproxima a 1, mais simples é a forma do mesmo.		
2. Nível de Classe		
2.1 Área Total da Classe (CA)		
Equação (4)	Unidades	Intervalo
$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (4)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij	CA > 0 (ha)
Obs. Área total da classe estudada, correspondendo a soma de todos os fragmentos das classes que compoem a paisagem.		
2.2 Índice da Maior Mancha (LPI)		
Equação (5)	Unidades	Intervalo
$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100) \quad (5)$	a_{ij} = área (m ²) do fragmento ij A = área total da paisagem (m ²)	0 < LPI < 100 (%)
Obs. Porcentagem da área ocupada pelo maior fragmento expresso em relação ao total da classe estudada. Quando o valor da porcentagem se aproxima de 0, a área do fragmento é insignificante, mas quando a paisagem inteira consiste em um único fragmento, o valor de aproxima de 100.		
2.3 Densidade de Borda (ED)		
Equação (6)	Unidades	Intervalo
$ED = \frac{E}{A} \quad (6)$	E = comprimento total (m) da borda dos fragmenos ij A = área total da paisagem (m ²)	ED > 0 (m/ha)
Obs. Esta métrica corresponde a densidade de borda da classe de fragmentos florestais, sendo que um maior valor, aumenta o efeito de borda.		
2.3 Total de Borda		
Equação (7)	Unidades	Intervalo
$TE = \sum_{j=1}^n \frac{e_{ij}}{A} \quad (7)$	e_{ij} = comprimento total (m) da borda dos fragmentos ij A = área total da paisagem (m ²)	TE > 0 (m)
Obs. Comprimento total do perímetro (borda) para a classe dos fragmentos florestais. Este índice pode ser usado para comparar paisagens de mesmo tamanho.		

**Quadro 1– Métricas de paisagem em nível de mancha, classe e paisagem
(Conclusão)**

2.5 Média da Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN_MN)		
Equação (8)	Unidades	Intervalo
$ENN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i} \quad (8)$	ni= número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe. hij= 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 corresponde distância média do vizinho mais próximo dos fragmentos de uma determinada classe.		
2.6 Número de fragmentos da classe florestal (NUMP)		
Equação (9)	Unidades	Intervalo
$NP = n_i \quad (9)$	ni = Número de fragmentos na paisagem pertencentes a mesma classe	0 < PLAND < 100 (%)
Obs. Esta métrica corresponde ao número total de manchas. Sendo que NP = 1 quando a paisagem é composta por um único fragmento e aumenta conforme o grau de fragmentação.		
2.7 Área Média da Mancha (AREA_MN)		
Equação (10)	Unidades	Intervalo
$AREA_MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \quad (10)$	AREA_MN = área (m²)	TA > 0
Obs. É igual à soma, em todos os patches na paisagem, dos valores da métrica do patch correspondente, dividido pelo número total de patches.		
2.8 Média do Índice de forma (SHAPE_MN)		
Equação (11)	Unidades	Intervalo
$SHAPE_MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \quad (11)$	Xij= Soma do Índice de Forma de todos os fragmentos. Ni= Número de fragmentos da área	SHAPE ≥ 1
3. Nível de paisagem		
3.1 Área Total (TA)		
Equação (12)	Unidades	Intervalo
$TA = A \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (12)$	A = área (m ²) total da paisagem	TA > 0 (ha)
Obs. Esta métrica corresponde a área total da paisagem, servindo como base principalmente nos cálculos dos demais índices.		

Fonte: Adaptado de MCGARIGAL; MARKS (1995) e FERREIRA (2019).

Os dados obtidos a partir das métricas foram compilados no Microsoft Excel® para o cálculo da qualidade dos fragmentos florestais através Índice de Qualidade Ambiental da Vegetação (IQA-V) que reflete a sensibilidade da vegetação à perda de biodiversidade e de habitats (MOSCHINI, 2008; TREVISAN, 2015).

O resultado obtido através das métricas Área (AREA), Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN_MN), juntamente com Índice de Forma (SHAPE) para cada mancha, calculados pelo programa FRAGSTATS, integraram o Índice de

Qualidade da Vegetação de acordo com a metodologia adaptada de TREVISAN (2015) (Equação 13).

$$EQAV = \frac{IQA_{\text{Area}} + IQA_{\text{Shape}} + IQA_{\text{Distância}}}{3} \quad (13)$$

Os valores das métricas Área, Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo, juntamente com o Índice de Forma foram reclassificados com base na lógica difusa Fuzzy do tipo linear [$y=f(x)$] no Microsoft Excel®. A lógica permite a representação de problemas complexos, incertos e não estruturados, mapeando valores que podem ser membros do conjunto valores entre zero (falso) e um (verdadeiro), em contraste com a lógica clássica, em que as únicas possibilidades de uma conclusão são verdadeiras ou falsas, sendo assim, a lógica Fuzzy é baseada no conceito que diferentes graus de graus podem existir entre falso ou verdadeiro (BOJÓRQUEZ-TAPIA; JUÁREZ; CRUZ-BELLO,2002).

A área de cada fragmento foi um atributo determinante para a qualidade ambiental dos mesmos, sendo que para as áreas menores ou equivalentes a 1 hectare, foram atribuídos o menor grau de qualidade (IQA-Area =0), e os fragmentos de vegetação com áreas a partir de 500 hectares (IQA-Area =1) foram considerados os com qualidade máxima.

No cálculo do IQA-Forma, os fragmentos com valores iguais a 1 foram classificados com maior qualidade ambiental (IQA-Forma=1), e quanto mais o valor do índice de forma dos fragmentos se distanciava desse valor, influenciado por um maior efeito de borda, menor a qualidade ambiental dos mesmos, sendo considerado a menor qualidade quando o índice forneceu valores iguais ou superiores a 10 (IQA-Forma = 0).

A distância foi classificada de acordo com a estabelecida por ALMEIDA (2008), sendo o menor grau de qualidade ambiental atribuída quando os fragmentos apresentaram distâncias euclidianas superiores a 900 metros (IQA-Distância = 0) dos fragmentos mais próximos a eles, e o maior grau de qualidade ambiental quando a distância entre os fragmentos foi menor ou igual a 60 m (IQA- Distância = 1).

Desta forma, as classes da Qualidade Ambiental da vegetação, baseadas no trabalho de Trevisan (2015) ficaram divididas da seguinte forma (Quadro 2):

Quadro 2- Intervalo das classes do Índice de Qualidade aplicado no Parque Nacional dos Campos Gerais.

Intervalos	Qualidade Ambiental da vegetação
0-0,19	Muito Baixa
0,2-0,39	Baixa
0,4-0,59	Média
0,6-0,79	Alta
0,8-1	Muito Alta

Fonte : Aatoria própria (2021).

Para a aplicação do índice qualidade, os fragmentos menores que 0,36 ha foram desconsiderados devido a impossibilidade de diferenciá-los no QGIS, sendo assim, 51 fragmentos não foram analisados no ano de 1986, 20 no ano de 1996, 35 no ano de 2006, 53 no ano de 2016 e 38 no ano de 2019.

Utilizou-se a Calculadora da Tabela de Atributos do QGIS para o cálculo da área, perímetro e Índice de Forma de cada fragmento. Essas medidas, já calculadas pelos FRAGSTATS foram comparadas com os resultados obtidos no QGIS para a identificação de feições, permitindo a associação dos fragmentos identificados pelos softwares e possibilitando a união de atributos para a realização da ligação dos resultados do índice de qualidade para cada fragmento no QGIS.

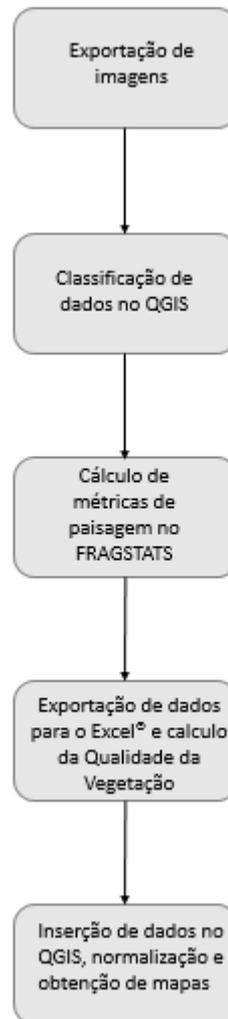
5.2.4 Normalização e análise de dados

Para a produção dos mapas de qualidade ambiental dos fragmentos florestais para cada ano, as camadas vetorizadas foram transformadas em raster (rasterização) e normalizadas para que todos os mapas possam atender e exibir os resultados segundo os critérios *Fuzzy*, que variam de 0 a 1.

Após esses procedimentos, uma análise temporal foi realizada afim de se verificar as mudanças ocorridas na área ocupada pelas classes Floresta Natural, Agropecuária, Silvicultura, Área Não Florestal (campestre e outros tipos de vegetação), Área Sem Vegetação, além da verificação da dinâmica dos fragmentos da classe Floresta Natural mediante as métricas estabelecidas. Por fim, realizou-se um cálculo da quantidade de fragmentos e suas respectivas áreas para classes de qualidade estabelecidas (Quadro 2).

A Figura 4 sintetiza os procedimentos amostrais do presente estudo.

Figura 4 - Esquema metodológico da pesquisa.



Fonte: Autoria Própria (2021)

6 RESULTADOS

6.1 Uso da terra

O uso da terra no Parque Nacional dos Campos Gerais nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019 compreendeu as seguintes classes: Floresta Natural, Formação Natural não Florestal (Formação Campestre), Agropecuária, Área Não Vegetada, Silvicultura (Floresta plantada) e Corpos d'Água (Quadro 3).

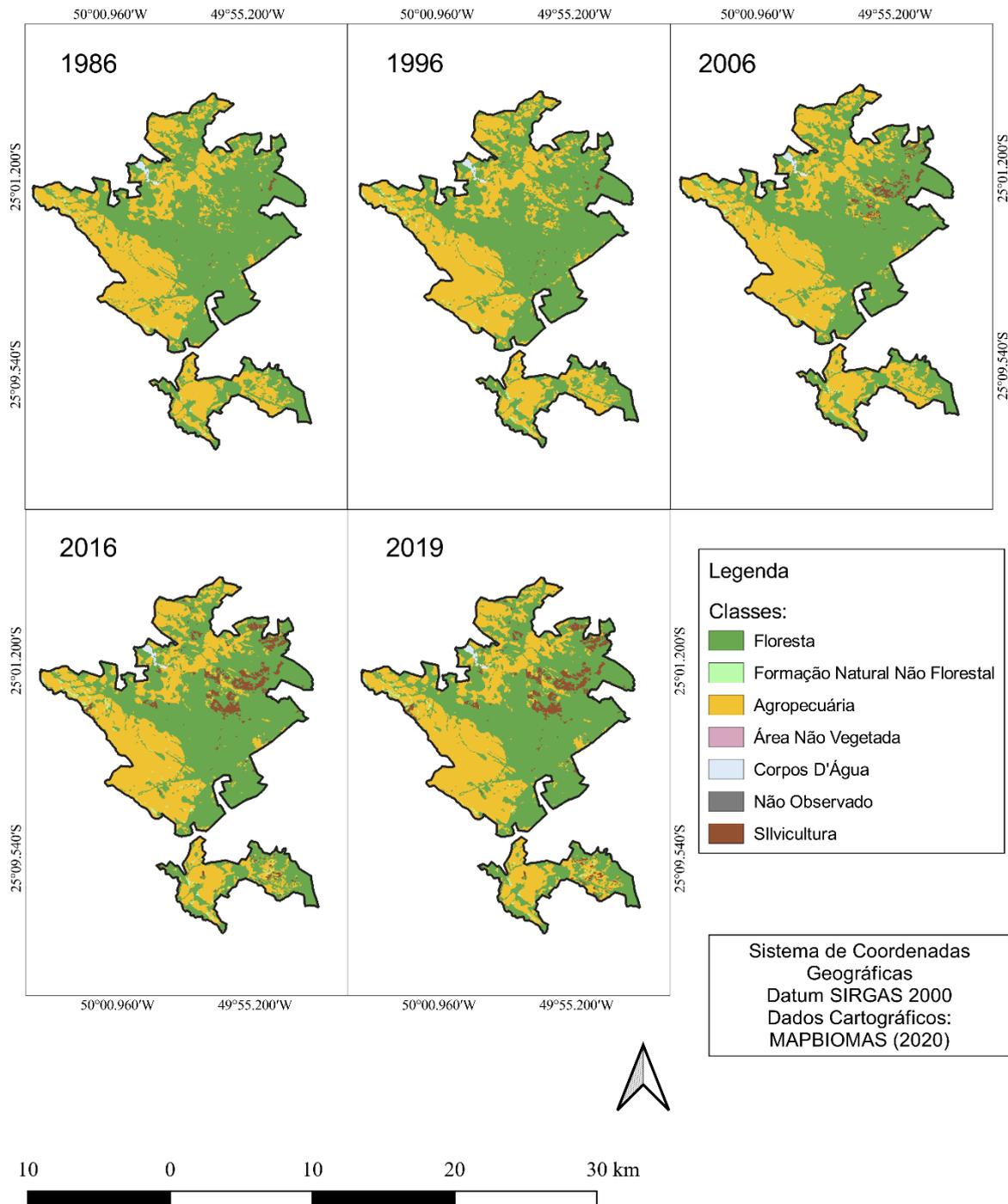
Quadro 3 – Uso da terra nos anos 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019 no Parque Nacional dos Campos Gerais.

