

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

JULIANA DEBIASI MENEGASSO

**FRAMEWORK PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS POTENCIAIS NA CRIAÇÃO
DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS): O CASO
DO MUNICÍPIO DE ORLEANS, SANTA CATARINA - BRASIL**

CRICIÚMA

2023

JULIANA DEBIASI MENEGASSO

**FRAMEWORK PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS POTENCIAIS NA CRIAÇÃO
DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS): O CASO
DO MUNICÍPIO DE ORLEANS, SANTA CATARINA - BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.

Orientadora: Profa. Dra. Birgit Harter Marques

CRICIÚMA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

M541f Menegasso, Juliana Debiasi.

Framework para identificação de áreas potenciais na criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNS) : o caso do município de Orleans, Santa Catarina - Brasil / Juliana Debiasi Menegasso. - 2023. 165 p. : il.

Tese (Doutorado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2023.

Orientação: Birgit Harter Marques.

1. Reservas particulares do patrimônio natural - Orleans (SC). 2. Áreas de conservação de recursos naturais - Orleans (SC). 3. Unidade de conservação. 4. Propriedade privada. 5. Fragmentos florestais - Conservação. I. Título.

CDD 23. ed. 333.72098164

Bibliotecária Eliziane de Lucca Alosilla – CRB 14/1101

Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESC



UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE
Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação, Inovação e Extensão
Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação Stricto Sensu
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

PARECER

Os membros da Comissão Examinadora homologada pelo Colegiado de Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais reuniram-se para realizar a arguição da Tese de Doutorado apresentada pela candidata JULIANA DEBIASI MENEGASSO, sob o título: “FRAMEWORK PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS POTENCIAIS NA CRIAÇÃO DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS): O CASO DO MUNICÍPIO DE ORLEANS, SANTA CATARINA - BRASIL”, para obtenção do grau de DOUTORA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Após haver analisado o referido trabalho e arguido a candidata, os membros são de parecer pela “APROVAÇÃO” da Tese.

Criciúma/SC, 20 de dezembro de 2023.

Documento assinado digitalmente
NILZO MOLLADWIG
Data: 25/12/2023 14:05:32 -9300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Nilzo Ivo Ladwig
Primeiro Examinador

Documento assinado digitalmente
GERALDO MAJELA MORAES SALVIO
Data: 25/12/2023 17:38:35 -9300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Geraldo Majela Moraes Salvio
Segundo Examinador

JULIANO BITENCOURT CAMPOS
CAMPOS.0988316199
1
Assinado de forma digital por
JULIANO BITENCOURT CAMPOS
CAMPOS.0988316199
Data: 2023.02.21 17:03:36 -03'00'

Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos
Terceiro Examinador

Documento assinado digitalmente
JAIR JOSÉ ZOCHE
Data: 21/12/2023 16:11:41 -9300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Jairo José Zocche
Quarto Examinador

Documento assinado digitalmente
BIRGIT HARTER MARQUES
Data: 20/12/2023 17:00:00 -0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Birgit Harter Marques
Presidente e Orientadora

Dedico este trabalho à minha família e amigos, que foram meu alicerce durante toda esta jornada. Esta conquista é tão de vocês quanto minha.

AGRADECIMENTOS

O universo da pesquisa muitas vezes é solitário, pois os artigos, os livros e os dados são nossos únicos companheiros. Contudo, algo divino está sempre nos acompanhando, guiando e fortalecendo nossa jornada, dando coragem para enfrentar os desafios e também celebrar as conquistas.

Neste momento especial, gostaria de expressar minha profunda gratidão a todos que contribuíram para a realização deste trabalho. Aos amores da minha vida, Fred e Mariah, por compreenderem minha ausência, por me apoiarem nos momentos mais difíceis, fazendo-me crescer enquanto pessoa e pesquisadora.

Minha eterna gratidão ao professor Nilzo, que durante anos esteve comigo, me orientando e apoiando, servindo como uma grande inspiração para minha vida acadêmica. Você tornou o ambiente de pesquisa mais leve e acolhedor. Muito obrigada pela amizade que construímos.

Também quero expressar minha gratidão à minha orientadora, a professora Birgt, que aceitou esse desafio de continuar essa caminhada comigo. Obrigada por sua orientação inestimável, apoio constante e pela confiança em meu potencial. Seu novo olhar e sugestões foram fundamentais para o desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço aos membros da banca, Prof. Dr. Geraldo Majela Moraes Salvio, Prof. Dr. Jairo José Zocche, Prof. Dr. Juliano Bitencourt Campos e Prof. Dr. Nilzo Ivo Ladwig pelas valiosas contribuições e pelo tempo dedicado à análise do meu trabalho. Seus comentários enriqueceram significativamente esta tese.

Não poderia deixar de agradecer imensamente a uma das pessoas mais importantes, que esteve comigo em grande parte da minha vida acadêmica e segue me acompanhando: minha querida amiga Thaise (Nena). Sua presença constante e apoio incondicional foram essenciais para superar os desafios e celebrar as conquistas. Juntas, construímos uma amizade sólida, baseada em respeito, confiança e muitas risadas. Sou eternamente grata por cada momento que compartilhamos e por sua capacidade de sempre trazer luz nos dias mais difíceis. Sem você essa pesquisa não teria sido possível.

A minha amiga Tayse, sua capacidade de ouvir e oferecer conselhos me ajudou a superar obstáculos e a manter a motivação em momentos de incerteza. Agradeço por cada conversa, por suas risadas e por acreditar em mim, mesmo quando eu duvidava de mim mesma. Sua amizade é um presente valioso que eu guardo com carinho e gratidão.

Sou grata também aos meus colegas e amigos do LabPGT, que tornaram essa jornada mais leve e cheia de aprendizado: Alessandra, Bárbara, Danrlei e José. Agradeço pelos momentos de colaboração, cafés e pelo apoio mútuo.

Aos meus colegas da EEB Costa Carneiro, em especial a Genaina Coan Caciatori por sempre me incentivou e acreditou no meu trabalho, comemorando cada conquista e compreendendo minhas ausências.

Agradeço à Universidade do Extremo Sul Catarinense e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais por oferecerem condições necessárias para o desenvolvimento desta pesquisa.

Por fim agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo suporte financeiro e institucional que tornou possível a realização desta pesquisa. O incentivo e os recursos oferecidos foram fundamentais para meu desenvolvimento acadêmico e para a condução deste trabalho, contribuindo significativamente para minha formação como pesquisadora.

“É fundamental engajar toda a sociedade nos esforços de conservação.”.

Sonia Maria Pereira Wiedmann (2018)

RESUMO

As áreas protegidas estão entre os principais instrumentos de preservação e conservação da biodiversidade. Entre as áreas protegidas destacam-se aquelas situadas em terras privadas, que no Brasil são chamadas de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs). As RPPNs ajudam a complementar o sistema público de unidades de conservação. O objetivo deste trabalho foi testar um Framework para priorizar áreas potenciais na criação de RPPNs, com o intuito de atenuar a fragmentação florestal e conservar a biodiversidade. Para atingir esse objetivo, foram realizadas diversas etapas de pesquisa. Inicialmente, foi apresentado a evolução dos aspectos históricos, definições, classificações e a situação das áreas protegidas privadas no contexto internacional. Em seguida, a evolução das RPPNs no Brasil foi detalhada, desde as primeiras iniciativas até a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), fornecendo uma visão abrangente da situação atual no país. A próxima etapa analisou a estrutura dos fragmentos florestais do município de Orleans (SC), utilizando métricas de paisagem, com o objetivo de identificar os melhores fragmentos a serem protegidos. Posteriormente, por meio da aplicação do NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), foi possível determinar o estado de conservação desses fragmentos, proporcionando importantes informações para a seleção de áreas prioritárias. Por fim, o Framework desenvolvido foi testado para identificar áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans, levando em consideração a conservação da biodiversidade e a mitigação da fragmentação florestal. Os resultados obtidos mostraram que 1.518 imóveis rurais apresentam áreas com alto potencial para a criação de RPPNs, somando 4.677,09 ha. Desses, 24 têm condições de estabelecer RPPNs com mais de 20 hectares, o que inclui o aproveitamento de suas reservas legais. Esses imóveis estão localizados nas proximidades das Unidades de Conservação (UCs) e de suas zonas de amortecimento, sobre grandes fragmentos florestais. A criação de RPPNs nesses imóveis pode formar corredores ecológicos, ampliando a preservação da biodiversidade fora das UCs existentes, reduzindo a fragmentação e facilitando a dispersão de espécies, além de apoiar populações que necessitam de grandes áreas para sua manutenção. Além disso, o Framework fornece um guia prático para a priorização de áreas possíveis de serem protegidas, contribuindo com a conservação e preservação dos recursos naturais.

Palavras-chave: Áreas Protegidas; Reservas Privadas; Unidade de Conservação; Métricas de Paisagem; Índice de Vegetação.

ABSTRACT

Protected areas are among the main tools for preserving and conserving biodiversity. Among these protected areas, those located on private lands stand out, known in Brazil as Private Natural Heritage Reserves (RPPNs). RPPNs help complement the public system of conservation units. The aim of this study was to test a framework to prioritize potential areas for the creation of RPPNs, in order to mitigate forest fragmentation and conserve biodiversity. To achieve this goal, several research stages were carried out. Initially, the evolution of historical aspects, definitions, classifications, and the situation of private protected areas in the international context was presented. Next, the evolution of RPPNs in Brazil was detailed, from the first initiatives to the creation of the National System of Conservation Units (SNUC), providing a comprehensive view of the current situation in the country. The next step analyzed the structure of forest fragments in the municipality of Orleans (SC) using landscape metrics, with the aim of identifying the best fragments to be protected. Subsequently, through the application of NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), it was possible to determine the conservation status of these fragments, providing important information for the selection of priority areas. Finally, the developed framework was tested to identify potential areas for the creation of RPPNs in the municipality of Orleans, considering biodiversity conservation and forest fragmentation mitigation. The results showed that 1,518 rural properties have areas with high potential for the creation of RPPNs, totaling 4,677.09 hectares. Of these, 24 have the conditions to establish RPPNs larger than 20 hectares, including the use of their legal reserves. These properties are located near Conservation Units (UCs) and their buffer zones, within large forest fragments. The creation of RPPNs on these properties could form ecological corridors, enhancing biodiversity preservation outside existing UCs, reducing fragmentation, and facilitating species dispersal, as well as supporting populations that require large areas for their maintenance. Furthermore, the framework provides a practical guide for prioritizing areas that can be protected, contributing to the conservation and preservation of natural resources.