Classes	1986	1996	2006	2016	2019
Floresta Natural (ha)	13062,24	12557,88	12281,13	12361,14	12231,99
Formação Natural Não Florestal (ha)	99,09	158,49	168,93	197,55	135,9
Agropecuária (ha)	8430,57	8844,03	8872,83	8172,45	8306,1
Área não vegetada (ha)	0,54	0	0	0,81	0,81
Corpos d'água (ha)	84,69	83,97	87,57	85,41	84,69
Silvicultura (ha)	46,26	79,02	312,93	906,03	963,9

Fonte: Autoria própria (2021).

Os resultados demonstram que da área total que compõe o Parque Nacional dos Campos Gerais de 21.723,39 ha , a classe dominante na paisagem, nos anos 33 anos é a vegetação florestal composta pela Floresta Ombrófila Mista, precedida da área ocupada pela classe agropecuária e associada a usos antrópicos como pastagem e agricultura (Figura 5).

Figura 5 - Evolução do uso da terra no Parque Nacional dos Campos Gerais

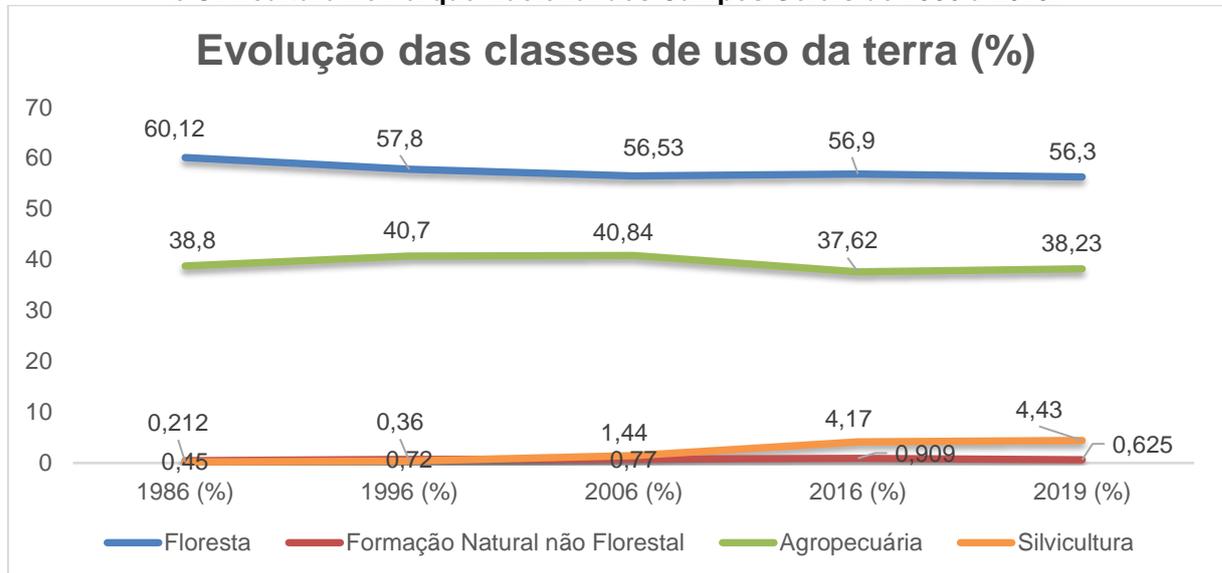


Fonte: Autoria própria (2021).

A classe florestal ocupava 13062,24 ha em 1986, e em 2019 passou a ocupar 12231,99 ha, ocorrendo uma diminuição de 830,22 ha. De 1986 a 2006 a redução da classe florestal foi de 781,1 ha. No entanto, houve um aumento de 2006 a 2016, de 80,01 ha e novamente uma redução de 129,15 ha de 2016 à 2019. A classe agropecuária aumentou 441,43 ha até 2006 e somente em 2016, esta classe diminuiu

700,38 ha. A mesma ocupava 8430,57 ha em 1986 e passou a ocupar 8306,1 ha em 2019, diminuindo 124,47 ha em 33 anos (Figura 5).

Figura 5- Evolução das classes Floresta Natural, Formação Natural não Florestal, Agropecuária e Silvicultura no Parque Nacional dos Campos Gerais de 1986 a 2019.



Fonte: Autoria Própria (2021)

As áreas campestres (Formação Natural não Florestal) aumentaram até o ano de 2016, porém, em 2019, esta classe diminuiu cerca de 7,5 %. Enquanto a área ocupada pela Silvicultura avançou de forma perceptível ao longo dos 33 anos (Figura 5), aumentando progressivamente cerca de 917,64 ha sobre classes diferentes nos polígonos 1 e 2 do Parque Nacional dos Campos Gerais (Figura 6).

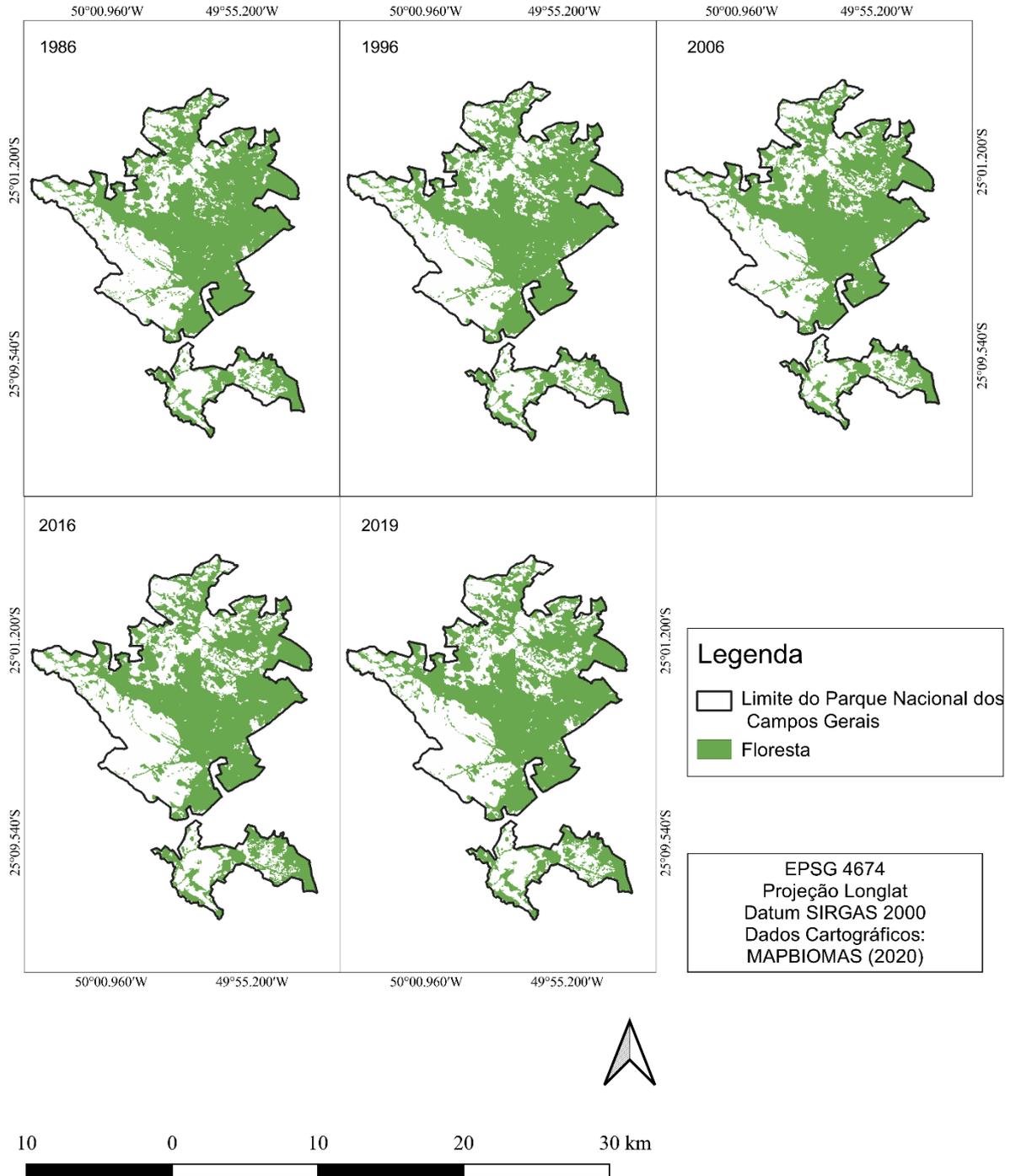
Para todos os analisados, verificou-se que as classes de vegetação nativa (Floresta Natural e Formação Natural não Florestal) ocuparam a maior parte da área do Parque Nacional dos Campos Gerais, correspondendo a uma média de 58,24% nos anos analisados. A vegetação nativa diminuiu 124,47 ha de 1986 à 2019, ao contrário das classes formadas por atividade antrópica que aumentaram 917,64 ha neste período, mas ocupam cerca de 41,37 % da área da Unidade de Conservação nos anos analisados.

6.2 Métricas de Paisagem

A caracterização espacial da classe florestal refletiu em uma grande quantidade de fragmentos de variadas formas e tamanhos que de 1986 a 2019 passaram por uma

série de variações nos padrões de distribuição e estrutura, tendo, no geral, uma diminuição da área ocupada pela classe florestal (Figura 6).

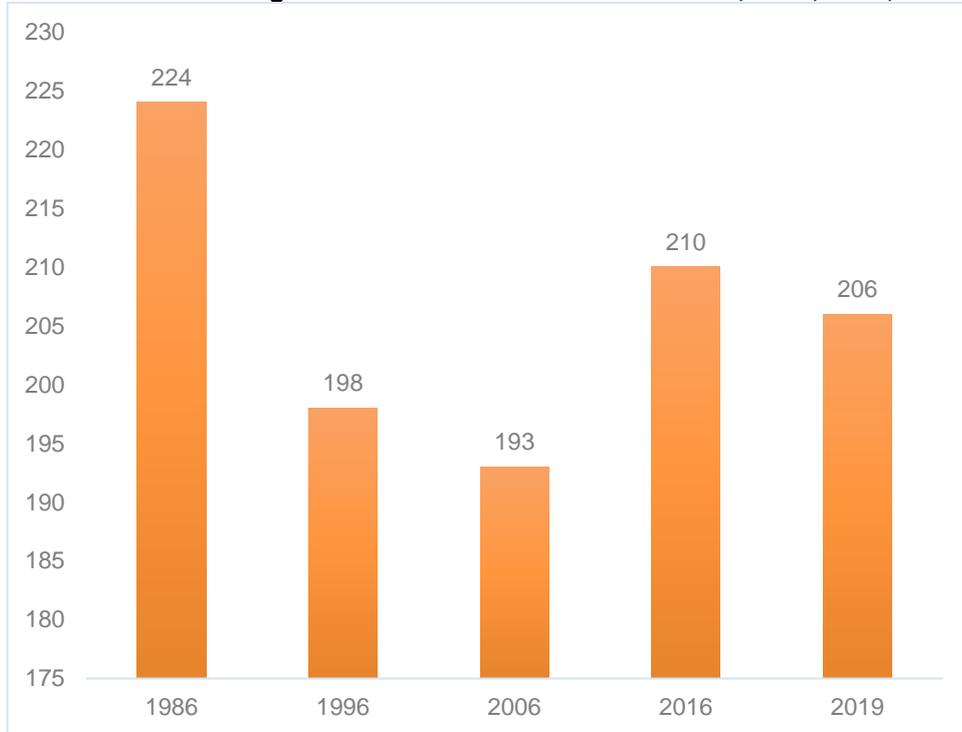
Figura 6- Evolução da classe Floresta Natural no Parque Nacional dos Campos Gerais.



Fonte: Autoria própria (2021)

De 1986 a 2006 ocorreu uma diminuição de 224 para 193 no número de fragmentos florestais, aumentando para 210 de 2006 a 2016, e diminuindo novamente para 206 em 2019 (Figura 7).

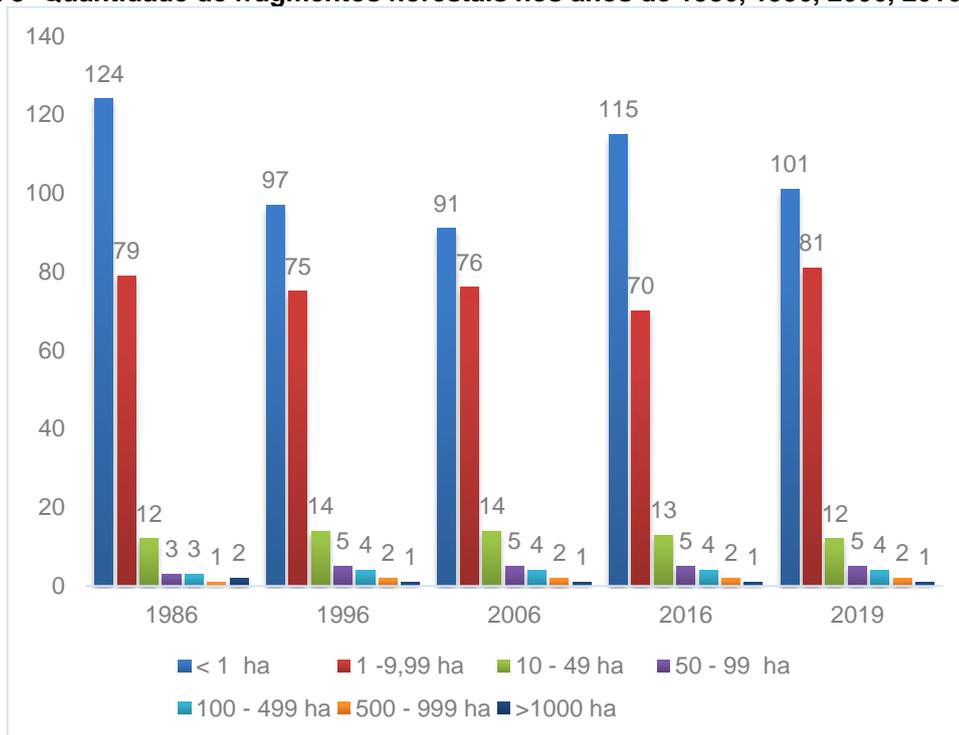
Figura 7- Quantidade de fragmentos florestais nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria própria (2021).

A maior parte dos fragmentos florestais possui área menor que 50 ha para todos os anos estudados (Figura 8), sendo que a área ocupada por fragmentos menores que 50 ha não ultrapassou metade da área florestal, sendo seu maior valor 563,31 ha para o ano de 1986 e o menor de 415,53 ha para o ano de 2006, equivalendo respectivamente a 4,31% e 3,33% da cobertura florestal nos respectivos anos. De 1986 à 2019, a quantidade de fragmentos menores que 1 ha diminuiu, os fragmentos pertencentes as áreas de 1 a 10 ha aumentaram, a quantidade de fragmentos aumentou, assim como o número de fragmentos encontrados entre 50 a 99 ha. O número de fragmentos maiores que 500 ha permaneceu o mesmo ao longo dos anos (Figura 8).

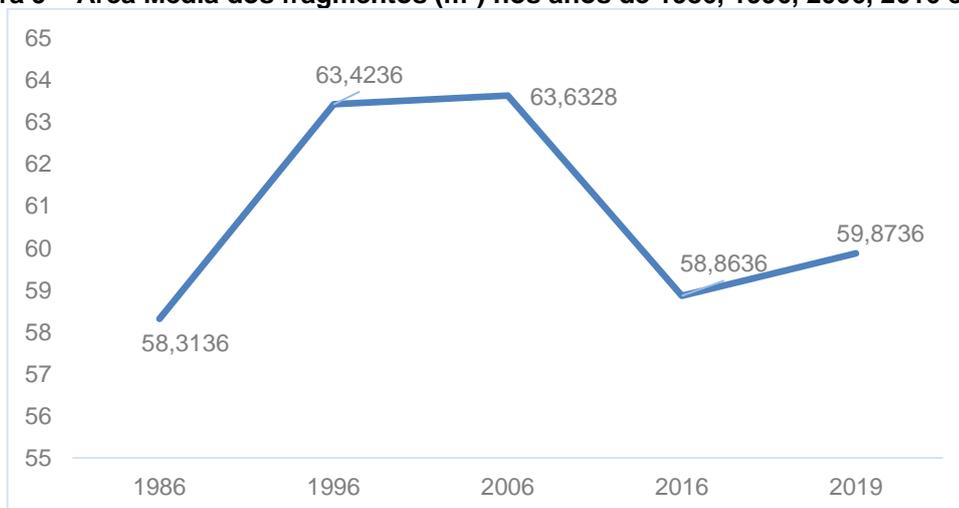
Figura 8- Quantidade de fragmentos florestais nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria própria (2021).

Referente a Área Média das manchas florestais, houve um aumento de 1986 a 2006, passando de 58,3 m² (1986) para 63,63 m² (2006) e diminuindo novamente para 58,86 m² (2016) (Figura 9). Apesar de ter ocorrido uma diminuição no tamanho médio das manchas florestais de 63,63 m² para 58,86 m² de 2006 a 2016, o aumento no número de fragmentos neste período, expandiu a cobertura florestal da área.

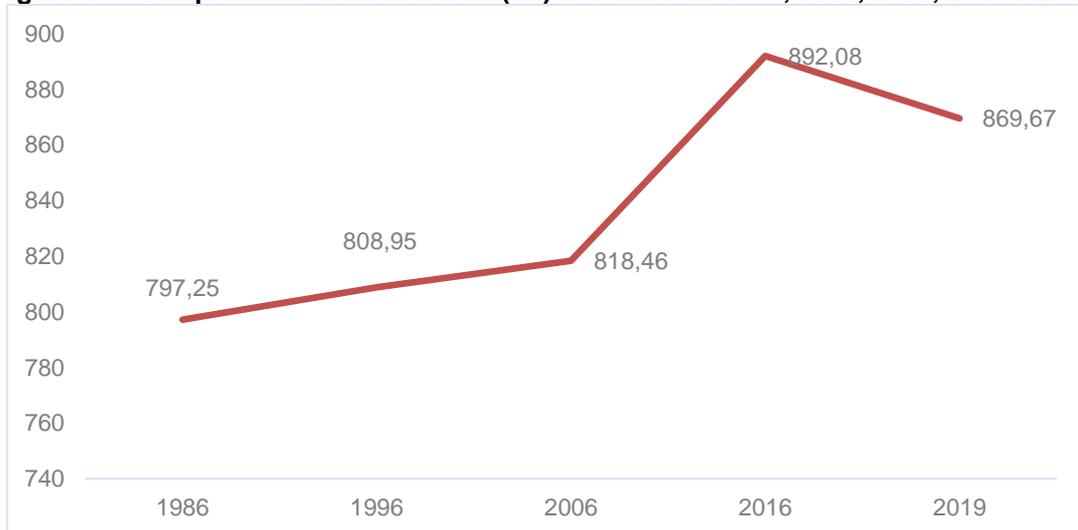
Figura 9 – Área Média dos fragmentos (m²) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria Própria (2021)

Observou-se também mudanças relativas ao comprimento da borda, que aumentou 9% de 1986 a 2019, passando de 797,25 m (1986) para 869,67 m (2019). (Figura 10).

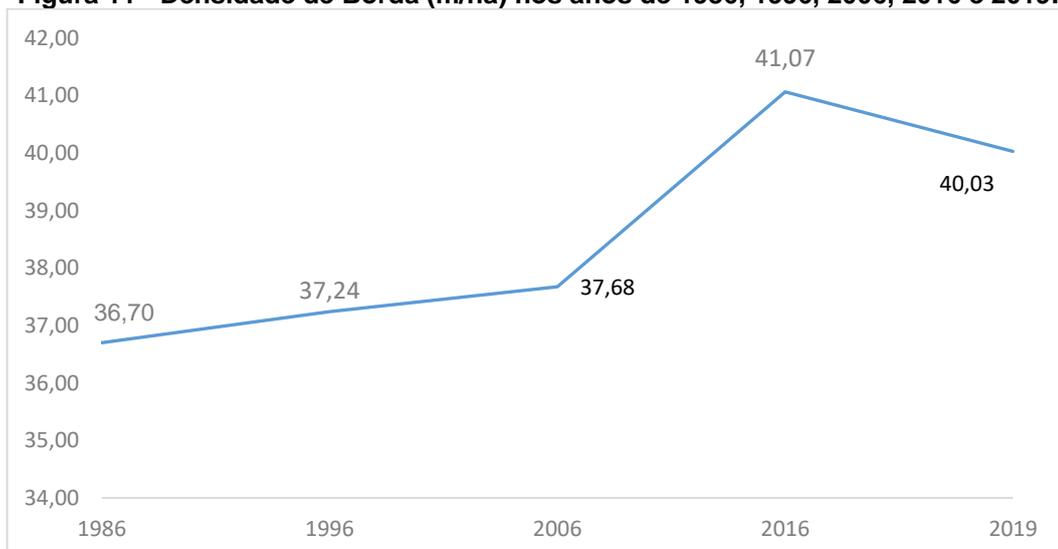
Figura 10 - Comprimento total de borda (m²) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria própria (2021).

A densidade de borda também acompanhou a evolução do comprimento de borda, aumentando de 1986 a 2019 (Figura 11). De 1986 a 2016, a Densidade de Borda aumentou de 36,7 m/ha para 37,68 m/ha. De 2006 a 2019 a Densidade de Borda passou de 37,68 m/ha para 40,03 m/ha.

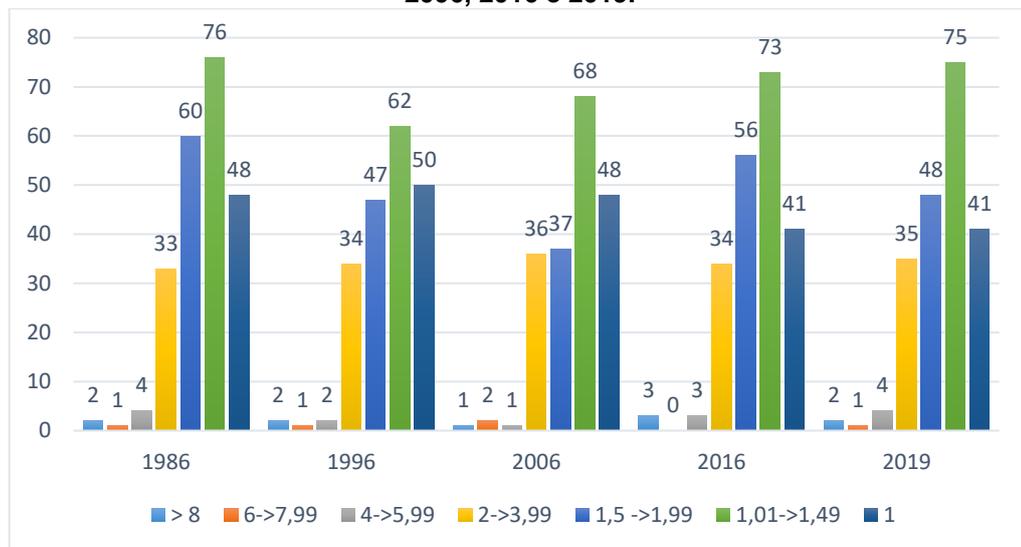
Figura 11 - Densidade de Borda (m/ha) nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria própria (2021).

A média do Índice de Forma dos fragmentos florestais variou de 1,64 (2006), correspondendo a menor média, à 1,69 (2016), representando a maior média, o que indica a predominância de fragmentos florestais com formas simples e regulares na Unidade de Conservação, o que é evidenciado pelo gráfico, no qual constatou-se em todos os anos a predominância de fragmentos com o valor do Índice de Forma próximo a 1 (Figura 12).

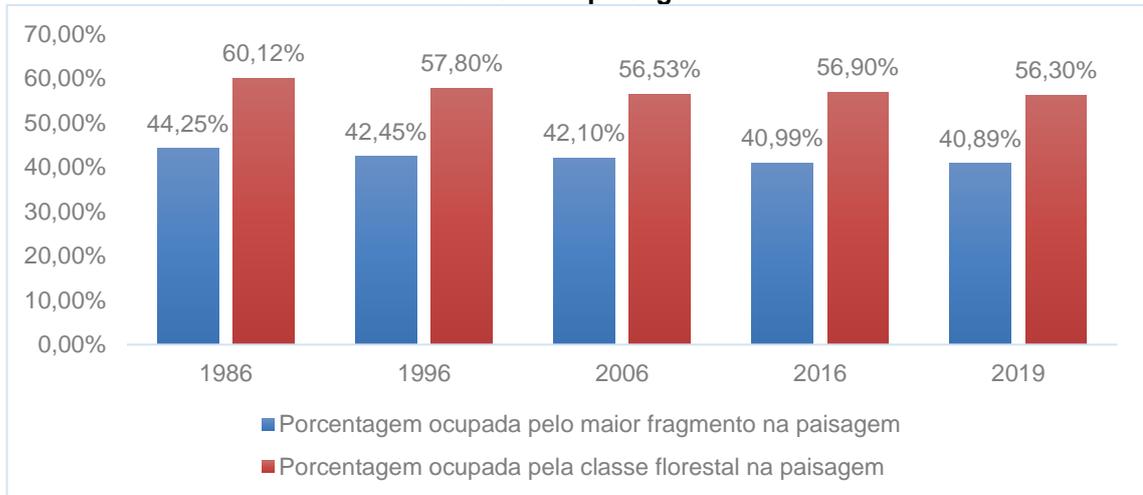
Figura 12 - Número de fragmentos por Índice de Forma nos anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019.



Fonte: Autoria Própria (2021).

A porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento, de acordo com o Índice da Maior Mancha (LPI) indica que o mesmo ocupa grande parte da área do Parque Nacional dos Campos Gerais em todos os anos, e também integra a maior parte da classe florestal, obtendo-se uma média de 42,1% para todos os anos analisados na pesquisa, sendo o maior valor correspondendo a 44,25% para o ano de 1986 e o menor 40,89% para o ano de 2019 (Figura 13).