Keywords: Protected Areas; Private Reserves; Conservation Unit; Landscape Metrics; Vegetation Index.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Etapa de separação das PPAs das demais áreas protegidas	27
Figura 2 - Evolução do número de PPAs entre os anos de 1876 e setembro/2022	28
Figura 3 - Localização das PPAs representadas por polígonos, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	33
Figura 4 - Localização das PPAs representadas por pontos, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	34
Figura 5 - Número de países por continente com PPAs, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	35
Figura 6 - Países com maior número de PPAs no mundo, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	36
Figura 7 - Distribuição das PPAs pelas categorias da IUCN, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	40
Figura 8 - Número de RPPNs criadas entre 1990 e setembro/2022	49
Figura 9 - Distribuição das RPPNs pelas unidades da federação	52
Figura 10 - Distribuição das RPPNs pelos principais setores	59
Figura 11 - Localização geográfica do município de Orleans - SC.....	66
Figura 12 - Formações fitoecológicas do município de Orleans - SC.....	67
Figura 13 - Fragmentos florestais presentes na área de estudo	71
Figura 14 - Distribuição dos fragmentos florestais por classe de tamanho na área de estudo ..	72
Figura 15 - Relação entre o número de fragmentos florestais e a área ocupada por cada classe de tamanho	73
Figura 16 - Distribuição dos fragmentos muito grandes (>100 ha) na área de estudo	74
Figura 17 - Distribuição dos fragmentos grandes (50 a 100 ha) na área de estudo.....	75
Figura 18 - Distribuição dos fragmentos médios (10 a 50 ha) na área de estudo.....	76
Figura 19 - Distribuição dos fragmentos pequenos (5 a 10 ha) na área de estudo	77
Figura 20 - Distribuição dos fragmentos muito pequenos (< 5ha) na área de estudo	78
Figura 21 - Áreas núcleo dos fragmentos por classe de tamanho na área de estudo.....	84
Figura 22 - Áreas núcleo dos fragmentos muito pequenos na área de estudo.....	85
Figura 23 - Áreas núcleo dos fragmentos muito grandes na área de estudo	87
Figura 24 - Esquema de Unidade amostral adotada para o IFFSC para a Floresta Ombrófila Densa	93
Figura 25 - Composição colorida Sentinel-2 do município de Orleans - SC	95

Figura 26 - Valores do NDVI obtidos para o município de Orleans.....	96
Figura 27 - Floresta madura e estágios sucessionais de regeneração dos fragmentos florestais a partir do NDVI	98
Figura 28 - Esquema do processo de sucessão ecológica de áreas degradadas.....	100
Figura 29 - Framework proposto para identificação de áreas prioritárias para criação de RPPNs	105
Figura 30 - Valoração da Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração.....	109
Figura 31 - Valoração dos tamanhos dos fragmentos florestais	110
Figura 32 - Valoração das áreas protegidas.....	111
Figura 33 - Áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans.....	114
Figura 34 - Potencial para a criação de RPPNs por fragmento florestal	115
Figura 35 - Fragmentos florestais com alto potencial para a criação de RPPNs.....	116
Figura 36 - Potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans...	119
Figura 37 - Áreas com alto potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural acima de 20 hectares.....	120
Figura 38 - Áreas com médio potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans.....	123
Figura 39 - Áreas com baixo potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans.....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Distribuição das PPAs por tipo de ambiente, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022	41
Tabela 2 – Distribuição das RPPNs por biomas e Ecossistema Costeiro.....	53
Tabela 3 – Índices de Ecologia da Paisagem calculados para a área de estudo	79
Tabela 4 – Índices de Ecologia da Paisagem relativos às métricas de área central, por classe de tamanho, na área de estudo	83
Tabela 5 - Especificações técnicas das bandas do sensor MSI utilizadas	91
Tabela 6 – Valoração dos critérios definidos para o Framework	108
Tabela 7 – Peso em porcentagem atribuído para cada critério definido no Framework	111
Tabela 8 - Distribuição das áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans	113
Tabela 9 - Áreas dos fragmentos florestais com alto potencial para a criação de RPPNs	116
Tabela 10 – Imóveis com alto potencial para a criação de RPPNs acima de 20 hectares	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Descrição dos atributos analisados do WDPA.....	26
Quadro 2 - Descrição dos atributos de área do WDPA	27
Quadro 3 - Critérios e características para distinguir áreas PPAs de outras áreas protegidas.	30
Quadro 4 – Índices de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais utilizados no presente estudo	68
Quadro 5 - Descrição da vegetação madura e dos estágios sucessionais e as classes do NDVI	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
APN	Associação Patrimônio Natural
APP	Área de Preservação Permanente
APRPPN	Áreas potenciais para a criação de RPPNs
APs	Áreas protegidas
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
CA	Área da classe
CACoV	Coeficiente de variação de área central
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CASD	Desvio padrão de área central
CBD	Convenção sobre Diversidade Biológica
CEPF	<i>Critical Ecosystem Partnership Fund</i>
CNRPPN	Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Convenção sobre Diversidade Biológica
DEEF	<i>Department of Environment, Forestry and Fisheries</i>
ED	Densidade de borda
FMESR	Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração
FNMA	Fundo Nacional do Meio Ambiente
FUNATURA	Fundação Pró-Natureza
GEF	Fundo para o Meio Ambiente Mundial
IAT	Instituto Água e Terra
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICMS	Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestações de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação
IEF	Instituto Estadual de Florestas
IFFSC	Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina
IMA	Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina

INEA	Instituto Estadual do Ambiente do estado do Rio de Janeiro
IPMA	Instituto para Preservação da Mata Atlântica
ITPA	Instituto Terra de Preservação Ambiental
ITR	Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
LabPGT	Laboratório de Pesquisa em Planejamento e Gestão Territorial
MCA	Área central média
METSO	<i>The Forest Biodiversity Programme for Southern Finland</i>
MFRACT	Dimensão fractal média
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPS	Tamanho médio da mancha
MSI	Índice de forma
MSI	<i>MultiSpectral Instrument</i>
NCA	Número de áreas centrais
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NIR	Infravermelho próximo
NNDIST	Distância média do vizinho mais próximo
NP	Número de manchas
ONG	Organização Não Governamental
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
PESF	Parque Estadual da Serra Furada
PMMA	Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica
PNPSA	Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais
PNSJ	Parque Nacional de São Joaquim
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PPA	<i>Privately Protected Areas</i>
Probio	Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira
PSCoV	Coeficiente de variação do tamanho da mancha
PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha
REPANs	Refúgios Particulares de Animais Nativos
RL	Reserva Legal
RPFFs	Reservas Particulares de Fauna e Flora

RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SEMA	Secretaria Especial do Meio Ambiente
SIFAP	Sistema Federal de Áreas Protegidas
SIG	Sistema de Informação Geográfica
Sisema	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
TCA	Área central total
TCAI	Índice de área central total
TE	Total de bordas
TF	Tamanho dos fragmentos de vegetação
UA	Unidade amostral
UC	Unidade de Conservação
WDPA	<i>World Database on Protected Areas</i>
ZA	Zona de Amortecimento

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	21
1.1.1 Objetivo Geral	21
1.1.2 Objetivos Específicos	21
1.2 ESTRUTURA DA TESE	22
2 ÁREAS PROTEGIDAS PRIVADAS: UMA ALTERNATIVA NA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	23
2.1 METODOLOGIA	25
2.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
2.2.1 A origem e a evolução das áreas protegidas privadas	27
2.2.2 A origem e a evolução das áreas protegidas privadas	32
2.2.3 As áreas protegidas privadas e as categorias da IUCN	39
2.2.4 A distribuição das áreas protegidas privadas por tipo de ambiente	41
2.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	42
3 AS ÁREAS PROTEGIDAS PRIVADAS NO BRASIL E AS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL	44
3.1 METODOLOGIA	45
3.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
3.2.1 As primeiras iniciativas para a conservação em terras privadas no Brasil	46
3.2.2 A evolução das RPPNs no território brasileiro	49
3.2.3 As RPPNs e os biomas brasileiros	53
3.2.4 Os proprietários das RPPNs	58
3.2.5 As RPPNs e o plano de manejo	60
3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
4 IDENTIFICAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS POTENCIAIS PARA CRIAÇÃO DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL	63
4.1 METODOLOGIA	65
4.1.1 Caracterização da área de estudo	65
4.1.2 Mapeamento e análise dos fragmentos florestais	67
4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
4.2.1 O mapeamento dos fragmentos florestais	70
4.2.2 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem	79

4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	88
5 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO APLICADO NA CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS	90
5.1 METODOLOGIA	91
5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	94
5.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
6 FRAMEWORK PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PARA A CRIAÇÃO DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS)	102
6.1 METODOLOGIA.....	104
6.1.1. Estudo de caso.....	106
6.1.2 A escolha dos critérios.....	107
6.1.3 Análise de multicritérios e peso de evidência.....	108
6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	125
7. CONCLUSÃO.....	127
REFERÊNCIAS	130

1 INTRODUÇÃO

As áreas protegidas estão entre os instrumentos mais importantes para proteção e conservação da natureza (Mestanza-Ramón *et al.*, 2023), sendo um pilar fundamental na manutenção da biodiversidade a longo prazo (Marco *et al.*, 2023), garantindo a continuidade dos serviços ecossistêmicos prestados à sociedade (Kormann *et al.*, 2010). O número de áreas protegidas no mundo aumentou consideravelmente durante o século XX (Félix; Fontfalland, 2021) e esse crescimento está relacionado com as preocupações advindas da perda da biodiversidade e da superexploração dos recursos naturais (Silva; Marco Júnior, 2023).

Entre as diversas categorias de áreas protegidas, destacam-se aquelas situadas em terras privadas. As áreas protegidas privadas são uma ferramenta de conservação potencialmente inovadora (Lama *et al.*, 2023), que complementam e expandem as redes de áreas protegidas administradas pelos governos (Ivanova; Cook, 2020; Bingham *et al.*, 2021). Elas representam uma oportunidade para democratizar a conservação por meio da participação de outros atores interessados em conservar a natureza (Delgado *et al.*, 2021), incluindo proprietários individuais, organizações não governamentais e empresas.

No Brasil, o cenário das áreas protegidas abrange uma diversidade de tipologias e categorias, conforme delineado por diversos dispositivos legais (Lima; Gomes; Fernandes, 2020), incluindo, neste contexto, as Unidades de Conservação (UCs). As UCs foram categorizadas pela Lei nº 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), em que foram estabelecidos critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação (Félix; Fontfalland, 2021; Silva; Júnior, 2023).

As categorias de manejo das unidades de conservação brasileiras são divididas em dois grupos: Proteção Integral e Uso Sustentável. No primeiro, o objetivo é a preservação da natureza, com uso indireto dos recursos naturais, enquanto no segundo, se concilia a conservação da natureza com o uso sustentável de parte de seus recursos naturais (Pureza, Pellin, Padua, 2015).

Entre as UCs de uso sustentável, destaca-se a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Esta tipologia de UC se distingue das demais por não ser criada mediante o interesse direto do poder público, mas sim, por iniciativa do proprietário da terra, que busca preservar uma área de importância ambiental (Kormann *et al.*, 2010).

A RPPN é a única categoria de área protegida brasileira que se enquadra na definição de área protegida privada da IUCN (Stolton; Redford; Dudley, 2014; Mitchell *et al.*,

2018; Silva; Pinto; Scarano, 2021). As RPPNs são declaradas como domínio privado, gravada com perpetuidade na matrícula do imóvel, com o objetivo de conservar a diversidade biológica (Souza, 2012). Elas só podem ser utilizadas legalmente para a prática da pesquisa científica, educação e ecoturismo (Nascibem *et al.*, 2023).

As RPPNs ganharam força nas últimas três décadas, especialmente após o ano de 2000 com a aprovação do SNUC (Santos *et al.*, 2020). Conforme dados da Confederação Nacional de RPPNs, existem 1.850 reservas privadas no Brasil, que juntas cobrem 835.318, 24 ha, sendo que a maior parte, 72,4% (1.340 unidades) estão localizadas no bioma da Mata Atlântica (CNRPPN, 2023).

A Mata Atlântica, por ser um *hotspot*, é um bioma prioritário para a conservação da biodiversidade (Mittermeier *et al.*, 2004; Lima; Franco, 2014). Dos 110,7 milhões de hectares da Mata Atlântica, 98 milhões de hectares estão localizados em terras privadas (Freitas *et al.*, 2017) e isso representa um elevado custo para a criação de UCs públicas em razão das indenizações. Assim, observa-se um aumento significativo na importância da participação do setor privado nas estratégias de conservação *in situ* da biodiversidade, por meio da criação de RPPNs (Pinto *et al.*, 2006).

A priorização de áreas para conservação da Mata Atlântica tem sido objeto de estudo em diversas pesquisas (Loyola *et al.*, 2012; Crouzeilles *et al.*, 2015; Zwiener *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2018; Larrosa *et al.*, 2019; Vasconcelos; Prado, 2019; Pereira; Battiston; Jordán, 2022). No que diz respeito aos estudos que avaliam as prioridades espaciais para a criação de RPPNs, todos abordaram vastas extensões do território brasileiro como área de pesquisa (Machado *et al.*, 2018; Soares, 2019; Wolfhard; Raedig, 2019; Santos *et al.*, 2022).