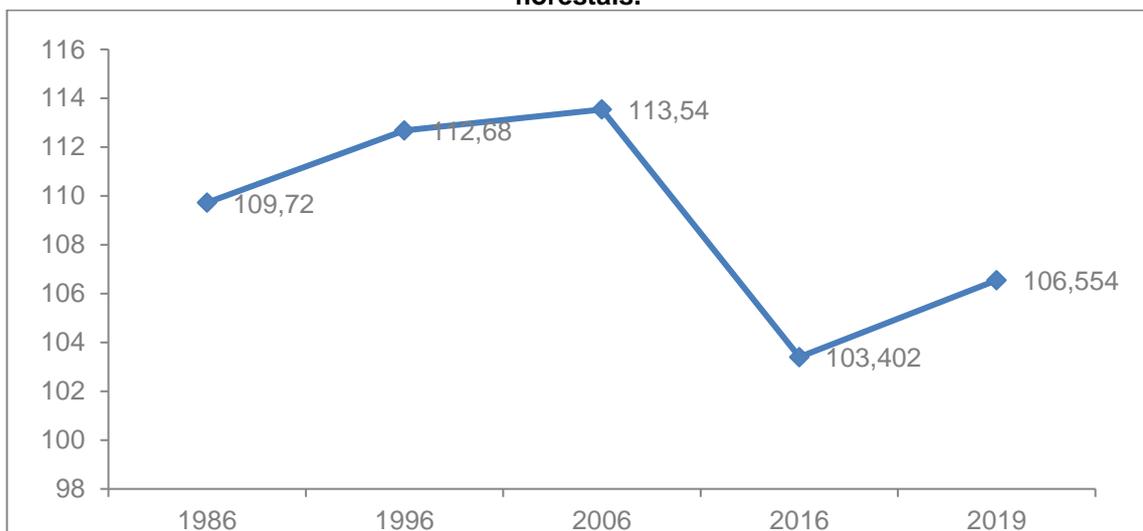
Figura 13 - Porcentagem ocupada pelo maior fragmento x Porcentagem ocupada pela classe florestal na paisagem.



Fonte: Aatoria Própria (2015)

A proximidade das manchas da classe de vegetação florestal foi avaliada a partir da métrica Distância Média do Vizinho mais Próximo (ENN). De 1986 a 2006 o valor relativo a esta métrica aumentou de 109,72 m para 113,54 m, de 2006 a 2019 ocorreu uma diminuição para 106,55 m de 2006 a 2019, evidenciando um aumento na proximidade dos fragmentos (Figura 14) .

Figura 14 - Média da Distância Euclidiana do Vizinho mais Próximo entre os fragmentos florestais.

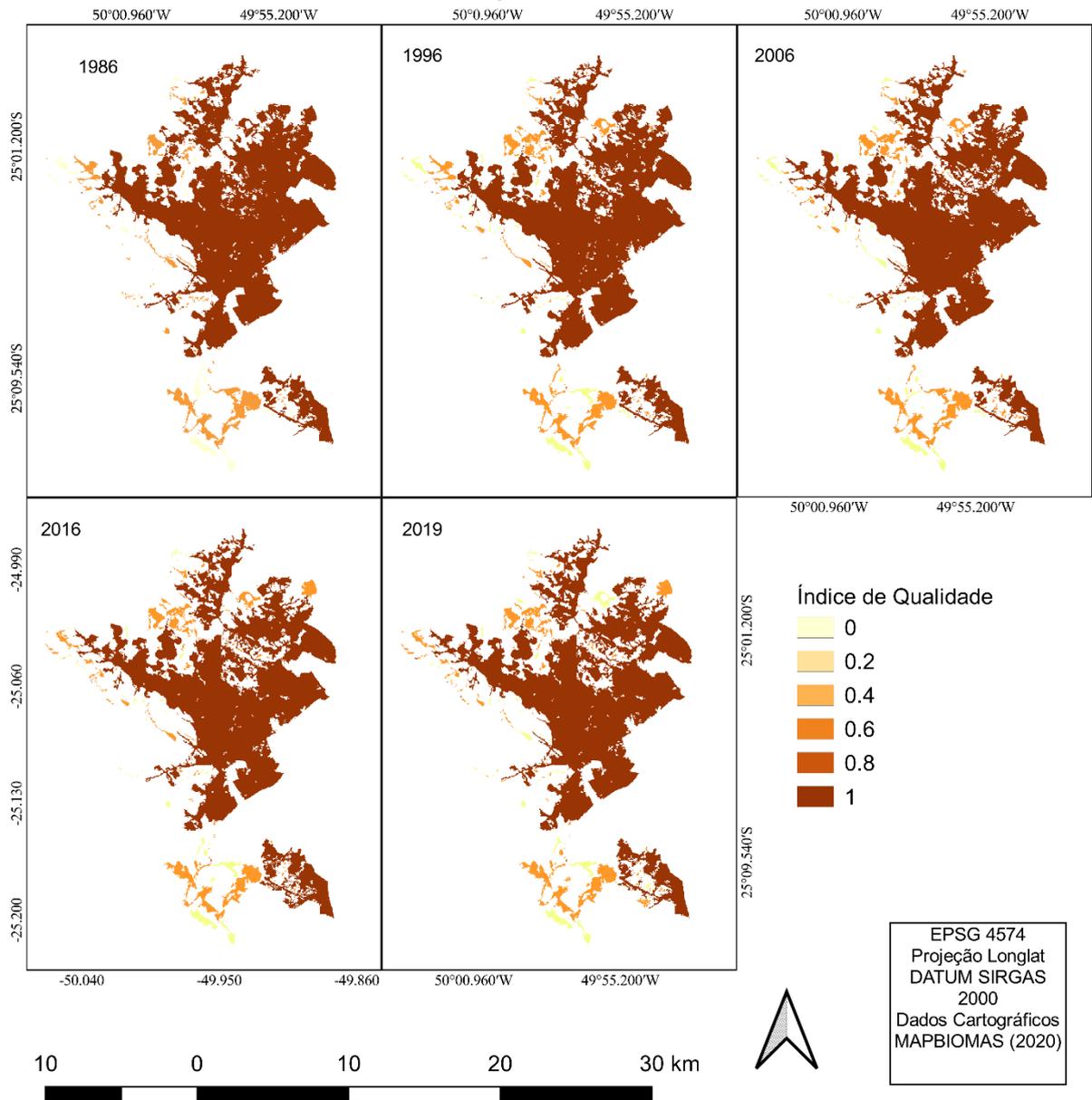


Fonte: Aatoria própria (2021).

6.3 Qualidade Ambiental da vegetação florestal

Os valores referentes a qualidade dos fragmentos do Parque Nacional dos Campos Gerais nos 33 anos analisados variaram de Muito Baixa para Alta (Figura 18).

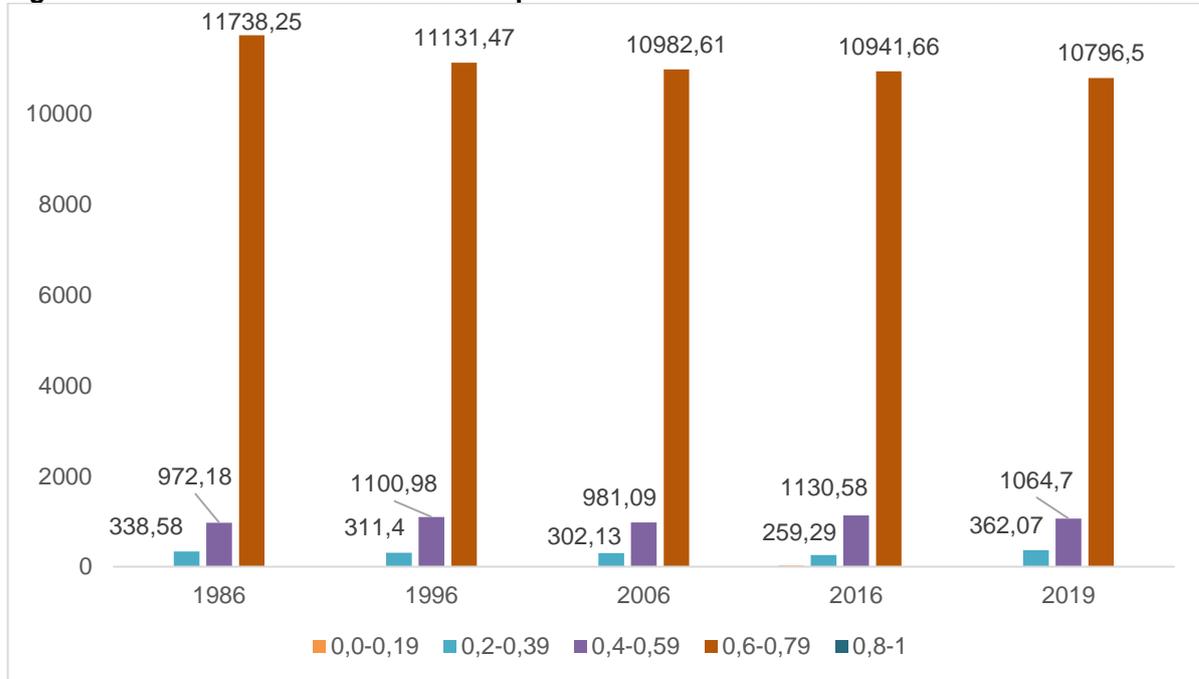
Figura 15 - Evolução da Qualidade Ambiental da classe florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais



Fonte: Autoria própria (2021).

E a maior parte da cobertura vegetal florestal do Parque Nacional dos Campos Gerais apresentou uma qualidade variando de Média à Alta (0,4 a 0,8) entre 1986 à 2019 (Figura 16).

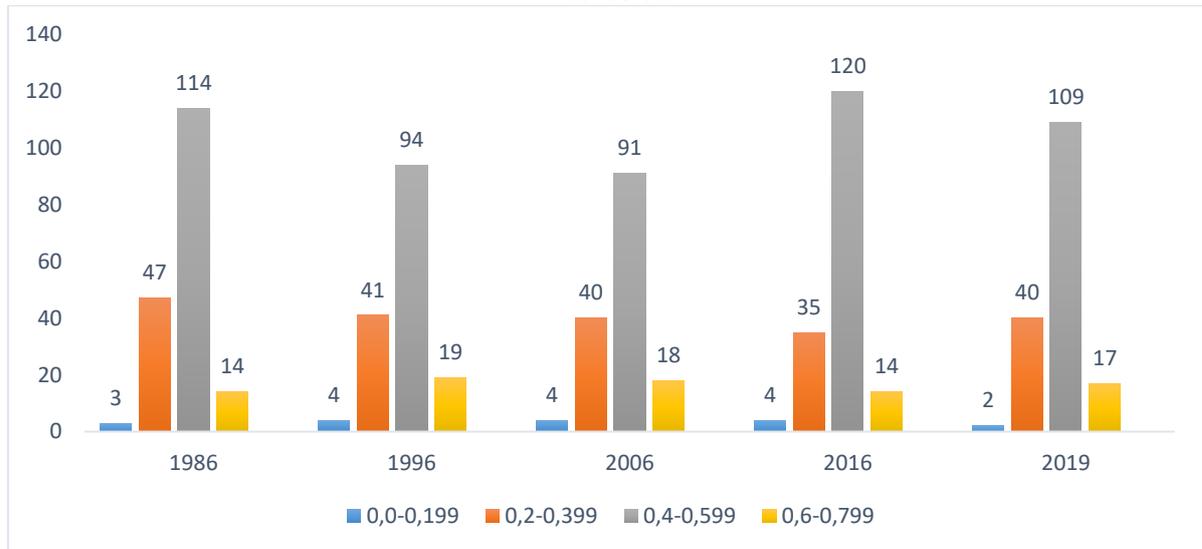
Figura 16 - Quantidade de área florestal para cada intervalo de classe de Qualidade Ambiental.



Fonte: Autoria Própria (2021).

O número de fragmentos de qualidade Muito Baixa diminuiu de três (1986) para 2 (2019), os fragmentos de qualidade Baixa, diminuíram de 47 (1986) para 40 (2019), como também, o número de fragmentos de qualidade Média (0,4 a 0,59) diminuíram de 114 (1986) para 109 em 2019 e os pertencentes à Alta qualidade (0,6 a 0,8) passaram de 14 (1986) para 17 (2019) do total de fragmentos (Figura 17).

Figura 17 - Número de fragmentos por intervalo de classe de qualidade ambiental da vegetação florestal.



Fonte: Autoria própria (2021).

7. DISCUSSÃO

7.1 Uso do Solo

Os resultados mostram que a classe florestal nativa é a matriz da paisagem do Parque Nacional dos Campos Gerais em todos os anos, apresentando maior conectividade e influência no funcionamento dos outros elementos do território (LAURANCE *et al.* 2017).

No período analisado, a classe florestal passou por um período de transição, sendo que as modificações ocorridas na paisagem podem ser divididas em dois intervalos. O primeiro intervalo (1986 à 2006) é caracterizado pela diminuição da área florestal e da quantidade de fragmentos florestais e o segundo (2006 à 2019), por um aumento no número de fragmentos, na área ocupada pela cobertura floresta e estabilização da mesma.

De acordo com Costa *et al.* (2017), que analisou a evolução da Mata Atlântica no território brasileiro de 1976 a 2014, houve uma intensa perda da floresta de 1976 à 1996, causada por rearranjos consideráveis na posse da terra, principalmente devido às iniciativas de reforma agrária. O período de 1996 a 2014, Segundo Costa *et al.* (2017) foi marcado por uma dinâmica menos intensa na floresta, em comparação com o período anterior, com pouca perda de floresta e ocorrência de regenerações.

Para a presente área de estudo, a classe florestal também diminuiu de forma acentuada de 1986 à 1996, perdendo 504,36 ha. De 1996 até 2006 observou-se uma diminuição menos intensa na perda da classe florestal, mas ainda predominante. De 2006 a 2016 ocorreu uma transição de cenário, pois a área ocupada pela classe florestal aumentou 80,01 ha, e apesar das perdas de área florestal de 2016 a 2019 que cumularam em um valor de 129,15 ha, considera-se o mesmo um valor muito pequeno, tendo em vista o ritmo de devastação anterior

A partir de 2006, ano de criação do Parque Nacional dos Campos Gerais, o cenário foi de regeneração e estabilização para o bioma florestal na presente área de estudo. A transição da floresta Mata Atlântica também foi verificada nos trabalhos de Tomadon *et al.* (2019), Ferreira *et al.* (2019) e Silva *et al.* (2016) que constataram a ocorrência de regeneração florestal em áreas no território brasileiro nos últimos anos.

O aumento da área ocupada pela floresta de 2006 à 2016 no Parque Nacional dos Campos Gerais, pode ser resultado da criação de instrumentos normativos visando a proteção de florestas, como a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006), promulgada em 2006, que conforme o Art. 11, capítulo I, restringiu a supressão, quando a mesma exerce funções de resguardo de espécies de fauna e flora ameaçados de extinção, proteção de mananciais, controle de erosão e formação de corredores em estágio avançado e excepcional valor paisagístico (BRASIL, 2006).

Assim como a criação da Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP nº 005/2008 no Estado do Paraná (PARANÁ, 2008), que estabeleceu que Áreas Úmidas, conforme o art. 4º, § 1º são prioritárias para a conservação, proibindo atividades que possam causar a degradação, e nos casos de intervenções permissíveis, devem obedecer as normas adotadas para as Áreas de Preservação Permanente (APP).

No ano de 2006 também ocorreu a promulgação do Decreto nº 4.340/2006 (PARANÁ, 2006), que instituiu a criação do Parque Nacional dos Campos Gerais, desapropriando algumas propriedades presentes na área e restringindo usos, como previsto na própria Lei Nº 9.985/ 2000 (BRASIL, 2000) e pela própria IUCN para as áreas delimitadas para Parques, como exclusão de exploração ou ocupação não ligadas à proteção de área protegidas (IUCN, 2009).

Todavia, em 2012, o antigo Código Florestal (BRASIL, 1965) passou modificações previstas na Lei nº 12.651/2012, que implicaram na alteração de certos aspectos relativos à redução da abrangência das Áreas de Preservação Permanente, além da inclusão dessas áreas no cálculo da área de Reserva Legal, como também a

isenção de corte autorizado de florestas plantadas fora da Reserva Legal, e a exploração não comercial realizada nas pequenas propriedades de agricultura familiar (BRASIL, 2012).

O afrouxamento de pautas do Código Florestal Brasileiro pode ter impulsionado propostas de redução de área na Área de Proteção Ambiental (APA) da Escarpa Devoniana através do Projeto de Lei nº 527/2016, motivado por interesses políticos e econômicos (Alves *et al.* 2018) e a retirada de campos de altitude da jurisdição da Lei da Mata Atlântica pelo Projeto de Lei nº 194/2018 (BRASIL, 2018), que podem ter refletido no próprio abandono da área tendo como consequência a pequena diminuição da área da Floresta Ombrófila Mista presente na Unidade de Conservação de 2016 a 2019.

A origem da fragmentação da vegetação florestal é predominantemente natural junto a Escarpa Devoniana devido à presença de Neossolos Litólicos, presentes em relevos com declividade acima de 20%, além da alta suscetibilidade à erosão, o que confere a estas áreas limitações para uso agropecuário (AGEITEC, [S.I.]). Já na região nordeste do Primeiro Planalto, a fragmentação ocorreu principalmente devido a ação antrópica em função do sistema agrosilvopastoril na região (OLIVEIRA, 2018).

Como pode ser verificado (Figura 5), a classe agropecuária, avançou de 442,83 ha de 1986 à 2006 e diminuiu 566,73 ha de 2006 à 2019, sugerindo que a redução no último período possa ter dado espaço para a regeneração florestal. De acordo com Oliveira (2018), a região dos Campos Gerais é uma das mais desenvolvidas em aplicação de técnicas agropecuárias, e devido a dificuldade da aplicação dessas técnicas em áreas de relevo desenvolvido, muitas dessas áreas foram abandonadas, permitindo o avanço da floresta.

Outra classe observada foi a Formação Vegetal não Florestal, que se expandiu até o ano de 2016, e deste ano até 2019, diminuiu 7,5%, que segundo Almeida (2008), pode ser uma consequência das queimadas anuais. Historicamente, as áreas campestres são utilizadas na região para a pecuária extensiva sendo recentemente convertidas para o cultivo de grãos e plantio de espécies florestais exóticas (Pinheiro e Eucalipto). Além desses usos, as áreas campestres presentes no Segundo Planalto também são destruídas pela abertura de estradas, além de serem pressionadas por uso público descontrolado e invasão biológica de espécies ruderais (OLIVEIRA, 2018).

As áreas campestres ocupam em torno de 1% da área, que difere dos obtidos por Milan (2019), no qual essas áreas constituem cerca de 20% do Parna. Isso ocorre devido a procedimentos metodológicos utilizados pelo Projeto MapBiomas que possui uma abrangência mais ampla quando comparado ao senso agropecuario (IBGE), passando por análise de acurácia e validação de campo consistente, impedindo de considerar áreas de pastagens como propriedades naturais, por exemplo (PARENTE *et al.* 2020).

A dinâmica das áreas de Silvicultura no território concordam com os resultados expostos por Almeida (2008), ocorrendo sob áreas de pastos e capoeiras (Figura 5). Esse avanço tem gerado uma contaminação biológica por *Pinus* spp. (DALAZOANA, 2010), que em áreas degradadas já se tornaram parte comum da paisagem. Segundo o estudo feito por Ziller (2000), a estepe gramíneo-lenhosa do Segundo Planalto Paranaense encontrava-se altamente contaminada por essa espécie.

De acordo com Higgins e Richardson (1998), a capacidade invasora de *Pinus* spp. está associada à sua ampla rusticidade, grande produção de sementes e potencial de germinação e anemocoria, permitindo amplas dispersões., sendo que áreas como campos naturais e florestas em estágio inicial de regeneração são as mais suscetíveis à invasão que impede o desenvolvimento da vegetação nativa.

7.2 Classe Florestal (Nativa)

Os resultados obtidos através das métricas de paisagem para os fragmentos da classe florestal mostram esta tem passado por um período de transição, pois a classe florestal que estava sendo reduzida de modo intensivo tem se recuperado nos últimos anos. De acordo com Costa *et al.* (2017), isso se deve à valorização dos ativos florestais pelos municípios, à instituição de áreas protegidas e incentivos a áreas de ecoturismo.

O levantamento realizado pelo MapBiomas (2020) mostra que este tipo de mudança tem ocorrido na Mata Atlântica no território brasileiro, tendo grandes perdas de 1985 a 1990, mas mantendo uma estabilidade nos últimos 30 anos.

A recuperação florestal ocorreu principalmente em Áreas de Preservação Permanentes (APPs) em torno dos rios, sobretudo no interior de São Paulo e do Paraná (MAPBIOMAS, 2020) , indicando a eficácia dos instrumentos legais aplicados ao bioma até então.

De 1986 a 2006, a diminuição no número de fragmentos culminou na redução da área florestal do Parque Nacional dos Campos Gerais, no entanto, observa-se que no início deste período, as reduções na perda da Mata Atlântica se tornaram menos intensas. Da mesma forma, a transição no cenário do Parna de 2006 à 2019, com a recuperação/estabilização da classe florestal pode ter ocorrido devido ao aumento no número de fragmentos da classe florestal (Figura 9). De acordo com Cabacinha *et al.* (2010), é importante analisar o número de fragmentos com a métrica de área de classe, pois o aumento de ambas indica o surgimento de novos fragmentos.

Os anos analisados na pesquisa mostraram a existência de grandes variações nas áreas dos fragmentos, indo de 0,09 ha a 9000 ha. Os fragmentos menores que 50 ha corresponderam a maior parte do número de fragmentos de 1986 à 2019, tendo um aumento de fragmentos com áreas de 1 a 10 ha e de 50 a 99 ha, concordando com avaliação realizada pelo MapBiomas (2020) de que a expansão da floresta nativa ocorreu devido a regeneração de florestas mais jovens, e indicando para a área um aumento da fragmentação.

A predominância de fragmentos menores que 50 ha no Parque Nacional dos Campos Gerais, se assemelha com os resultados encontrados em outros locais, como na bacia do rio Mourão no Paraná, que segundo Ferreira *et al.* (2019), apresentou mais de 97% do total de fragmentos com áreas menores que 50 ha.

De acordo com Pardini *et al.* (2009) e Ribeiro *et al.* (2009), paisagens com muitos fragmentos pequenos em uma matriz heterogênea é um padrão típico na Mata Atlântica. Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016) também encontraram em suas pesquisas realizadas na cidade de Sorocaba, um total de 2406 fragmentos de mata atlântica menores que 10 ha, representando 95% do total de fragmentos da área, sendo que apenas 24 fragmentos eram maiores que 50 ha

Ainda, de acordo com o estudo de Alves *et al.* (2018), a Escarpa Devoniana, no qual o Parna esta parcialmente inserido, apresentou remanescentes de campos variando de 0,08 ha a 11779,18 ha, sendo que mais de 99,2% das manchas são representadas por fragmentos menores que 50 ha.

Não há uma classificação padrão de qualidade para os fragmentos florestais da Mata Atlântica. Para Laurance (1997), por exemplo, fragmentos de alto valor de conservação da biodiversidade apresentam áreas maiores que 300 ha, fragmentos com valor mediano medem entre 3 e 300 ha e fragmentos de baixo valor apresentam tamanhos menores que 3 ha. No entanto, Tomadon *et al.* (2019), que analisou a

distribuição espacial de espécies ameaçadas de extinção nos fragmentos de Mata Atlântica da bacia do Rio Mourão, Paraná, encontrou fragmentos pequenos (20 ha) abrigando espécies de flora ameaçadas de extinção, e possuem beleza cênica, o que segundo o autor já atende a requisitos que justificam a conservação. Os fragmentos de menores também são importantes pois promovem a conectividade da paisagem, fazendo a ligação entre os fragmentos de grandes áreas (PIROVANI *et al.* 2014).

Ao longo dos anos que o valor Área Média dos fragmentos variou de forma inversamente proporcional em relação as métricas de Área Total da Classe e Número de fragmentos: diminuindo de 1986 a 2006 e aumentando de 2006 a 2019, o que, de acordo com os resultados já expostos, pode indicar a exclusão de pequenos fragmentos no primeiro intervalo, e no segundo, o aparecimento de novos pequenos fragmentos na área do Parna, influenciando no resultado da Área Média.

O parâmetro Comprimento de Borda aumentou de 1986 a 2019 (Figura 10) e as variações podem ter ocorrido devido a redução de forma geral no número de fragmentos florestais da área do Parque Nacional dos Campos Gerais. É provável que o aumento deste parâmetro de 2006 à 2019 tenha ocorrido devido ao aumento no número de fragmentos pequenos na paisagem (recomposição florestal), que influenciou no valor da média.

O aumento da fragmentação do habitat, resulta em manchas menores, aumentando o isolamento e a proporção de de borda nas paisagens (FLETCHER, 2005). De acordo com Zembrano *et al.*(2020), a diminuição da área de um fragmento aumenta os efeitos negativos na área de borda dos fragmentos, levando a um aumento de espécies pioneiras, alterações de temperatura e turbulência do vento, além de afetar também a fertilidade do solo e a umidade do ar.

Os fragmentos menores são muito afetados pelo efeito de borda, gerando impactos nas interações abióticas, e até mesmo o estabelecimento de espécies exóticas invasoras em direção ao interior dos fragmentos florestais (LOPES *et al.* 2018). No entanto, a remoção de manchas menores que 50 ha aumenta o isolamento das manchas maiores de floresta e reduz a conectividade entre elas (RIBEIRO *et al.* 2009).

Em um estudo realizado por Laurance *et al.* (2000), sobre os efeitos da fragmentação em árvores na Amazônia, o mesmo concluiu que árvores grandes (DAP \geq 60 cm) tiveram mortalidade quase três vezes mais rápida quando estavam na área de borda do que estando na Área Central dos fragmentos.

A Densidade de Borda, seguiu a tendência crescente do índice Comprimento de Borda, aumentando de 37 m/ha em 1986 para 40,9 m/ha em 2019. Sendo que a influência da borda depende também de outras características dos fragmentos como a forma e a área. A diminuição do tamanho médio do patch, aumento da densidade da borda e aumento do número de patches indica a ocorrência de fragmentação contínua, já que o aumento da densidade de borda indica que a classe estudada encontra-se menos concentrada (REDDY, 2013).