Na Mata Atlântica, 92,9% do total de estabelecimentos rurais possuem área inferior a 100 ha, ou seja, existe uma enorme concentração de pequenos agricultores (EMBRAPA, 2020). A pesquisa de Pegas e Castley (2016) mostrou que a maioria das RPPNs existentes (75%) são menores que 0,5 km². Além disso, para proprietários de terras e tomadores de decisão, é muito difícil decidir onde proteger um fragmento florestal (Wolfhard; Raedig, 2019), já que não existe um detalhamento de áreas prioritárias para a criação de RPPNs. Nesse contexto, há uma lacuna de estudos que avaliam as prioridades espaciais em pequenas regiões geográficas, para conter a fragmentação florestal e mitigar a perda da biodiversidade, por meio da criação de RPPNs.

Levando em consideração esses aspectos, a presente tese desenvolveu um Framework para identificar áreas potenciais na criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) em Orleans – SC. Entende-se por Framework um conjunto de diretrizes,

métodos e procedimentos que orientam a realização de um estudo, neste caso de uma área específica, fornecendo uma estrutura organizada a fim de alcançar os objetivos propostos (Sutil, 2022).

Considerando o contexto apresentado, foram elaboradas as seguintes questões:

I – Quais critérios e indicadores são mais relevantes na identificação de áreas potenciais para a criação de RPPNs em Orleans - SC?

II - Como as ferramentas de sensoriamento remoto e do Sistema de Informações Geográficas (SIG) podem ser usadas para identificar áreas potenciais para RPPNs em pequenas regiões geográficas?

III – É possível criar um Framework capaz de subsidiar a identificação de áreas potenciais para a criação de novas RPPNs?

As questões elaboradas estimularam a formulação da seguinte hipótese: a utilização de um Framework para identificar áreas potenciais para a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) em Orleans – SC contribuirá para aumentar a efetividade da criação de RPPNs, favorecendo a conservação da biodiversidade e a redução da fragmentação florestal na região.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Desenvolver um Framework para priorizar áreas potenciais para a delimitação de RPPNs, visando potencializar a conservação da biodiversidade e a redução da fragmentação florestal por meio da ampliação das áreas protegidas.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Apresentar a evolução dos aspectos históricos, definições, classificações e a situação das áreas protegidas privadas no contexto internacional;
- Descrever a evolução das reservas privadas brasileiras, as RPPNs, desde as primeiras iniciativas, até a criação do SNUC, detalhando a situação atual no país;
- Analisar a estrutura dos fragmentos florestais do município de Orleans (SC), identificando os melhores fragmentos a serem protegidos;

- Identificar os fragmentos florestais de Orleans (SC) que apresentam melhor estado de conservação;
- Testar o Framework desenvolvido para identificar áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans, Santa Catarina.

1.2 ESTRUTURA DA TESE

Este trabalho está estruturado em sete sessões, abrangendo a Introdução e as Conclusões, além de cinco sessões dedicadas à discussão dos objetivos estabelecidos para o desenvolvimento da presente pesquisa.

O primeiro capítulo (sessão 2) tem como objetivo apresentar a evolução dos aspectos históricos, definições, classificações e a situação das áreas protegidas privadas no contexto internacional, utilizando-se do Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas – WDPA*).

O segundo capítulo (sessão 3) busca complementar o capítulo anterior, ao descrever a evolução das reservas privadas brasileiras, as RPPNs, desde as primeiras iniciativas, até a criação do SNUC, detalhando a situação atual no país, com base nos dados da Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN).

O terceiro capítulo (sessão 4) analisa a estrutura dos fragmentos florestais do município de Orleans (SC), identificando os melhores fragmentos a serem protegidos, por meio de métricas de paisagem. O quarto capítulo (sessão 5) apresenta uma continuidade do capítulo anterior e analisa os fragmentos florestais de Orleans (SC) quanto ao estado da vegetação, por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), com a finalidade de identificar aqueles que apresentam melhores condições para fins de proteção e conservação.

O quinto e último capítulo (sessão 6) apresenta os resultados da aplicação de um Framework desenvolvido para identificar as áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans, SC.

2 ÁREAS PROTEGIDAS PRIVADAS: UMA ALTERNATIVA NA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Uma das alternativas para preservar e conservar os recursos naturais se dá por meio da criação de áreas protegidas. Tal prática é considerada antiga na história da humanidade (Castro Júnior; Coutinho; Freitas, 2012; Ott; Duarte, 2021), apresentando crescimento após o século XVIII, quando a humanidade passou a reconhecer a importância de reservar alguns espaços que ainda poderiam preservar condições naturais da Terra (Bensusan, 2014).

Além de resguardarem os recursos naturais, as áreas protegidas atuam na preservação e na conservação da biodiversidade, contribuindo na manutenção dos processos ecológicos e na funcionalidade dos ecossistemas naturais (Dudley, 2008). Por isso, elas devem ser integradas à paisagem, tanto a terrestre, quanto à marinha (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2017), sendo vitais para que as sociedades continuem a existir e prosperar (Job; Becken; Lane, 2017).

A União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN – *International Union for Conservation of Nature*) divulga a cada dois anos o Relatório Planeta Protegido (*Protected Planet Report*) e apresenta a evolução das áreas protegidas no mundo. Em 2010, no lançamento do primeiro relatório, 21,7% (17 milhões de km²) das terras e 1,6% (6 milhões de km²) dos oceanos estavam protegidos (Bertzky *et al.*, 2012). Em 2020, o Relatório Planeta Protegido apontou que 22,5 milhões de km² (16,64%) dos ecossistemas terrestres e 28,1 milhões de km² (7,74%) dos oceanos, estão em áreas protegidas (UNEP-WCMC; UNEP; IUCN, 2021).

Em 2019, Bingham *et al.* (2019), apontavam que 80% das áreas protegidas do mundo são públicas. Porém, é notável o crescimento do setor privado na criação de áreas protegidas, principalmente nos últimos anos (Stolton; Redford; Dudley, 2014; Kamal; Grodzinska-Jurczak; Brown, 2015; Bingham *et al.*, 2017; Mitchell *et al.*, 2018; Shumba *et al.*, 2020; Adams, 2020; Frías, 2021).

Segundo Bertzky *et al.* (2012), em 2010 as áreas protegidas privadas (*privately protected areas* -PPAs¹) no mundo, somavam 6.900 unidades e cobriam 28.000 km², ou seja, apenas 0,2% de todas as áreas protegidas. Num estudo mais recente, divulgado pelo Relatório Planeta Protegido 2018, o número de PPAs subiu para 13.105, cobrindo 5,73% das áreas protegidas mundiais (UNEP-WCMC; IUCN; NGS, 2018), um aumento de quase 90% na quantidade de áreas.

¹ Optou-se por usar a sigla de áreas protegidas privadas em inglês (PPAs) para que não ocorra conflito com a sigla de áreas de preservação permanente (APPs), adotada no Brasil.

Nas últimas décadas, o processo de globalização estimulou a interconectividade mundial (Eakin *et al.*, 2014), além de aumentar o consumo, extraindo quantidades crescentes de recursos naturais, intensificando os impactos ambientais (Schaffartzik *et al.*, 2014). Tal condição é responsável por uma mudança no uso e cobertura da terra, ocasionando uma ameaça à biodiversidade (Tilman *et al.*, 2017). Em meio a essas mudanças, os governos diminuem seus investimentos em programas ambientais, para aplicarem recursos em outros setores públicos (Mascia *et al.*, 2014), deixando desprovidas suas áreas protegidas. No Brasil, uma pesquisa realizada por Silva *et al.* (2021), estimou que as 282 Unidades de Conservação (UCs²) federais receberam apenas 15,5% dos recursos necessários para cobrir seus custos de gestão em 2016, ou seja, um valor bem abaixo do total necessário de US\$ 468 milhões. O estudo mostrou ainda que 76,5% das UCs apresentaram déficit de investimentos financeiros.

Pesquisas apontam que as áreas protegidas estatais apresentam um fraco desempenho em atingir as metas de conservação da biodiversidade (Maron; Simmonds; Watson, 2018). Muitas vezes elas estão localizadas em áreas de altitude elevada (Joppa; Pfaff, 2009), com baixo valor econômico (Albuquerque; Sá; Jorge, 1998), além de apresentarem problemas na gestão, na governança e nos recursos financeiros (Venter *et al.*, 2017).

As PPAs contribuem com os sistemas nacionais de áreas protegidas, aumentando a cobertura geográfica e a representação ecológica, além de protegerem os habitats e as espécies ameaçadas de extinção (Mitchell *et al.*, 2018). Elas também aumentam a conectividade, servindo como “trampolins” (*stepping stones*) ou corredores ecológicos (Kamal; Grodzinska-Jurczak; Brown, 2015) e compõem mosaicos de áreas protegidas de diferentes categorias de conservação (Simão Neto, 2017).

Mittermeier *et al.* (2005) e Willis *et al.* (2012) afirmam que as PPAs podem servir de proteção para as zonas de amortecimento de outras áreas protegidas. Além disso, poderão ser importantes na proteção de espécies endêmicas, de ocorrência restrita, onde a criação de uma área protegida pública seria inviável (Gallo *et al.*, 2009).

No geral a criação de PPAs permite o envolvimento de novos atores, no combate a perda da biodiversidade global (Mitchell *et al.*, 2018; Gooden; Sas-Rolfes, 2020), responsável por juntar esforços no alcance da Meta 11 de Aichi³ (Woodley *et al.*, 2012). Tendo em vista a

² No Brasil as áreas protegidas reconhecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), são chamadas de Unidades de Conservação.

³ Na 10ª Conferência das Partes (Nagoya, Japão, 2010), a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD) estabeleceu um plano estratégico, integrador e abrangente para 2011-2020, que representa a orientação global para

importância das PPAs para a conservação da natureza e manutenção da vida humana, o capítulo em questão visa apresentar a evolução dos aspectos históricos, definições, classificações e a situação das áreas protegidas privadas no contexto internacional.

2.1 METODOLOGIA

O capítulo em questão foi desenvolvido a partir de uma pesquisa exploratória, cujo objetivo é proporcionar maior familiaridade com tema em questão (Gil, 2017), sendo realizada por meio uma pesquisa bibliográfica e documental. A pesquisa bibliográfica consiste em toda a bibliografia já tornada pública em relação ao tema de estudo, com contribuições de diversos autores, com publicações variadas, colocando o pesquisador em contato direto com tudo o que foi escrito sobre determinado assunto (Marconi; Lakatos, 2017). A pesquisa bibliográfica foi elaborada por meio de estudos em artigos, teses, dissertações e livros, utilizando-se para isso algumas bases de dados como *Scopus*, *Scielo*, *Science Direct* e *Web of Science*.

Por outro lado, a pesquisa documental tem como fonte principal de dados, materiais que ainda não receberam tratamento analítico e que podem ser reelaborados no decorrer do tempo (Gil, 2017; Mazucato, 2018). Neste caso, foi utilizado dados quantitativos do Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas – WDPA*).

O WDPA é atualizado mensalmente e para esta pesquisa utilizou-se como referência os dados de setembro de 2022, em que constavam 271.140 áreas protegidas. O WDPA disponibiliza arquivos em formato *shapefile* (shp) e tabular (.csv). O arquivo tabular é composto por 30 atributos diferentes e dois deles foram utilizados para separar as PPAs das demais áreas protegidas.

O primeiro critério considerou o atributo “GOV_TYPE”, em que foram selecionadas todas as áreas protegidas que apresentassem como tipo de governança os seguintes nomes: *Individual landowners* (Proprietários individuais), *Non-profit organisations* (Organizações sem fins lucrativos) e *For-profit organisations* (Organizações com fins lucrativos). Esses nomes já são utilizados pela IUCN para identificar a governança privada das áreas protegidas (Stolton; Redford; Dudley, 2014), assim como realizado no estudo de Bingham *et al.* (2021). Nessa primeira etapa foram selecionadas 19.337 PPAs.

a década sobre biodiversidade. Nesse plano constava a Meta 11 de Aichi, que até 2020, pelo menos 17% das áreas terrestres e de águas interiores e 10% das áreas marinhas deveriam estar em áreas protegidas (Maretti *et al.*, 2012).

O segundo critério utilizou o atributo “DESIG_ENG”, onde consta o nome da área protegida em inglês. Para isso foram selecionados todos os nomes que apresentassem a palavra “private” (privado) ou “privately” (particular), totalizando 48 nomes diferentes. A adoção desse critério foi necessária, pois algumas áreas protegidas, que são PPAs legítimas, podem ter sido classificadas com outro tipo de governança, como no caso do Brasil e da Finlândia. Assim, foram identificadas 22.662 PPAs.

Realizada a etapa de separação das PPAs das demais áreas protegidas, os dados foram exportados para uma nova planilha no *software* Excel e as duplicadas foram excluídas, resultando em 34.492 unidades. Selecionadas as PPAs, outros quatro atributos da tabela foram escolhidos para serem analisados, conforme o Quadro 1. Embora alguns dados de PPAs estejam ausentes, todas foram consideradas para análise.

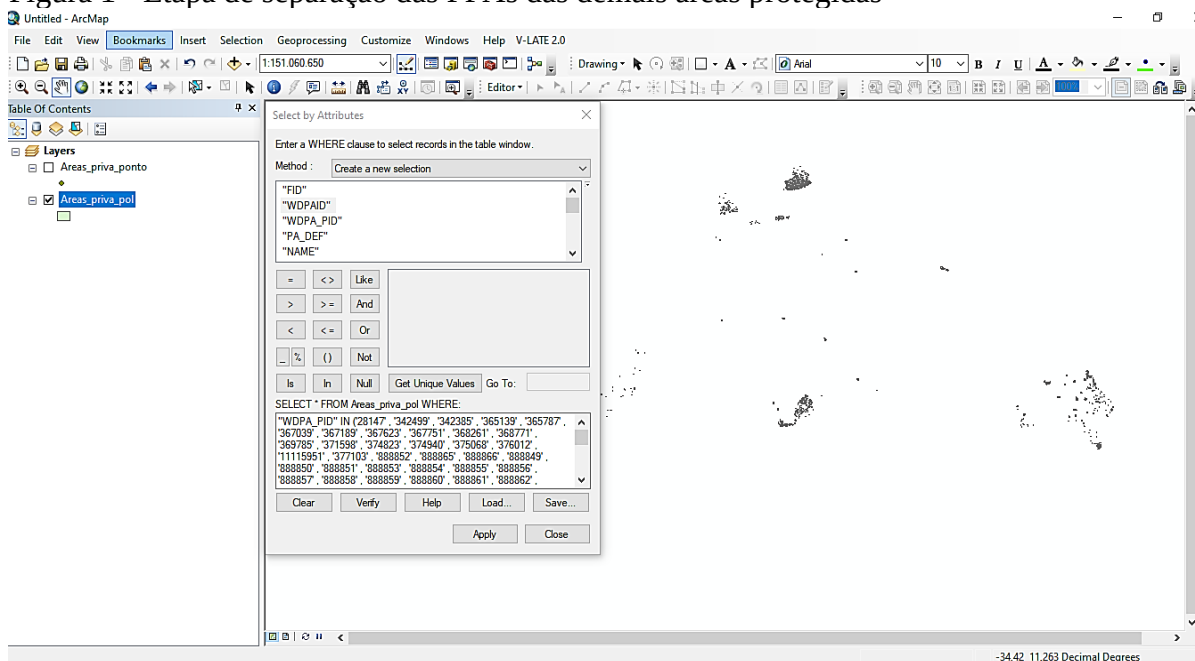
Quadro 1 - Descrição dos atributos analisados do WDPA

Atributo	Descrição
IUCN_CAT	Refere-se as categorias das áreas protegidas definidas pela IUCN: Ia, Ib, II, III, IV, V e VI.
MARINE	Identifica se a área protegida está completamente ou parcialmente em ambiente marinho. Neste caso são utilizados três valores: completamente em ambiente terrestre ou de água doce (0), parcialmente em ambiente marinho e em ambiente terrestre ou de água doce (1) e completamente em ambiente marinho (2).
STATUS_YR	O ano em que a área protegida foi proposta, listada, adotada, designada ou estabelecida.
PARENT_ISO3	Refere-se ao código do país em que a área protegida está localizada.

Fonte: Autora (2023).

Os seis arquivos em formato *shapefile* (shp), disponibilizados pelo WDPA são divididos em pontos e polígonos, com três arquivos para cada um. Para distinguir as PPAs das demais áreas protegidas, utilizou-se o critério “WDPA_ID”, que é o número de identificação da área protegida. Para isso, no *software* ArcGIS utilizou-se a tabela de atributos de cada um dos arquivos *shapefile* usando a ferramenta “*Select By Attributes*” foram inseridos os números de identificação de área que haviam sido posteriormente identificados na planilha do Excel, ou seja, 34.492 “WDPA_ID” (Figura 1). Assim, foram criados dois novos arquivos, um com as PPAs em pontos e outro em polígonos.

Figura 1 - Etapa de separação das PPAs das demais áreas protegidas



Fonte: Autora (2023).

O *software* ArcGIS também foi utilizado para calcular a área total das PPAs. Para os polígonos utilizou-se o critério “GIS_AREA”, enquanto para os pontos “REP_AREA”, descritos no Quadro 2. Posteriormente, as áreas foram espacializadas.

Quadro 2 - Descrição dos atributos de área do WDPA

Atributo	Descrição
GIS_AREA	Refere-se A extensão total da área protegida em km ² , usando a projeção de Mollweide, não sendo utilizado para dados de pontos.
REP_AREA	Refere-se a extensão total da área protegida em km ² , reportada pelos provedores.

Fonte: Autora (2023).

Todas as 465 PPAs identificadas por pontos apresentaram área, enquanto apenas uma das PPAs identificadas por polígonos não apresentou área.

2.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

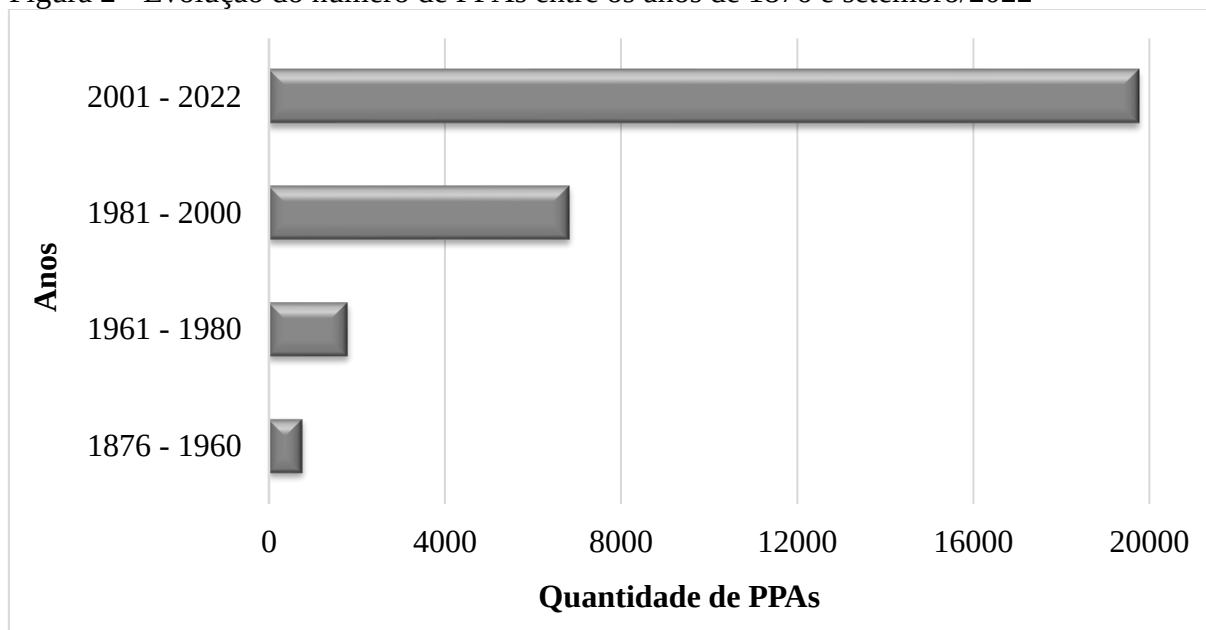
2.2.1 A origem e a evolução das áreas protegidas privadas

Acredita-se que a primeira área protegida privada foi criada na Alemanha, já no início da década de 1880, quando uma associação, buscando preservar a beleza cênica de uma região montanhosa, começou a comprar terras para protegê-la da ação de pedreiras (Stolton;

Redford; Dudley, 2014). Em 1824, no México, uma propriedade rural foi adquirida por um botânico alemão, sendo em parte realizado o cultivo de café e em outra a preservação da floresta tropical (Holmes, 2013; Stolton, Redford; Dudley, 2014). Na Inglaterra, em 1899, a ONG (Organização Não Governamental) *National Trust*, por meio de contribuições de voluntários, adquiriu uma área para preservar plantas, sendo a primeira reserva particular inglesa, a *Wicken Fen* (Mesquita, 1999; 2014; Morsello, 2001).

Entre o final do século XIX até a metade do século XX, o crescimento das PPAs no mundo ocorreu de forma muito lenta. Desde 1876, ano do primeiro registro de PPA no WDPA, até 1960, foram criadas 779 unidades no mundo (Figura 2). As motivações eram as mais diversas, porém para Moresello (2001) a sociedade civil estava insatisfeita com a morosidade das ações de conservação promovidas pelos governos e passou a criar áreas para proteger a natureza.

Figura 2 - Evolução do número de PPAs entre os anos de 1876 e setembro/2022



Fonte: Autora (2023).

A partir de 1961 até 1980, o número de PPAs aumentou para 1.804 unidades, um crescimento de 131,57%. Neste período, ocorreu o 1º Congresso Mundial de Parques, em 1962 (Seattle, EUA), promovido pela IUCN, onde já se reconhecia que muitas das reservas naturais mundiais estavam localizadas em terras privadas (Langholz, 2010; Souza, 2013; Holmes; 2013), contribuindo na conservação da vida selvagem e dos recursos naturais, o que fez expandir o número de áreas protegidas privadas (Langholz; Lassoie, 2001). Soma-se a isso a realização da primeira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, em

Estocolmo, na Suécia, em 1972, estimulando a criação de áreas protegidas (Félix; Fontgalland, 2021), incluindo as privadas.

Entre os anos de 1981 e 2000, as PPAs continuaram crescendo, chegando a 6.830 unidades, um aumento de 278,60%, ou seja, um incremento de 5.026 novas áreas protegidas privadas. Possivelmente, uma das razões para esta situação foi a realização do 4º Congresso Mundial de Parques, em Caracas, na Venezuela (1992), em que a conservação foi vista como “uma responsabilidade de todos”, enfatizando a participação de ONGs, do setor privado, dos proprietários de terras, dos bancos e das demais entidades fora do âmbito governamental nas questões das áreas protegidas (Souza, 2013).

No mesmo ano, na cidade do Rio de Janeiro (Brasil), ocorre a 2ª Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, conhecida por Rio-92, onde foram firmados acordos multilaterais que buscaram resolver alguns problemas ambientais (Félix; Fontgalland, 2021), o que pode ter estimulado a criação do PPAs em vários países.

Nos últimos 21 anos, quase que triplicou o número de PPAs em relação ao período anterior (1981 – 2000), com 12.937 novas unidades, representando um crescimento de 189,41%, totalizando 19.767 unidades. Segundo Sims-Castley *et al.* (2005), três fatores podem ter impulsionado o aumento de PPAs neste período: maior compromisso da sociedade na conservação da biodiversidade, descaso dos governos em proteger a natureza e, a expansão do ecoturismo global.