Tal como é importante conhecer a quantidade e a densidade de borda, a forma dos fragmentos é necessária para medir o nível de perturbação e a estrutura dos remanescentes florestais, pois a análise da forma dos fragmentos indica o grau de proteção no interior dos remanescentes (NASCIMENTO *et al.* 2006).

Observando a média do resultado do Índice de Forma Médio dos fragmentos do PARNA, obteve-se o valor de 1,66, o que deduz a predominância de fragmentos moderadamente simples e regulares.

Milan e Moro (2012) que analisaram os fragmentos florestais do Parque Estadual Vila Velha que possui vegetação similar à do Parque Nacional dos Campos Gerais obtiveram um índice de forma médio de 1,9, que segundo os autores, indica a predominância de fragmentos relativamente arredondados. No Parna, os fragmentos menores que 10 ha foram os que apresentaram formas mais simples, variando de 1,20 a 1,25. Os fragmentos maiores que 50 há tiveram um índice de forma que variou de 2,7 a 12,13. De acordo com Forman e Godron (1986), baixos valores para o índice Forma pode indicar a existência de uma classe formada pela ação antropogênica, pois as paisagens naturais exibem formas complexas e irregulares.

Silva *et al.* (2019), obteve resultados semelhantes em sua pesquisa ao analisar os fragmentos da Bacia do Ribeirão Anhumas (SP), observando que os fragmentos de maior área, que poderiam ser mais significativos à qualidade ambiental na região, apresentam formatos mais irregulares. Já, os fragmentos de formato mais regulares, além de reduzida área total, tem área nuclear irrisória ou nula.

Segundo Pascual-Hortal e Saura (2007), a forma dos fragmentos é um indicador espacial de biodiversidade de uma floresta, sendo que uma maior irregularidade em fragmentos florestais pode estar relacionada com a diversidade da vegetação florestal e com a riqueza de pássaros da floresta, mamíferos e espécies de vertebrados totais. Porém, fragmentos de tamanho reduzido não são capazes de

sustentar populações de algumas espécies, tornando-se fragmentos altamente diversificados, mas com altas taxa de extinção local (FAHRIG, 2003).

A área ocupada pelo maior fragmento foi muito significativa em todos os anos analisados ao comparar com a área total da paisagem, representando um aspecto positivo para o Parque, pois de acordo com Jesus *et al.* (2015), os fragmentos florestais de maiores áreas apresentam uma função ecológica e estrutural na paisagem muito significativa. Estes são denominados fragmentos-matriz e atuam como área-fonte de recursos para dispersores, polinizadores, propágulos e genes para os remanescentes menores. Ou seja, contribuem para a manutenção da biodiversidade local na medida em que asseguram processos básicos como a dispersão e polinização (SILVA *et al.* 2019). Além disso, os fragmentos mais afastados do maior fragmento e próximos a agricultura e pecuária levarão um maior tempo para se recuperarem pois se tornam mais suscetíveis a atividades antrópicas e podem até aumentar a possibilidade de supressão total na área (LOPES *et al.* 2018).

De acordo com Brudvig *et al.* (2009), fragmentos maiores com grande riqueza de espécies, “transbordam” a biodiversidade para fragmentos menores e mais próximos e muitas de plantas se propagam por animais que percorrem os fragmentos conectados.

Para Mertensen; Pimentel; Metzger (2008), embora a preservação de grandes fragmentos seja um alvo de conservação, a conectividade entre as manchas deve ser uma prioridade de conservação, pois há espécies de fauna que se afetam apenas pela conectividade. Fragmentos bem conectados podem sustentar um elevado número de espécies e indivíduos, pois dá aos indivíduos a oportunidade de utilizar vários fragmentos, reduzindo a influência do tamanho do fragmento.

A proximidade das manchas da classe de vegetação florestal foi avaliada a partir da métrica de Distância Média Euclidiana do Vizinho mais Próximo (ENN), que aumentou 3,82 m de 1986 a 2006, passando de 109, 72 m para 113,54 m, podendo ser uma consequência da diminuição de fragmentos da região. De 2006 a 2019, essa distância diminuiu para 106,55 m evidenciando uma diminuição do isolamento entre os fragmentos (Figura 17).

A métrica de Distância Média do Vizinho mais Próximo (ENN), acompanhou a tendência de transição e também evidencia o processo de restauração florestal que pode estar ocorrendo no local. A média dos resultados obtidos desta métrica se assemelharam muito com os obtidos por Tomadon *et al.* (2019), que mapeou os

remanescentes florestais da Bacia do Rio Mourão, também no Paraná e obteve uma Distância Média do Vizinho mais Próximo (ENN) de 106,35m. No entanto, a Bacia do Rio Mourão apresentou uma paisagem com 0,02 fragmentos florestais/ha, densidade diferente da encontrada para a área de estudo com uma média de 0,009 fragmentos florestais/ha, pressupondo no Parque Nacional dos Campos Gerais uma quantidade menor de fragmentos de tamanho maior que os observados na Bacia do Rio Mourão.

7.3 Qualidade Ambiental da Vegetação Floresta Natural

De acordo com os resultados obtidos, observou-se que a Qualidade Ambiental dos fragmentos variou de Muito Baixa para Alta. E a maior parte da cobertura vegetal florestal do Parque Nacional dos Campos Gerais apresentou uma Qualidade Ambiental classificada de Média à Alta (0,4 a 0,8) para todos os anos analisados.

Conforme a Figura 19, de 1986 a 2006 ocorreu uma diminuição total de 25 fragmentos das classes de Qualidade. De 2006 à 2019, houve um aumento de 17 no número de fragmentos pertencentes a Qualidade Média à Alta, mas os fragmentos pertencentes as classes Muito Baixa à Baixa diminuíram.

De acordo com a Figura 20, a quantidade de área florestal que se enquadra nas classes Média à Alta diminuiu 849,23 ha de 1986 à 2019, ao mesmo tempo, a área classificada de Baixa à Muito Baixa aumentou 303,84 ha.

Essas mudanças reforçam a ideia da ocorrência de restauração da Floresta Natural. Ao mesmo tempo que ocorreu uma diminuição na quantidade de área florestal com uma maior qualidade (Média à Alta), o número de fragmentos enquadrados nesta classe aumentou. É provável também que a diminuição de fragmentos de qualidade baixa de 2006 a 2016, seja um indicativo da restauração ocorrida na área durante este período, supondo que estes fragmentos podem ter aumentado de Qualidade e, portanto, atingido melhores classes.

Trevisan (2015), que utilizou uma metodologia análoga à deste estudo, constatou que de 2003 a 2013, a Qualidade Ambiental dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica presentes no município de São Carlos diminuiu devido ao aumento de fragmentos de baixa qualidade (0 a 0,2) e a diminuição de fragmentos de qualidade Média (0,2 a 0,6).

Trevisan *et al.* (2020) também analisou a bacia do Tiête-Jacaré no período de 2007 a 2017 e constatou a perda de vegetação nativa na região, com o aumento de

fragmentos de qualidade baixa (0 a 0,4) e diminuição daqueles pertencentes à classe de qualidade alta (0,6 a 1).

Em ambos os casos foram analisados fragmentos florestais em ambientes constituídos por áreas urbanas, o que pode ter aumentado a probabilidade de extinção de fragmentos florestais e comparando-se esses trabalhos com o presente estudo, que utilizou um índice equivalente, pode-se inferir que houve um ganho positivo referente a qualidade ambiental na área do Parque Nacional dos Campos Gerais.

No que se refere à distribuição e à qualidade dos fragmentos pelo território do Parna (Figura 18), aqueles mais conservados foram encontrados em áreas com topografias mais dificultosas para o uso de máquinas, sendo as mesmas, áreas referentes ao relevo montanhoso do Primeiro Planalto.

O mesmo resultado foi encontrado por Mello, Toppa e Cardoso-Leite (2016) que relatou a existência de fragmentos de maior qualidade em áreas com alta topografia, na cidade de Sorocaba pois são áreas que dificultam o uso de máquinas e barram, desta forma, o avanço da agricultura (ROMPRÉ; ROBINSON; DESROCHERS, 2008).

Quanto a aplicação de Índices de paisagem na Mata Atlântica no estado do Paraná, Heimann e Júnior (2021) analisaram a ocupação da terra na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba – PR nos anos de 1992 e 2017 e obtiveram resultados positivos no que se refere a restauração florestal de fragmentos da florestais na área. Assim como também Ferreira (2019), que analisou os fragmentos florestais da bacia do rio Mourão através de métricas de paisagem e constatou um aumento no tamanho médio dos fragmentos, apesar da diminuição na quantidade dos mesmos.

Os resultados obtidos através das métricas e do Índice de Qualidade, reforçam a ideia do processo de “transição florestal”, ou seja, uma mudança geral de perda de floresta para ganho de floresta (COSTA *et al.* 2017; RUDEL *et al.* 2002; REZENDE *et al.* 2015).

Além da aplicação de incentivos fiscais para a criação de Unidades de Conservação no Brasil, outro aspecto que pode ter influenciado o aumento de áreas florestadas é o aumento das fiscalizações ambientais devido a aplicação das leis brasileiras para áreas de conservação, tais como matas ciliares e reservas naturais.

Incentivos fiscais como o imposto estadual de valor agregado sobre bens e serviços (ICMS), conhecido como ICMS ecológico no estado de Paraná, também podem ter colaborado com a recuperação, já que o mesmo permitiu o repasse

financeiro aos municípios com unidades de conservação e fontes de abastecimento em seus territórios, incentivando a criação de várias Unidades de Conservação nas últimas décadas (LOUREIRO, 2002).

A incoerência entre a Lei Federal nº 99985/2000 (BRASIL, 2000), aplicável ao Parna e os atuais usos encontrados na região, podem ter refletido diretamente na conservação dos fragmentos florestais, atrasando a recuperação destes, pois os usos ilegais para uma Unidade de Conservação Integral como agricultura e silvicultura trazem consequências ruins para a fauna e flora do Parna.

Oliveira (2018) realizou um estudo na Unidade de Conservação do presente estudo que evidencia a necessidade de desapropriação urgente de propriedades particulares no território, principalmente na região do segundo Planalto, onde áreas particulares ocupam regiões de florestas em regeneração e áreas campestres, que segundo o autor, são alvos de incêndio, abertura de estradas, implantação de pastagens artificiais e agricultura, que certamente influenciaram na restauração de fragmentos florestais.

Além da vegetação, considerada um *hot-spot*, a preservação da área é também justificada pela presença de sítios de especial interesse turístico/geoambiental como cachoeiras/sumidouros; furnas/balneários; abrigos com pinturas rupestres; e, falhas/fraturas/paredões que reforçam a necessidade de adequação da Unidade de Conservação aos objetivos estabelecidos em seu Decreto de criação (BRASIL, 2006).

Apesar do cenário ser de transição, visando a restauração florestal, é fundamental que os gestores adotem ações para proteger as florestas remanescentes e estimulem a regeneração florestal contínua em áreas desmatadas, para que a conclusão da transição florestal nessas paisagens ocorra de forma efetiva (Costa et al, 2017), sendo que, de forma particular para o Parque Nacional dos Campos Gerais deve ser cumprido com urgência os requisitos básicos exigidos pelo SNUC para a sua categoria, tornando a área livre de usos indevidos e elaborando um Plano de Manejo para garantir uma melhor gestão.

8 CONCLUSÃO

A criação da Unidade de Conservação Parque Nacional dos Campos Gerais tem corroborado com a recuperação florestal na área, verificando-se nos últimos anos (2006 à 2019) a ocorrência de restauração dos fragmentos florestais devido ao aumento no número de fragmentos florestais e diminuição da distância entre os mesmos. Soma-se a isso, a diminuição nas áreas médias das manchas e o aumento na área de borda, evidenciando que a recuperação tenha ocorrido, provavelmente, pelo surgimento de novos fragmentos na área de estudo.

Além da classe Floresta Natural, foram encontradas as classes Formação Natural não Florestal (Formação Campestre), Agropecuária, Área Não Vegetada, Silvicultura (Floresta plantada) e Corpos d'Água para os anos de 1986, 1996, 2006, 2016 e 2019. Sendo que as classes nativas ocuparam uma porcentagem média de 58,24% para todos os anos.

Apesar da área ocupada pela classe floresta natural ter diminuído de 1986 à 2019, verificou-se nos últimos anos (2006 à 2019) a ocorrência de restauração da mesma, confirmada pelo aumento no número de fragmentos de Qualidade Média à Alta e diminuição no número de fragmentos das classes Baixa à Muito Baixa, ressaltando o resultado encontrado através das métricas. Além da criação da Unidade de Conservação, esses resultados foram gerados pela criação de instrumentos legais de 1986 à 2019 que diminuíram a remoção do bioma e propiciaram a ocorrência de uma melhoria na qualidade dos fragmentos a partir de 2006.

Contudo, se a área estivesse seguindo estritamente o que pautado no Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a recuperação poderia ter ocorrido principalmente pelo desenvolvimento de fragmentos mais antigos presentes na área.

As métricas de paisagem colaboraram para a realização de uma análise mais assertiva, reforçando as conclusões tiradas a partir dos resultados do Índice de Qualidade Ambiental. Pode-se dizer que o Índice simplificou a análise da dinâmica das manchas, incorporando resultados obtidos pelas métricas de uma forma mais rápida e tornando visual a distribuição da Qualidade dos fragmentos da área através dos mapas.