Assim, o reconhecimento das PPAs pela IUCN cresceu e no 5º Congresso Mundial de Parques (Durban, África do Sul), em 2003, foi realizada uma sessão sobre o tema (Bingham *et al.*, 2017), criando o Plano de Ação de Áreas Protegidas Privadas (Sims-Castley, 2005). No ano seguinte, na Convenção sobre Diversidade Biológica (COP 7), em Kuala Lumpur (Malásia), foi adotado um Programa de Trabalho em Áreas Protegidas que incluiu medidas específicas para melhorar e expandir as áreas protegidas em terras privadas (Sims-Castley, 2005).

Em 2010, na 10ª Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (COP-10 – CDB), realizada na cidade de Nagoya, Província de Aichi, Japão, foi aprovado o Plano Estratégico Global para Biodiversidade (2011 a 2020), que buscava ações concretas para deter a perda da biodiversidade planetária (UNEP-WCMC; IUCN; NGS; 2018). Conforme a Meta 11 de Aichi, até 2020, 17% da terra e das águas interiores e 10% do meio ambiente marinho deveriam estar em áreas protegidas (Dias, 2021).

Nesse sentido, ficou evidente que as áreas protegidas públicas podem não ser suficientes para atingir as metas da CDB (Stolton, Redford; Dudley, 2014), sendo as PPAs uma

alternativa potencial na representação e conectividade dos ecossistemas (Pliscoff; Fuentes-Castillo, 2011; Clements *et al.*, 2019, Archibald *et al.*, 2020). Como resultado, a criação de áreas protegidas por iniciativa privada se tornou uma estratégia essencial para a implementação de uma nova estrutura global de biodiversidade para o período de 2020-2050 (Maxwell *et al.*, 2020; Bingham *et al.*, 2021), visando não somente conter a perda de biodiversidade, mas também garantir a recuperação (Mace *et al.*, 2018). Bingham *et al.* (2017) relatam que após a 12ª Convenção sobre Diversidade Biológica (COP 12 – CBD), realizada em 2014, na cidade de Pyeongchang (Coreia do Sul), houve um reconhecimento da contribuição das PPAs na conservação da biodiversidade, incentivando o setor a continuar seus esforços na proteção dos ecossistemas.

Em 2014, uma publicação da IUCN, denominada “Futuros das Áreas Protegidas Privadas” (*Futures of Privately Protected Areas*), desencadeou uma nova política e interesse de pesquisa na conservação de terras privadas (Drescher; Brenner, 2018; Gooden; Sas-Rolfes, 2020). Tal publicação surgiu da necessidade de não deixar no anonimato os esforços que as áreas protegidas privadas possuem na conservação, integrando-as as políticas regionais de conservação, além de incentivá-las e apoiá-las (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

Embora sejam utilizadas pelo menos 50 definições de áreas sob proteção privada (Crofts *et al.*, 2014), a IUCN define área protegida privada como sendo uma área sob governança privada, dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica, de recursos naturais e culturais associados, administrada por meios legais ou efetivos (Stolton; Redford; Dudley, 2014; Mitchell *et al.*, 2018). No Quadro 3, estão apresentados os critérios e as características que distinguem as PPAs das demais áreas protegidas.

Quadro 3 - Critérios e características para distinguir áreas PPAs de outras áreas protegidas.

Critérios para uma PPA	Características
Área protegida	Área legalmente designada e administrada conforme a definição da IUCN e mesmo que não seja designada legalmente, é reconhecida como área protegida privada.
Entidades privadas envolvidas	Pessoa ou grupos de pessoas, ONGs, empresas, proprietários com fins lucrativos, entidades de pesquisa ou religiosa.
Governança*	O principal objetivo da área é a conservação da natureza. Os gestores de PPA estão cientes de qualquer direito de uso fora de seu controle e

Critérios para uma PPA	Características
	devem cumprir esforços para garantir que tais usos não afetem os objetivos gerais de conservação.
Permanência	Neste caso, existem quatro possibilidades: • a área está legalmente designada para a proteção permanente da conservação da natureza (por exemplo, leis); • a designação para conservação da natureza é feita por meio de convênio permanente (por exemplo, acordo de conservação ou servidão); • a designação para conservação da natureza é feita por meio de contrato renovável com a finalidade permanência (por exemplo, acordo de conservação ou servidões a prazo fixo); • o compromisso de longo prazo / permanência é explicitamente declarado nos contratos, estatutos legais, memorandos de entendimento, objetivos e planos da área e está refletido na política e mecanismo financeiro do dono.

*a governança está relacionada aos atores responsáveis por decidir quais são os objetivos, o que fazer para atingi-los, como essas decisões são tomadas, além de deter o poder (autoridade) e o dever de prestar contas (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2017). Fonte: Stolton; Redford; Dudley, 2014; Mitchell *et al.*, 2018).

Com base em seus objetivos, a IUCN atribuiu seis categorias de gestão às áreas protegidas (Ia, Ib, II, III, IV, VI e VI), variando da proteção mais estrita, até aquelas que permitem diversos usos. As PPAs podem ser inseridas em qualquer uma das seis unidades de gestão de áreas protegidas da IUCN (Dudley, 2008; Mitchell *et al.*, 2018). Contudo, ressalta-se que as PPAs podem apresentar outros objetivos no mesmo nível categórico, mas em caso de conflito, a conservação da natureza será sempre prioridade (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

Todos os meses, o Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas - WDPA*) é atualizado com as novas áreas protegidas pelo mundo, incluindo as PPAs. As informações que compõem o WDPA são disponibilizadas por aproximadamente 500 provedores de dados (UNEP-WCMC, 2020), por meio das contribuições de governos, organizações não governamentais, indivíduos, comunidades locais e povos indígenas (Bingham *et al.*, 2019). O Congresso Mundial de Conservação da IUCN de 2016, no Havaí, aprovou uma resolução, incentivando os membros da IUCN a relatarem as áreas protegidas privadas que atendam aos Padrões de Áreas Protegidas da IUCN em seus relatórios

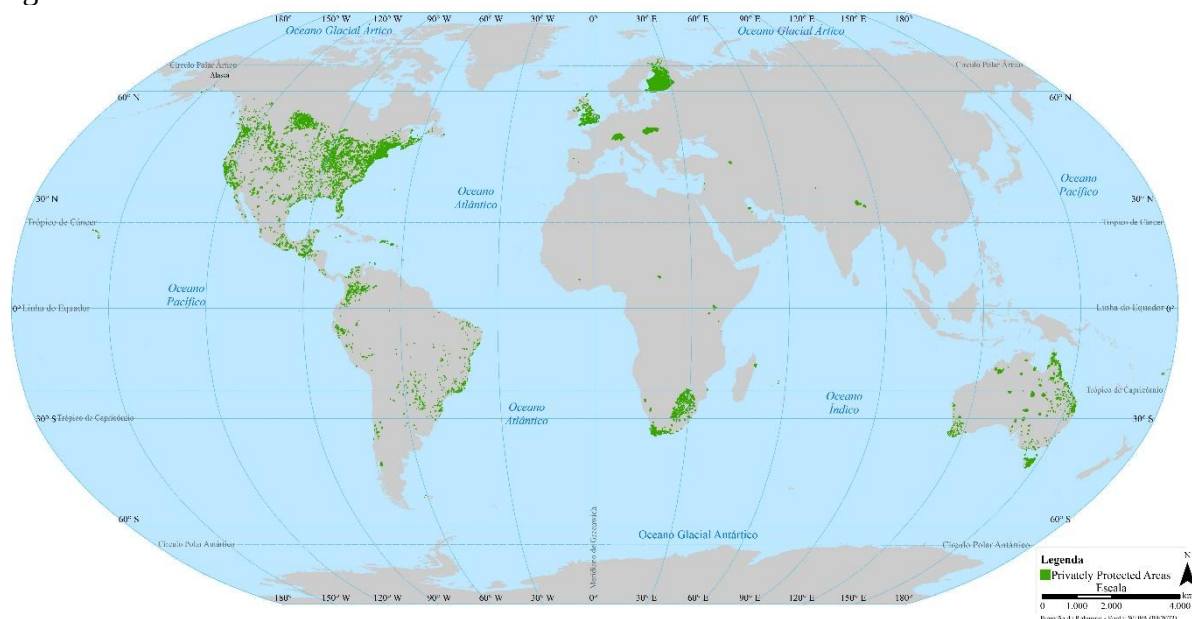
de APs e fornecerem informações relacionadas, inclusive ao WDPa e à CDB (UICN – WCC, 2016). Tal resolução pode ter contribuído com o aumento dos registros de PPAs no WDPa nos últimos anos.

Embora existam diversos dados sobre as PPAs no WDPa, ainda há falta de informação por parte dos provedores ao incluírem PPAs em seus registros. Muitos países relataram PPAs em seus territórios, indicando o tipo de governança privada, porém, não as correlacionaram com dados sobre áreas protegidas, cujos nomes indicam a governança ser privada, como, por exemplo, locais chamados de reservas naturais privadas (Stolton; Redford; Dudley, 2014). Assim, o WDPa pode subestimar o número e as áreas de PPAs existentes no mundo, havendo uma discrepância entre o relatório e as bases oficiais dos governos e em demais pesquisas científicas publicadas.

2.2.2 A origem e a evolução das áreas protegidas privadas

Nos dados do WDPa foram declaradas 34.492 áreas protegidas em terras privadas, distribuídas em 49 países em todos os continentes, com exceção da Antártida. A localização das áreas está sendo apresentada por polígonos e pontos pelo WDPa. A Figura 3 mostra as PPAs identificadas por polígonos, cobrindo 216.408,45 km² da superfície do planeta.

Figura 3 - Localização das PPAs representadas por polígonos, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022

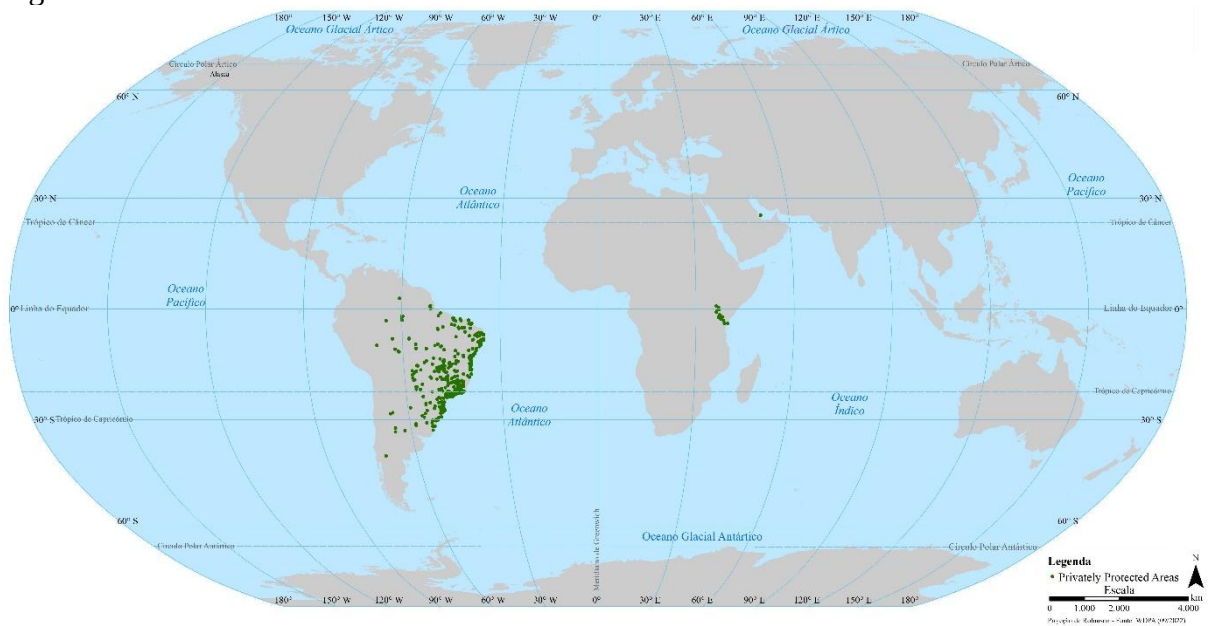


Fonte: Autora (2023).

A maior concentração de PPAs no mundo está no continente americano, principalmente nos países que compõem a América do Norte. Na Europa, na Oceania e na África, as PPAs estão concentradas em determinadas partes do território, distribuídas de forma desigual.

Na Figura 4, são representadas as PPAs identificadas por pontos pelo WDPA, localizadas principalmente na América do Sul, com destaque para o Brasil. Na África, elas estão concentradas em uma pequena porção ao leste do continente, enquanto na Ásia há apenas um ponto.

Figura 4 - Localização das PPAs representadas por pontos, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022

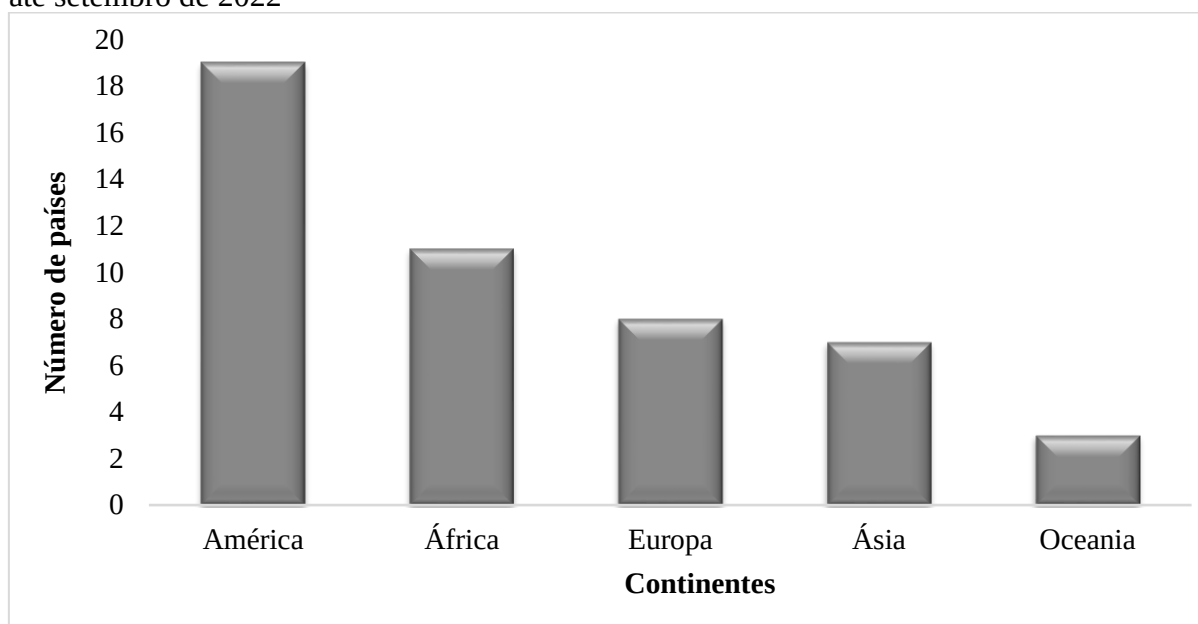


Fonte: Autora (2023).

A área das PPAs compostas por pontos foi obtida por meio da área reportada pelos provedores de dados, totalizando 13.882,38 km² da superfície do planeta. Juntos (pontos e polígonos), as PPAs cobrem 230.290,83 km² da Terra.

Do total das PPAs, 169 não possuem a identificação do país. Dos países que as declararam em seus territórios, a maioria está localizado na América (19), seguida pela África (11) e Europa (8) (Figura 5). A Ásia e a Oceania possuem sete e três países com áreas protegidas privadas, respectivamente.

Figura 5 - Número de países por continente com PPAs, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022

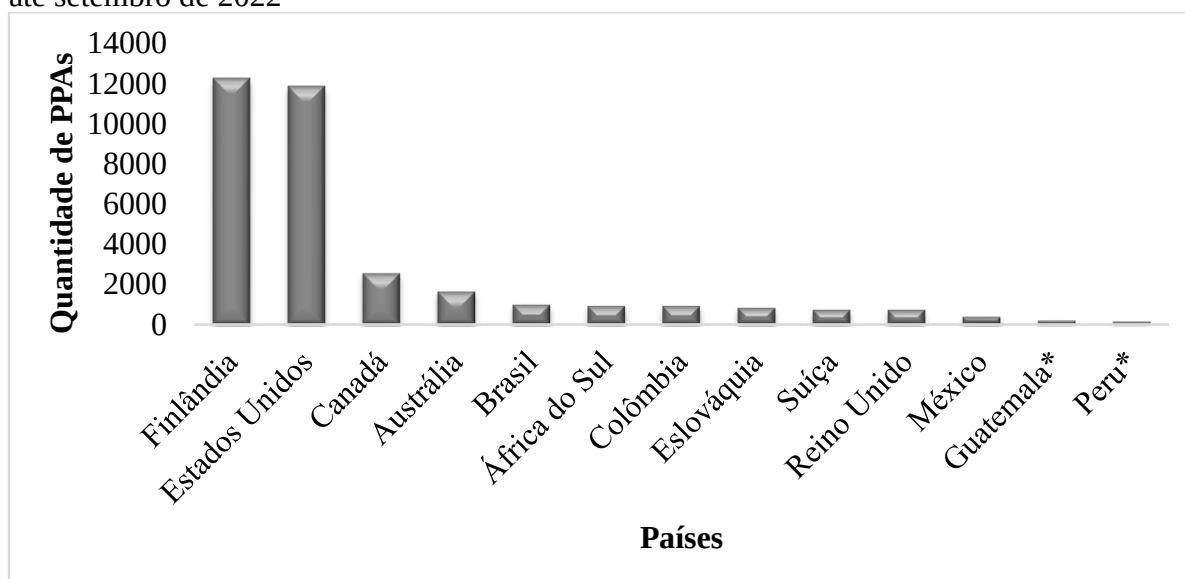


Fonte: Autora (2023).

Na América também está localizada a grande maioria das PPAs com 17.153 unidades, correspondendo a 49,73% de todas as áreas protegidas privadas do planeta. Nesse continente, o destaque são os Estados Unidos, que possuem 11.868 PPAs, como resultado de um movimento que teria iniciado em 1891 (Bernstein; Mitchell, 2005; Stolton; Redford; Dudley, 2014). O Canadá registrou 2.543 PPAs, ocupando a segunda posição no continente. Neste país, sua localização está concentrada principalmente no sul, na fronteira com os Estados Unidos, onde há altos níveis de diversidade, mas com forte pressão ecológica (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

Na América Latina, as PPAs ganharam força a partir de 1990 (MORSELLO, 2001). Entre os 13 países com mais PPAs no mundo, declarados no WDPA, cinco deles estão na América Latina: Brasil, Colômbia, México, Guatemala e Peru, que juntos somam 2.613 unidades. Além deles, outros países latino americanos também declaram PPAs em seus territórios, porém, com menor representatividade. São eles: Argentina (38), Paraguai (28), Chile (19), Honduras (13), Costa Rica (12), Belize (8), Equador (4), El Salvador (3) Antígua e Barbuda (1), Bolívia (1), Barbados (1) e Uruguai (1) (Figura 6). Embora não conste no WDPA, na Venezuela existem 36 PPAs, cobrindo uma área de 443.000 ha (Hora; Marchant; Borsdorf, 2018).

Figura 6 - Países com maior número de PPAs no mundo, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022



* Guatemala e Peru, com 190 e 142 PPAs, respectivamente.

Fonte: Autora (2023).

Vale destacar que existe uma discrepância entre o relatório do WDPA e os dados oficiais dos países na América Latina, em especial para Argentina e Brasil. Na Argentina, no SIFAP (Sistema Federal de Áreas Protegidas) constam 47 reservas privadas (SIFAP, 2022), enquanto no WDPA totalizam 38. Nenhuma das reservas argentinas declarou o tipo de governança, mas todas foram designadas como privadas no campo “DESIG_TYPE”. No Brasil, a diferença de registros é ainda maior. Enquanto no WDPA foram registradas 989 PPAs, a Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN) contabilizou 1.769 unidades (CNRPPN, 2022). As PPAs brasileiras são denominadas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), mas ainda são classificadas sob governança governamental no WDPA. O Brasil foi um dos pioneiros na criação de reservas privadas na América Latina (Mitchell *et al.*, 2018).

As reservas particulares na África são antigas, principalmente utilizadas para a caça (Morsello, 2001). Segundo Langholz (2010), durante a década de 1980, o *boom* do ecoturismo global estimulou a proliferação de áreas protegidas privadas na maioria do mundo, incluindo o continente africano. Os números mais expressivos de PPAs do continente estão localizados no Quênia (32) e na Suazilândia (9) e, principalmente, na África do Sul. Neste último, o WDPA mostrou que existem 922 PPAs, todas identificadas pela governança “proprietários individuais”, enquanto os dados do Departamento de Meio Ambiente, Floresta e Pesca (*Department of Environment, Forestry and Fisheries* - DEEF) do país apontam para 1.637 reservas privadas (DEFF, 2022).

No WDPA, outros países africanos também possuem PPAs, como Madagascar, Maurício e Namíbia, com duas reservas cada, e Botsuana, República Centro-Africana, Costa do Marfim, Moçambique e Tanzânia apenas com uma. No total, o continente africano possui 974 PPAs registradas no WDPA, ou seja, 2,82% das áreas protegidas privadas do mundo.

Na Europa, as PPAs estão concentradas na porção ocidental e norte do continente, sendo a Alemanha, a Espanha, o Reino Unido e a Finlândia os países com maior representatividade (Stolton; Redford; Dudley, 2014; Kamal; Grodzinska-Jurczak; Brown, 2015). No WDPA, oito países europeus relataram PPAs: Finlândia (12.274), Eslováquia (819), Suíça (730), Reino Unido (725), Países Baixos (7), Armênia, Espanha e Portugal, com uma unidade, respectivamente. Juntas, as PPAs europeias representam 45,03% (15.532 unidades) das áreas protegidas privadas do planeta. Ressalta-se que foram somadas as PPAs do Reino Unido e dos Países Baixos àquelas existentes em seus territórios ultramarinos, como Bermudas, Ilhas Cayman, Bonaire e as Ilhas Malvinas.

Conforme o WDPA, a Finlândia é o país com o maior número de PPAs na Europa e também no mundo, com 12.274 PPAs. Esse número se aproxima do valor apontado por Stolton, Redford e Dudley (2014), quando em 2010 a Finlândia apresentava mais de 10.000 pequenos PPAs, que cobriam uma área de 290.000 ha.

Embora todas as áreas protegidas privadas finlandesas são designadas como sendo uma Reserva Privada Natural ou uma Área de Conservação Privada, o tipo de governança é declarado como sendo governamental. O número de PPAs presente no WDPA é muito superior ao divulgado pelo Ministério do Meio Ambiente da Finlândia, em que são confirmadas cerca de 7.800 áreas de conservação da natureza em terras privadas (Hesso, 2022). A maior parte das PPAs finlandesas estão localizadas no oeste e sul do país, onde o foco é a proteção florestal por meio do Programa Biodiversidade Florestal para o Sul da Finlândia (*Forest Biodiversity Programme for Southern Finland* - METSO, com objetivo de proteger 96.000 ha até 2025 (METSO, 2022).

Nos dados do WDPA, nenhuma das PPAs suíças foi relatada como sendo de governança privada, porém, em sua designação, todas são declaradas privadas. Neste país, a ONG Pro Natura é responsável pelo gerenciamento de mais de 700 áreas protegidas, cobrindo uma área de 269 km² de habitats ameaçados (Pro Natura, 2022).

Embora não conste nos dados do WDPA, acredita-se que na Alemanha existam mais de 700 PPAs, sendo que muitas delas surgiram após a unificação do país (década de 1990), quando terrenos públicos não utilizados da antiga Alemanha Oriental foram doados, reduzindo o custo de reabilitar e gerir as áreas por parte do Estado (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

Na Ásia, segundo Stolton, Redford e Dudley (2014), as PPAs são pouco representativas, mas há iniciativas no Japão, na Coreia do Sul e até mesmo na China. Os dados do WDPA mostram que apenas seis países asiáticos possuem PPAs: Nepal (3), Arábia Saudita (2), Jordânia, Líbano, Omã, Paquistão e Catar com apenas uma unidade. Juntas, elas totalizam dez áreas protegidas privadas e representam apenas 0,02% de todas as PPAs do mundo.