Para que essa análise seja realizada de forma mais completa e talvez, até, dispensar a análise das Métricas de Paisagem recomenda-se a realização de

adaptações no Índice de Qualidade de forma a abranger todos os fragmentos da Unidade de Conservação.

REFERÊNCIAS

AGEITEC (Agência Embrapa de Informação Tecnológica). **Neossolos Litólicos**. [S.l.]. Elaborado por: Humberto Gonçalves dos Santos; Maria José Zaroni ; Eliane de Paula Clemente Almeida. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn230xho02wx5ok0liq1mqxhk6vk7.html. Acesso em: 10 Nov. 2021.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território : Sociedade e Natureza) - UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA, Ponta Grossa, 2008.

ALVES, G. H. Z.; SANTOS, R. S.; FIGUEIREDO, B. R. S.; MANETTA, G. I.; MESSAGE, H. J.; PASSOANOTO, L. H. R.; GUIMARÃES, G. B.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Misguided policy may jeopardize a diverse South Brazilian environmental protection area. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 1-6, 29 nov. 2018. FapUNIFESP (SciELO). BALMFORD, A.; GRAVESTOCK P., HOCKLEY N., MCCLEAN C. J., ROBERTS C. M. The worldwide costs of marine protected areas. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 101, n. 26, p. 9694-9697, 17 jun. 2004.

BARRETO, L.; RIBEIRO, M.C.; VELDKAMP, A.; VAN EUPEN, M.; KOK, K.; PONTES, E.. Exploring effective conservation networks based on multi-scale planning unit analysis. A case study of the Balsas sub-basin, Maranhão State, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 5, p. 1055-1063, set. 2010.

BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 250-264, nov. 2006.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A.. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation Biology For All**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 88-106, 1 jan. 2010. Oxford University Press.

BOJÓRQUEZ-TAPIA, L. A.; JUÁREZ, L.; CRUZ-BELLO, G. Integrating Fuzzy Logic, Optimization, and GIS for Ecological Impact Assessments. **Environmental Management**, v. 30, n. 3, p. 418-433, set. 2002. Springer Science and Business Media LLC.

BRASIL. **Constituição da República Federal do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal, [1988]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em 11 Set. 2021

BRASIL. **Decreto de 23 de Março de 2006**. Cria o Parque Nacional dos Campos Gerais, no Estado do Paraná, e dá outras providências. Brasília, Casa Civil, [2006]. Disponível em: http://planalto.gov.br/CCiViL_03/ Ato2004-2006/2006/Dnn/Dnn10796.htm. Acesso em: 20 Set. 2020.

BRASIL. **Decreto nº 750, de 10 de Fevereiro de 1993.** Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, Casa Civil, [1993]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d750.htm. Acesso em: 20 Set. 2020.

BRASIL. **Lei nº 4771, de 15 de Setembro de 1965.** Institui o novo código florestal brasileiro. Brasília, Casa Civil, [1965]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm. Acesso em: 20 Out. 2021.

BRASIL. **Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, Casa Civil, [2000]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm#:~:text=LEI%20No%209.985%2C%20DE%2018%20DE%20JULHO%20DE%202000.&text=Regulamenta

BRASIL. **Projeto de Lei nº 194 de 2018.** Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa dos Campos de Altitude associados ou abrangidos pelo Bioma Mata Atlântica. Brasília, Senado Federal, [2018]. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/133017>. Acesso em: 12 de Setembro 2021

BRAY, J. R.; CURTIS, J. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, [S.L.], v. 27, n. 3, p. 325-349, 1957.

BRUDVIG, L. A.; DAMSCHEN, E. I.; TEWKSBURY, J. J.; HADDAD, N. M.; LEVEY, D. J.. Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 106, n. 23, p. 9328-9332, 22 maio 2009. Proceedings of the National Academy of Sciences. h

BRUNER, A. G.; GULLISON, R. E.; RICE, R. E.; FONSECA, G. A. B. da. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. **Science**, [S.L.], v. 291, n. 5501, p. 125-128, 5 jan. 2001. American Association for the Advancement of Science (AAAS).

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise Da Estrutura Da Paisagem Da Alta Bacia Do Rio Araguaia Na Savana Brasileira. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 675-690, 23 dez. 2010. Universidade Federal do Paraná.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos: Inpe, 2001. 345 p.

CAMPANILI, M. C.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília-DF: MMA, 2010. 96 p.

CAMPOS, M. C. MODERNIZAÇÃO DA AGRICULTURA, EXPANSÃO DA SOJA NO BRASIL E AS TRANSFORMAÇÕES SOCIOESPACIAIS NO PARANÁ. **Revista Geografar**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 161-191, 30 jun. 2011. Universidade Federal do Paraná.

CAPOBIANCO, João Paulo (org.). **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para a sua**. 4. ed. Sp: Instituto Socio Ambiental e Sociedade Nordestina de Ecologia, 1997. 407 p.

CARD, J. R.; LEENTVAR, P. Hydro-environmental indices: a review and evaluation of their use in the assessment of the environmental impacts of water projects. **UNESCO. Paris, International Hydrological Programme, Technical Documents in Hydrology, IHP-II Project A. 3. 2**, n. 38247, p. 177, 1984.

CASES, M. O. (org.). **Gestão de Unidades de Conservação: compartilhando uma experiência de capacitação**. Brasília: WWF-Brasil, Brasília, 2012. 397 p.

CASTELLA, P. R.; BRITZ, R. M. A Floresta com Araucária no Paraná: **Conservação e diagnósticos dos remanescentes florestais**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 233p. 2004.

CASTRO-ARELLANO, I.; PRESLEY, S. J.; SALDANHA, L. N.; WILLIG, M. R.; WUNDERLE, J. M. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. **Biological Conservation**, v. 138, n. 1-2, p. 269-285, ago. 2007.

COLLINGE, S. K.. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape And Urban Planning**, v. 36, n. 1, p. 59-77, out. 1996.

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.

DALAZOANA, K. **Espacialização dos campos nativos na escarpa devoniana do Parque Nacional dos Campos Gerais, PR**. 2010. 145 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território : Sociedade e Natureza) - UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA, Ponta Grossa, 2010.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342-355, abr. 2000.

DEFRIES, R.; HANSEN, A.; NEWTON, A. C.; HANSEN, M. C.. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 19-26, fev. 2005. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1890/03-5258>.

DUARTE, L. S.; DOS-SANTOS, M. a M. G.; HARTZ, S. M.; PILLAR, V. D.. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, n. 4, p. 520-528, jun. 2006.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; PRADO, J. The Brazilian Atlantic Forest: new findings, challenges and prospects in a shrinking hotspot. **Biodiversity And Conservation**, [S.L.], v. 24, n. 9, p. 2129-2133, set. 2015.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1-23, 2 nov. 2017

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, nov. 2003.

FARINA, A. **Principles and Methods in Landscape Ecology**: towards a science of landscape. Italia: Springer, 2006. 430 p.

FERREIRA, I. J. M.; BRAGION, G. R.; FERREIRA, J. H. D.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, [S.L.], v. 81, n. 2, p. 175-184, 14 fev. 2019. National Inquiry Services Center (NISC).

FISCHER, Joern; LINDENMAYER, David B.. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology And Biogeography**, [S.I.], v. 16, n. 1, p. 265-280, 1 maio 2007

FLETCHER, JR., R. J. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, p. 342–352, 2005.

FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M.. Biodiversity conservation gaps in Brazil: a role for systematic conservation planning. **Perspectives In Ecology And Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61-67, abr. 2018.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K; JONES, J. A.. **Road ecology : science and solutions**. Washington, Dc: Island Press, 2002.

FORMAN, R. TT; GODRON, M. **Landscape ecology**. John Wiley & Sons. New York, v. 4, p. 22-28, 1986.

FRANÇA, L. V. G.; BRESSANE, A.; SILVA, F. N.; PECHE FILHO, A.; MEDEIROS, G. A.; RIBEIRO, A. I.; ROVEDA, J. A. F.; ROVEDA, S. R. M. M. Modelagem Fuzzy Aplicada à Análise da Paisagem: uma proposta para o diagnóstico ambiental participativo. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [S.L.], v. 3, n. 3, p. 124-141, 27 nov. 2014. Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2019/2020, relatório técnico. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2021. 73p

G1. **Destino do Parque Nacional dos Campos Gerais preocupa ambientalistas**. 24 de Set. 2019. Jornal Nacional. Disponível em: <https://g1.globo.com/jornal-nacional/noticia/2019/09/24/destino-do-parque-dos-campos-gerais-no-parana-preocupa-ambientalistas.ghtml>. Acesso em: 20 Set. 2020.

GANGADHARAN, A.; VAIDYANATHAN, S.; CLAIR, C. Planning connectivity at multiple scales for large mammals in a human-dominated biodiversity hotspot. **Journal For Nature Conservation**, v. 36, p. 38-47, abr. 2017.

GAZETADOPOVO. **O que é o Parque Nacional dos Campos Gerais e por que ele pode ser extinto**. 2019. Por Célio Yano. Disponível em: <https://www.gazetadopovo.com.br/parana/o-que-e-parque-campos-gerais/>. Acesso em: 24 set. 2020.

GELDMANN, J.; BARNES, M.; COAD, L.; CRAIGIE, I. D.; HOCKINGS, M.; BURGESS, N. D.. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 161, n. 12, p. 230-238, maio 2013. Elsevier BV.

GELDMANN, J.; JOPPA, L. N.; BURGESS, N. D.. Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 28, n. 6, p. 1604-1616, 22 jul. 2014. Wiley.

GOODCHILD, M. F. GIS and basic research: the national center for geographic information and analysis. **Government Information Quarterly**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 343-355, jan. 1990. Elsevier BV.

GRANDELLE, R.. **Ruralistas pedem para Salles extinguir parque nacional no Paraná**. OGLOBO. [S.L.], p. 1-1. 01 maio 2019. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/brasil/ruralistas-pedem-para-salles-extinguir-parque-nacional-no-parana-23633632>. Acesso em: 21 out. 2021.

GRAY, C. L.; HILL, S. L. L.; NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; BÖRGER, L.; CONTU, S.; HOSKINS, A. J.; FERRIER, S.; PURVIS, A.; SCHARLEMANN, J. P. W.. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. **Nature Communications**, [S.L.], v. 7, n. 12306, p. 1-7, 28 jul. 2016.

GUEDES, Betina J.; MASSI, Klécia G.; EVERS, Cody; NIELSEN-PINCUS, Max. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: implications for restoration of the atlantic forest biome. **Forest Ecology And Management**, v. 465, p. 1-11, jun. 2020.

GUIMARÃES, G. B.; MELO, M. S.; GIANNINI, P. C. F.; MELEK, P. R. **Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná**. In: MELO, Mário Sérgio de; MORO, Rosemeri Segecin; GUIMARÃES, Gilson Burigo (ed.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa: UEPG, 2017. p. 230.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, Joseph O.; AUSTIN, Mike P.; COLLINS, Cathy D.. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, mar. 2015.

HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M.. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant**

Ecology, [S.L.], v. 135, n. 1, p. 79-93, out. 1998. Springer Science and Business Media LLC.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Ministério do Meio Ambiente. **Relatório de aplicação do sistema de análise e monitoramento de gestão**. Brasília-Df: Mma, 2020. 91 p.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Parque dos Campos Gerais conta com Conselho**. 2018. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9856-parque-dos-campos-gerais-conta-com-conselho>. Acesso em: 12 ago. 2021.

IUCN (International Union For Conservation Of Nature). ***Araucaria angustifolia***. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/32975/2829141>. Acesso em: 25 Set. 2020.

IUCN (International Union For Conservation Of Nature). **Category II National Park**. 2009. Disponível em: https://web.archive.org/web/20110629184016/http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/pa_products/wcpa_categories/pa_categoryii/. Acesso em: 20 set. 2021.

JESUS, E. N.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S.; ROCHA, S. L. Estrutura Dos Fragmentos Florestais Da Bacia Hidrográfica Do Rio Poxim-Se, Como Subsídio À Restauração Ecológica. **Revista Árvore**, Santa Maria, v. 39, n. 3, p. 467-474, jun. 2015. FapUNIFESP (SciELO).

JUNIOR, O. B.; MÜLLER, A. C.P. Indicadores ambientais georreferenciados para a área de proteção ambiental de Guaraqueçaba. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, n. 99, p. 105-119, 2000.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **ANALISE DA PAISAGEM COM SIG**. [S.l.]: Oficina Textos, 2009. 424 p.

LARREY-LASSALLE, Pyrène; LOISEAU, Eléonore; ROUX, Philippe; LOPEZ-FERBER, Miguel; ROSENBAUM, Ralph K.. Developing characterisation factors for land fragmentation impacts on biodiversity in LCA: key learnings from a sugarcane case study. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 11, p. 2126-2136, 28 fev. 2018.

LAURANCE, W. F. The hyper-diverse flora of the central Amazon: an overview. *In*: eds R. O. BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E; MESQUITA: **The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. New Haven. pp. 47–53. Yale University Press, New Haven, 2001, p. 1-457.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S.G. W.. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, [S.L.], v. 93, n. 1, p. 223-247, 30 maio 2017.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.C.; LUIZÃO, R. C.C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, jan. 2011.

LI, H.; WU, Ji. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**, [S.L.], v. 19, n. 4, p. 389-399, jan. 2004. Springer Science and Business Media LLC.