A China apresentou um novo modelo de conservação, desde 2008, trazendo o financiamento e gestão privada para as áreas protegidas, num país onde, até recentemente, as PPAs eram inviáveis (Mitchell *et al.*, 2018). Todas as PPAs da China são arrendadas por até 70 anos, pois indivíduos ou organizações privadas não podem possuir terras (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

A Austrália, maior país da Oceania, apresentou no WDPA o terceiro maior número de PPAs do mundo, com 1.632 unidades, sendo responsável por 99,69% de todas as áreas privadas protegidas do continente. Nos últimos anos, houve uma expansão de PPAs neste país, o que aumentou a representação da biodiversidade e a conectividade do Sistema de Reserva Nacional (Fitzsimons; Wescott, 2008; Fitzsimons, 2015). Em 2016, conforme relatado no WDPA, a Austrália contava com 2.751 PPAs, que ocupavam 47.756,1 km² (Bingham *et al.*, 2017), ou seja, um contraste com os dados relatados. Contudo, o estudo de Fitzsimons (2015), realizado em 2013, constatou a existência de 5.000 propriedades que poderiam ser consideradas áreas protegidas privadas, cobrindo 89.130 km². Neste país, o governo oferece incentivo para as PPAs localizadas em áreas com alta biodiversidade e identificadas como prioritárias para a conservação, ou para aquelas que realizam a manutenção dos recursos hídricos ou geram empregos (Mitchell *et al.*, 2018).

Além da Austrália, Fiji e Ilhas Marshall também possuem PPAs em seus territórios, com duas unidades cada. Recentemente, o trabalho de Bingham *et al.* (2021), baseado no WDPA de junho de 2021, considerando a informação “*No reported*” sobre o tipo de governança, afirmaram a existência de 4.694 PPAs na Nova Zelândia. Ao se analisar o WDPA, referente a setembro de 2022, houve um incremento de 240 novas áreas nesse país.

Apesar dos dados positivos descritos anteriormente, a quantidade de PPAs permanecem subnotificadas nas bases de dados globais, como o Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas* - WDPA) e no Secretariado da CBD (Convenção sobre Diversidade Biológica) (Bingham *et al.*, 2017). Esta subnotificação pode estar relacionada à falta de informação repassada aos governos, já que são eles os responsáveis pela divulgação das áreas protegidas de seus países (Bingham *et al.*, 2017). Apenas 39 países e

territórios relataram possuir áreas protegidas privadas no Relatório Planeta Protegido 2020 (UNEP-WCMC; UNEP; IUCN, 2021).

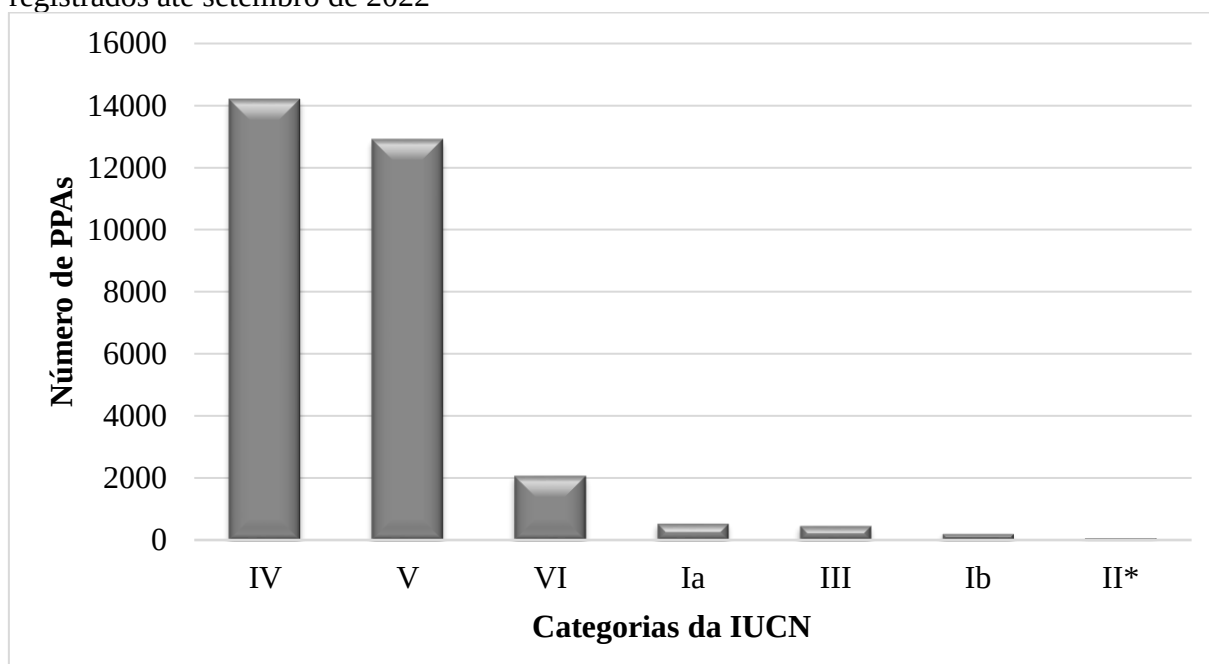
Fitzsimons e Wescott (2007) e Bingham *et al.* (2017) afirmam que alguns proprietários de PPAs relutam em divulgar dados aos governos, no receio do Estado usar as PPAs para atingir metas de conservação e deixar de investir em novas áreas públicas protegidas, não assumindo suas obrigações internacionais. Desta forma, o número de PPAs pode ser muito maior do que é divulgado (Gooden, 2018).

2.2.3 As áreas protegidas privadas e as categorias da IUCN

As PPAs podem ser inseridas em qualquer uma das seis unidades de gestão de áreas protegidas da IUCN. Das 34.492 PPAs presentes no WDPA, 4.055 unidades (11,76%) não identificaram a categoria da IUCN por desconhecerem a categoria de gestão, pelo não preenchimento da informação nos provedores ou pela área protegida não ser aplicável a uma categoria da IUCN.

A maioria das PPAs identificadas neste estudo se enquadra na categoria IV da IUCN, com 14.186 unidades, o que representa 41,12% (Figura 7). Essa categoria é definida por ser uma área de manejo de habitat e espécies, com objetivo específico de conservar determinadas espécies ou habitats (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2017), sujeitas ou não às intervenções de manejo regulares e ativas para cumprir seus objetivos (Maretti *et al.*, 2012).

Figura 7 - Distribuição das PPAs pelas categorias da IUCN, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022



* A categoria II possui 72 PPAs.

Fonte: Autora (2023).

A categoria V é a segunda maior das PPAs, com 12.895 unidades, correspondendo a 37,38%. Trata-se de uma paisagem terrestre/marinha protegida, caracterizada pela interação entre as pessoas e a natureza, que ao longo do tempo, produziu uma paisagem com características distintas com valores estéticos, ecológicos e/ou culturais significativos e, em geral, com alta diversidade biológica (Dudley, 2008). Originária na Europa (Maretti *et al.*, 2012), o foco da gestão não está na conservação da natureza em si, mas em orientar a sociedade para que a área e seus recursos sejam protegidos, gerenciados e capazes de manter os valores naturais e culturais (Phillips, 2002).

A terceira categoria com maior representatividade foi a VI, com 2.076 unidades (6,01%) das PPAs. Definida por ser uma área protegida para manejo dos recursos naturais, com predominância de sistemas naturais não modificados, fornecem um fluxo sustentável de produtos naturais e serviços que atendam às necessidades das comunidades manejadas, assegurando a proteção e manutenção da biodiversidade (Dudley, 2008). Geralmente é uma categoria composta por grandes áreas (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2017), onde o uso sustentável dos recursos é um meio pelo qual a conservação da natureza é obtida.

As categorias com proteção mais rígida da IUCN são a Ia e Ib, que representam 740 (1,55%) e 203 (0,58%) unidades das PPAs, respectivamente. A Categoria Ia - Reserva Natural Restrita – é uma área natural protegida, que preserva amostras de ecossistemas, espécies e

feições da geodiversidade de grande importância (Maretti *et al.*, 2012). A categoria Ib – Área de Vida Selvagem – é definida por suas características naturais não modificadas ou ligeiramente modificadas, sem habitação humana permanente ou significativa, gerida e protegida para preservar sua condição natural (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2017).

No WDPA, as categorias Ia e Ib estão localizadas principalmente na Finlândia, na Eslováquia, na Austrália e no Canadá, compondo 96,89% dessas categorias, sendo que apenas nos dois últimos países é relatado como tipo de governança proprietários individuais (*Individual landowners*) e organizações sem fins lucrativos (*Non-profit organisations*). O estudo de Figueroa *et al.* (2020) mostrou que as áreas protegidas Ia e Ib são importantes para a conservação dos serviços ecossistêmicos de regulação e suporte.

Por fim, somando 540 unidades (1,56%), estão as categorias III e II da IUCN. A categoria III - Monumento Natural – é destinada a proteger um monumento natural específico, com alto valor de visitação, histórico ou cultural, enquanto a categoria II - Parque Nacional - protege a integridade ecológica de um ou mais ecossistemas para o presente e as futuras gerações, fornecendo oportunidades recreativas, educacionais, científicas e significância cultural (Dudley, 2008).

2.2.4 A distribuição das áreas protegidas privadas por tipo de ambiente

As PPAs presentes no WDPA podem ser classificadas em três tipos de ambientes: completamente em ambiente terrestre ou de água doce (0), parcialmente em ambiente marinho e em ambiente terrestre ou de água doce (1) e por último completamente em ambiente marinho (2). A maioria das áreas protegidas privadas estão localizadas no tipo de ambiente 0, com 32.619 unidades, o que corresponde a 94,56%, distribuídas em 40 países. As demais PPAs, situadas em ambiente parcialmente marinho e em ambiente terrestre ou de água doce ou completamente em ambiente marinho, correspondem a 4,06% e 1,36%, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 – Distribuição das PPAs por tipo de ambiente, segundo dados do WDPA registrados até setembro de 2022

Tipo de ambiente	Número de PPAs	Porcentagem das PPAs (%)
Completamente em ambiente terrestre ou de água doce.	32.619	94,56
Parcialmente em ambiente marinho e em ambiente terrestre ou de água doce.	1.401	4,06

Tipo de ambiente	Número de PPAs	Porcentagem das PPAs (%)
Completamente em ambiente marinho.	472	1,36

Fonte: Autora (2023).

Ao se observar a distribuição das PPAs pelos ambientes, percebe-se que ela ocorre de forma desigual. Como a posse de propriedade é geralmente estabelecida para áreas terrestres e não para áreas marinhas (Schlager; Ostrom, 1992), pode-se esperar que as ppas sejam em sua maioria terrestres (Holmes, 2013).

Das 472 PPAs localizadas em ambiente marinho, 329 unidades (69,70%) surgiram nos últimos 20 anos. Em 1999 foi publicada a obra “Diretrizes para Áreas Marinhas Protegidas” da IUCN, quando já considerava importante o envolvimento do setor privado e da sociedade civil para gerar fontes adicionais de apoio para as áreas protegidas marinhas (Kelleher, 1999). O lançamento da obra contribuiu para o aumento das áreas protegidas em ambiente marinho.

As PPAs em ambiente marinho colaboram com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 14 “Vida abaixo da água”, incluindo a conservação da biodiversidade marinha (Shiiba *et al.*, 2022). A criação de PPAs em ambiente marinho também contribuiu para a atingir a Meta 3 da Estrutura Global de Biodiversidade Pós-2020, que visa conservar 30% das áreas marinhas até 2030 (Estradivari *et al.*, 2022).