LOPES, E. R. N.; SALES, J. C. A.; SOUSA, J. A. P.; AMORIM, A.T.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W.. Losses On The Atlantic Mata Vegetation Induced By Land Use Changes. **Cerne**, [S.L.], v. 24, n. 2, p. 121-132, jun. 2018.

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.

MAPBIOMAS. **Coleção [5] da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil**. 2020a. Disponível em: Acesso em: 26 Set. 2020a.

MAPBIOMAS. **Mata Atlântica: o desafio de zerar o desmatamento no bioma onde vivem mais de 70% da população brasileira**: Levantamento inédito do MapBiomias mostra que importantes bacias hidrográficas da região têm cobertura florestal baixa, ao redor de apenas 20%. 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/mata-atlantica-o-desafio-de-zerar-o-desmatamento-no-bioma-onde-vivem-mais-de-70-da-populacao-brasileira-1>. Acesso em: 23 out. 2021

MAPBIOMAS. **Relatório anual do desmatamento no brasil**. São Paulo, Brasil: Mapbiomas, 2020b. 93 p.

MARQUET, Pablo A.; PILGRIM, John D.; PRESSEY, Robert L.; SCHIPPER, Jan; SECHREST, Wes; STUART, Simon N.; UNDERHILL, Robert W.; WATTS, Matthew E. J.; YAN, Xie. Global Gap Analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **Bioscience**, v. 54, n. 12, p. 1092-1100, 2004. Oxford University Press (OUP).

MARTENSEN, Alexandre C.; PIMENTEL, Rafael G.; METZGER, Jean Paul. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 141, n. 9, p. 2184-2192, set. 2008.

MAURY, C. M. (org.). **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade dos biomas brasileiros**. Brasília-DF: Centro de Informação e Documentação Luis Eduardo Magalhães – Ministério do Meio Ambiente, 2002.

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

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.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F.; PAVESE, H. B.; ARAUJO, F. F.S.(ed). **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília-Df: Mma, 2011. 220 p.

MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E.. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between atlantic forest and cerrado. **Cerne**, [S.L.], v. 22, n. 3, p. 277-288, set. 2016.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In*: JUNIOR, L. C., RUDRAN R., VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. UFPR, Curitiba, Brasil, p. 667, 2003.

MILAN, E. **Dinâmica da fragmentação florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná, Brasil**. 2019. Tese (Doutorado) - Curso de Geografia, Geociências, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2019.

MILAN, E.; MORO, R. S. Padrões de fragmentação florestal natural no parque estadual de Vila Velha, Ponta Grossa (PR) / Natural forest fragmentation patterns in the vila velha state park, Ponta Grossa (PR). **Revista Ambiência**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 685-697, 30 nov. 2012. GN1 Genesis Network

MILARÉ, G.; SILVA, N. M.; PARANHOS FILHO, A. C.. Scenario the Use of Free Software in Geographic Information Systems (GIS) in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências - Ufrj**, [S.L.], v. 39, n. 3, p. 111-115, 12 set. 2016. Instituto de Geociências - UFRJ.

MILLER-RUSHING, A. J.; PRIMACK, R. B.; DEVICTOR, V.t; CORLETT, R. T.; CUMMING, G. S.; LOYOLA, R.; MAAS, B.; PEJCHAR, L. How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. **Biological Conservation**. v. 232, p. 271-273, abr. 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas Prioritárias**. Brasil. 2020b. Disponível em:< <http://areasprioritarias.mma.gov.br/oque-e> >. Acesso em 03 Set. 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Painel Unidades de Conservação**. Brasil. 2020a. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiNDJiMTk4MGUtYmU0Ny00YzEwLWJmMzctNTZkM2JlMTBmOThlIiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzqtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827>. Acesso em 04 Set 2020

MOSCHINI, L.E. **Zoneamento ambiental da bacia hidrográfica do médio Mogi-Guaçu superior**. 2008. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000.

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

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G; PENNINGTON, R. T.; VALENTE, A. S. M; BUENO, M. L; EISENLOHR, P. V.; FONTES, M. A.L; MIRANDA, P. L. S.; MOREIRA, S. N.; REZENDE, V. L; SAITER, F. Z; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dissecting a biodiversity hotspot:: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. **Diversity and Distributions**, v. 23, p. 898–909, 2017.

OLIVEIRA, E. A. de. **O Parque Nacional dos Campos Gerais: processo de criação, caracterização ambiental e proposta de priorização de áreas para regularização fundiária**. 2018. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical: segunda aproximação. *In*: EISENLOHR, PV; FELFILI, JM; MELO, MMRF; ANDRADE, LA, (Org.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos** - Volume 2. Viçosa, MG: Editora UFV, p. 452-473, 2015.

O'SULLIVAN, D.; BERGMANN, L.; THATCHER, J. E. Spatiality, Maps, and Mathematics in Critical Human Geography: toward a repetition with difference. **The Professional Geographer**, v. 70, n. 1, p. 129-139, 20 jun. 2017.

OVERBECK, G. E; MÜLLER, S. C.; PILLAR, V. D.; PFADENHAUER, J. Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, ed. 4, p. 1073-1090, nov. 2006.

PACHECO, A. A.; NEVES, A. C. O.; FERNANDES, G. W. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives In Ecology And Conservation**, v. 16, n. 1, p. 43-48, jan. 2018.

PARANÁ. **Projeto de Lei nº 527, de 07 de Novembro de 2016**. Altera os limites da Escarpa Devoniana na forma que especifica a presente Lei. Curitiba: Diretoria Legislativa, 2016. Disponível Acesso em: 11 out. 2021

PARANÁ. **Resolução Conjunta nº 005, de 28 de março de 2008**. Define critérios para avaliação das áreas úmidas e seus entornos protetivos, normatiza sua conservação e estabelece condicionantes para o licenciamento das atividades nelas permissíveis no Estado do Paraná.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining

Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern bahia. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 142, n. 6, p. 1178-1190, jun. 2009

PARENTE, Leandro L.; SHIMBO, Julia Z.; ROSA, Marcos R.; AZEVEDO, Tasso R. de; MESQUITA, Vinicius V.. **Nota Técnica sobre Mapeamento de Pastagens**. [S.I.]: Mapbiomas, 2020. 49 p.

PASCUAL-HORTAL, Lucía; SAURA, Santiago. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*tetrao urogallus*) in catalonia (ne spain). **European Journal Of Forest Research**, [S.L.], v. 127, n. 1, p. 23-31, 9 jan. 2007.

PAULITSCH, F. **Diversidade de rizóbios isolados de nódulos de mimosa gymnas barneby nativas dos Campos Gerais do Paraná (Brasil)**. 2017. 87f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; PERES, C. A.; BANKS-LEITE, C.; WEARN, O. R.; MARSH, C. J.; BUTCHART, S. H. M.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BARLOW, J.; CERESO, A.. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, n. 7679, p. 187-191, nov. 2017.

PICKELL, P. D.; COOPS, N. C.; GERGEL, S. E.; ANDISON, D. W.; MARSHALL, P. L.. Evolution of Canada's Boreal Forest Spatial Patterns as Seen from Space. **Plos One**, Canada, v. 11, n. 7, p. 1-20, 6 jul. 2016.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V.. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 38, n. 2, p. 271-281, abr. 2014.

PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. Avaliação ambiental estratégica de planos de bacias hidrográficas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 18, n. 3, p. 243-252, set. 2013

QGIS PROJECT. **QGIS User Guide**: foreword. Foreword. Disponível em: https://docs.qgis.org/testing/en/docs/user_manual/preamble/foreword.html. Acesso em: 23 out. 2021

REDDY, C. Sudhakar; SREELEKSHMI, S.; JHA, C.s.; DADHWAL, V.K.. National assessment of forest fragmentation in India: landscape indices as measures of the effects of fragmentation and forest cover change. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 60, n. 1, p. 453-464, nov. 2013.

REZENDE, C L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity And Conservation**, [S.L.], v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 19 ago. 2015.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M.. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, São Paulo, Brasil, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; ATSCHBACH, G. G. As RODRIGUES, A. S. L.; AKÇAKAYA, H. R.; ANDELMAN, S. J.; BAKARR, M. I.; BOITANI, L.; BROOKS, T. M.; CHANSON, J. S.; FISHPOOL, L. D. C.; FONSECA, G. A. B. da; GASTON, K. J.; HOFFMANN, M.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

ROMPRÉ, G.; ROBINSON, W. D.; DESROCHERS, A. Causes of habitat loss in a Neotropical landscape: the panama canal corridor. **Landscape And Urban Planning**, [S.L.], v. 87, n. 2, p. 129-139, ago. 2008. Elsevier BV.

ROSS, T. J.. **FUZZY LOGIC WITH ENGINEERING APPLICATIONS**. 3. ed. University Of New Mexico, Usa: John Wiley & Sons Ltd, 2010.

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.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SCHARLEMANN, J. P. W.; KAPOS, V.; CAMPBELL, A.; LYSENKO, I.; BURGESS, N. D.; HANSEN, M. C.; GIBBS, H. K.; DICKSON, B.; MILES, L.. Securing tropical forest carbon: the contribution of protected areas to redd. **Oryx**, [S.L.], v. 44, n. 3, p. 352-357, jul. 2010. Cambridge University Press (CUP).

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 137-148, dez. 2007.

SILVA, A. L.; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p. 1254, 30 set. 2019. Universidad Federal de Santa Maria.

SILVA, J. M. C.; PINTO, L. P.; HIROTA, M.; BEDÊ, L; TABARELLI, M.; Conservação da Mata Atlântica brasileira – um balanço dos últimos dez anos. *In*: CABRAL, Diogo de Carvalho; BUSTAMANTE, Ana Goulart (org.). **Metamorfoses ecológicas: culturas, ecologias e transformações ecológicas da Amazônia**. Curitiba: Prismas, 2016. Cap. 5. p. 1-457.

SINCLAIR, A. R. E.; MDUMA, A. R.; ARCESE, P. Protected areas as biodiversity benchmarks for human impact: agriculture and the serengeti avifauna. **Proceedings Of The Royal Society Of London. Series B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 269, n. 1508, p. 2401-2405, 7 dez. 2002. The Royal Society

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [S.L.], v. 344, n. 6182, p. 363-364, 25 abr. 2014..

STEFFAN-DEWENTER, I. ; MÜNZENBERG, U.; BÜRGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. SCALE-DEPENDENT EFFECTS OF LANDSCAPE CONTEXT ON THREE POLLINATOR GUILDS. **Ecology**, [S.L.], v. 83, n. 5, p. 1421-1432, maio 2002. Wiley

TOMADON, L. S.; DETTKE, G. A.; CAXAMBU, M. G.; FERREIRA, I. J. M.; COUTO, E. V.. Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. **Écoscience**, [S.L.], v. 26, n. 3, p. 221-235, 27 abr. 2019

TREVISAN, D. P., 2015. **Análise das variáveis ambientais causadas pelas mudanças dos usos e cobertura da terra do município de São Carlos, São Paulo**. 2015, 80f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual de São Carlos. São Carlos, São Paulo, 2015.

TREVISAN, D. P.; BISPO, P. C.; ALMEIDA, D.; IMANI, M.; BALZTER, H.; MOSCHINI, L. E. Environmental vulnerability index: an evaluation of the water and the vegetation quality in a brazilian savanna and seasonal forest biome. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 1-11, mai. 2020.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPAR, A. L.; LINGNER, D. V. (ed.). **Inventário Florístico Florestal: floresta ombrófila mista**. Blumenau: Furb, 2013. 440 p.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P.. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal Of Applied Ecology**, São Paulo, Brasil, v. 51, n. 2, p. 309-318, 7 jan. 2014.

WITH, K. **Essentials of Landscape Ecology**. [S.I.]: Oxford University Press, USA, 2019. 656 p.

YOUNG, C. E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 75-88, 02 nov. 2006.

YOUNG, C. E. F. **Estudos e produção de subsídios técnicos para a construção de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais**.: relatório final com apêndices. Rio de Janeiro: Instituto de Economia, UFRJ, 2016. 93 p.

YOUNG, C. E. F.; ALVARENGA JUNIOR, M. Custos e benefícios da implementação de um mercado de cotas de reserva ambiental (CRA) no Brasil. *In*: ENCONTRO NACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 12, 2017, Uberlândia, MG. **Anais [...]** Uberlandia: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2017. p. 1-20.

YOUNG, C. E. F.; MEDEIROS, R. (org.). **Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras**. Rio de Janeiro: Conservação Internacional (Ci-Brasil), 2018. 180 p.

YUE, P.; ZHANG, M.; TAN, Z. A geoprocessing workflow system for environmental monitoring and integrated modelling. **Environmental Modelling & Software**, [S.L.], v. 69, p. 128-140, jul. 2015. Elsevier BV

ZAMBRANO, J.; CORDEIRO, N. J.; GARZON-LOPEZ, C.; YEAGER, L.; FORTUNEL, C.; NDANGALASI, H. J.; BECKMAN, N. G.. Investigating the direct and indirect effects of forest fragmentation on plant functional diversity. **Plos One**, [S.L.], v. 15, n. 7, p. 1-16, 2 jul. 2020.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa No Segundo Planalto Do Paraná: Diagnostico Ambiental Com Enfoque À Contaminação Biológica**. 2000. Tese(Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