2.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conservação em terras privadas está experimentando um grande crescimento global, principalmente por expandir a proteção da natureza para outros atores além do setor governamental. Assim, o capítulo apresentado visou avançar no conhecimento sobre as PPAs, apresentando a evolução histórica, as definições, as classificações e situação das áreas protegidas privadas no contexto internacional.

O grande aumento das PPAs se deu no final do século XX, após a realização das conferências ambientais e dos congressos mundiais de parques promovidos pela IUCN, reconhecendo a importância do setor privado na conservação da natureza. Hoje, elas estão presentes em diversos países, contribuindo na proteção de ambientes terrestres e marinhos.

Embora tenha avançado, o número e as contribuições das PPAs ainda são subnotificados por muitos governos. É necessário maior envolvimento dos países em relatar e reconhecer as PPAs e desta forma colaborar com os dados do WDPA, de modo a melhorar o entendimento sobre a rede de áreas protegidas mundial.

A existência de PPAs também foi contabilizada para atingir a Meta 11 de Aichi da Convenção sobre Diversidade Biológica, encerrada em 2020. Contudo, espera-se a continuidade dos esforços no estabelecimento das áreas protegidas privadas para a estrutura global de biodiversidade pós-2020, protegendo e conservando por meio de um sistema bem conectado e eficaz de áreas protegidas.

3 AS ÁREAS PROTEGIDAS PRIVADAS NO BRASIL E AS RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL

As áreas protegidas são vistas como um componente essencial nos esforços globais de conservação (Bingham *et al.*, 2021), com um aumento considerável em número de área desde o ano de 2010 (UNEP-WCMC; UNEP; IUCN, 2021). Neste cenário, estão as áreas protegidas privadas. Seu crescente perfil nas políticas nacionais e globais reflete a importância em atuar como paraísos para a biodiversidade (Bingham *et al.*, 2017), essenciais para a preservação de serviços ecossistêmicos (Zeng *et al.*, 2020).

A criação de reservas privadas complementa a extensão de áreas protegidas públicas (Gallo *et al.*, 2009; Pasquini *et al.*, 2010) e, além de proteger a biodiversidade (Taylor *et al.*, 2011), permitem o desenvolvimento de atividades econômicas como o turismo (Buckley, 2009; Pegas; Castley, 2014) e ajudam a mitigar os impactos promovidos pelas mudanças climáticas (Heller; Zavaleta, 2009). É importante incluir as reservas privadas como áreas protegidas para fornecer uma avaliação mais ampla dos benefícios de conservação e estratégias de gestão sobre a perda da biodiversidade (Pegas; Castley, 2016).

Alguns países estão buscando implementar políticas para criação de áreas privadas para conservação (Garibaldi *et al.*, 2020) e o Brasil está entre os primeiros a definir instrumentos legais para áreas naturais em terras privadas (Langholz, 2010; Corrêa *et al.*, 2021). Para proteger as áreas naturais em terras privadas, o Brasil tem duas políticas principais. A primeira é a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, conhecida como o Novo Código Florestal, e a segunda é a do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Brasil, 2000).

A primeira política refere-se a Lei Federal nº 12.651/2012, que estabelece que todos os proprietários de terras devem ter vegetação natural conservada em Áreas de Proteção Permanente (APPs) e em Reservas Legais (RLs) (BRASIL, 2012). Segundo Metzger *et al.* (2010), esses instrumentos são importantes para manter a segurança hídrica, a regulação do clima, além de prestar serviços ecossistêmicos e proteger a biodiversidade.

Embora as APPs e as RLs sejam terras destinadas à conservação, elas não são consideradas Unidades de Conservação (UCs) conforme a Lei do SNUC. Ambas devem ser integradas ao sistema de áreas protegidas do Brasil para serem formalmente reconhecidas no alcance da conservação da natureza, na prestação dos serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Silva; Pinto; Scarano, 2021).

A segunda política trata-se do SNUC, que foi instituído pela Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, estabelecendo normas e critérios para a criação e implementação de

todas as unidades de conservação do país (Pellizzaro *et al.*, 2015). O SNUC divide as UCs brasileiras em dois grupos, segundo o grau de manejo: proteção integral e uso sustentável. Nas unidades de proteção integral não é permitido o uso dos recursos naturais, com pouca ou mesmo nenhuma interferência humana, enquanto nas de uso sustentável a ocupação é permitida, seguindo um regramento (Simão Neto, 2017).

Nas unidades de proteção integral, as categorias Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre permitem a existência de terras privadas em seus limites, desde que seja compatível com os objetivos da unidade, definidos pelo Plano de Manejo (BRASIL, 2000). Em contrapartida, nas unidades de uso sustentável, três categorias podem existir sobre terras privadas: Área de Proteção Ambiental (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). A RPPN é a única categoria de área protegida brasileira, em terras privadas, que se enquadra na definição da IUCN (Stolton; Redford; Dudley, 2014; Mitchell *et al.*, 2018; Silva; Pinto; Scarano, 2021).

O objetivo deste capítulo é descrever a evolução das reservas privadas brasileiras, as RPPNs, desde as primeiras iniciativas, até a criação do SNUC, detalhando a situação atual no país.

3.1 METODOLOGIA

Para alcançar o objetivo proposto foi realizada uma pesquisa exploratória, seguida por pesquisa bibliográfica e documental. A pesquisa bibliográfica é o levantamento ou revisão de obras já publicadas sobre determinado assunto (Sousa; Oliveira; Alves, 2021). Para isso, foram consultados artigos disponíveis nas seguintes bases de dados: *Web of Science*, *Scopus*, *Scielo* e *Science Direct*, enquanto as teses e as dissertações foram consultadas na Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações.

Para realizar a pesquisa documental é necessário recorrer a materiais que ainda não receberam tratamento analítico (Sá-Silva; Almeida; Guindani, 2009). Neste caso, foram consultadas diversas legislações sobre a criação de áreas protegidas privadas no Brasil e dados quantitativos da Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN)⁴ no âmbito federal, estadual e municipal. Para análise dos dados da CNRPPN, foi utilizado o *software* Excel e para espacializar as reservas privadas, o *software* ArcGIS.

⁴ Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN), surgiu durante a realização do 2º Encontro de Conservação e Sustentabilidade de RPPNs, realizado em Brasília (DF), em 2001 (Vieira; Mesquita, 2018). Ela é a instância máxima de representação das RPPNs no Brasil, atuando no desenvolvimento

3.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.2.1 As primeiras iniciativas para a conservação em terras privadas no Brasil

O histórico da conservação em terras privadas no Brasil iniciou-se em 1934 com a criação do Código Florestal, que já estabelecia a proteção de florestas em propriedades particulares, denominadas Florestas Protetoras (Mesquita, 2014; Schacht, 2017). Estas áreas permaneceriam protegidas pela perpetuidade (Brito, 2003), visando a manutenção de madeira para o futuro (Pureza; Pellin; Padua, 2015). Além disso, as Florestas Protetoras auxiliariam na conservação dos recursos hídricos, do solo e na proteção de espécies e de locais com beleza cênica (Schacht, 2017).

Em 1965, o Código Florestal foi reeditado e com isso foram abolidas as Florestas Protetoras, substituídas pela criação das Áreas de Proteção Permanente (APPs), instituindo também as Reservas Legais (RLs) (Pureza; Pellin; Padua, 2015). Ambas áreas protegidas estão vigentes até a atualidade. Enquanto as APPs foram criadas para proteger as florestas das margens dos rios, das encostas íngremes, das restingas, dos topos de morros e do em torno das nascentes, as RLs obrigam os proprietários de terra a manter florestas em suas propriedades (Castro Júnior; Coutinho; Freitas, 2012), conservando a biodiversidade e os processos biológicos (Stolton; Redford; Dudley, 2014).

As APPs e as RLs são obrigatórias em todas as propriedades rurais e por esta razão o proprietário não tem direito a indenização por parte do Estado (Stolton; Redford; Dudley, 2014). Enquanto as APPs ocupam locais de elevada fragilidade e importância ambiental, as RLs podem ser exploradas de forma econômica, desde que haja um plano de manejo (Pereira *et al.*, 2017), variando de 20 a 80% da propriedade, conforme o bioma da região. Segundo Stolton, Redford e Dudley (2014), no Brasil, não há dados oficiais para avaliarem o cumprimento dessas áreas protegidas por parte dos proprietários.

No ano de 1977, o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), utilizando-se da Portaria n.º 327/1977, instituiu os Refúgios Particulares de Animais Nativos (REPANs), para ampliar as áreas de proteção da fauna (Pureza; Pellin; Padua, 2015). A criação

de iniciativas para articular e integrar os proprietários de RPPNs, além de buscar o aperfeiçoamento de políticas públicas relacionadas a esse tipo unidade de conservação (CNRPPN, 2023).

dessas áreas protegidas tem suas origens nos pedidos dos proprietários rurais do Rio Grande do Sul, que não aceitavam a caça em suas terras (Wiedmann; Guagliardi, 2018).

Posteriormente, em 1988, a portaria de 1977 foi abolida e uma nova foi estabelecida, a de n.º 217/88, instituindo as Reservas Particulares de Fauna e Flora (RPFFs) (Pellin, 2010), protegendo também a flora (Schacht, 2017), caracterizando-a como de proteção integral (Pureza; Pellin; Padua, 2015). Dois anos depois, as RPFFs foram extintas com o Decreto Federal n.º 98.914/90, que regulamentou o artigo 6º do Código Florestal e instituiu a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), por ato voluntário de seu proprietário (Schacht, 2017). O Decreto Federal n.º 1.922/1996 revogou o decreto n.º 98.914/1990 e também permitiu o reconhecimento das RPPNs pelos órgãos ambientais estaduais, definindo, portanto, sua perpetuidade (Mesquita, 2008). Assim, as RPPNs também podem ser reconhecidas pelos órgãos ambientais municipais, desde que tenham legislação específica (Wiedmann; guagliardi, 2018).

Após a aprovação do SNUC, as RPPNs foram reconhecidas como unidades de conservação, compondo o grupo de Uso Sustentável, definidas pelo Art. 21º do SNUC, como área privada, gravada com perpetuidade, cujo objetivo é conservar a diversidade biológica (Brasil, 2000). O SNUC permite que nesta categoria de UC sejam realizadas pesquisas científicas e visitação com objetivos turísticos, recreativos e educacionais, conforme previsto no seu plano de manejo.

Embora as RPPNs sejam classificadas no grupo de unidades de conservação de uso sustentável, elas apresentam características do grupo de proteção integral (Souza; Fonseca, 2018). Isso se deve ao veto presidencial do Inciso III, Parágrafo 2º, do Artigo 21 da Lei do SNUC, que permitia a extração de recursos naturais nestas reservas, fez com que, na prática, estas áreas fossem geridas como áreas de “proteção integral” (Pacheco, 2008; (Wiedmann; Guagliardi, 2018).

A impossibilidade de se alterar a estrutura da lei após os vetos, explica a manutenção das RPPNs no grupo de UCs de Uso Sustentável, mesmo que isso altere a classificação da unidade de conservação (Wiedmann; Guagliardi, 2018). Portanto, como não há uso direto de recursos naturais em uma RPPN, ela é, de fato, uma UC de Proteção Integral (Simão Neto, 2017). Nesse sentido, alguns estados, por meio de decretos, já reconhecem as RPPNs como unidades de conservação de proteção integral. É o caso dos estados do Paraná (Decreto Estadual nº 1.529/2007) e do Rio de Janeiro (Decreto Estadual nº 40.909/2007).

Na literatura, diversos autores tentaram relacionar as RPPNs a uma categoria da IUCN. Maretti *et al.* (2012) vincularam as RPPNs à categoria II da IUCN, pelo fato de

apresentarem os mesmos objetivos de proteção dos ecossistemas e de visitação de um parque nacional. Para os autores, o único problema pode estar no fato deste último abranger grandes áreas, enquanto este tipo de UC é caracterizada, em sua maioria, por pequenas extensões territoriais. No estudo de Pellizzaro *et al.* (2015), as RPPNs foram vinculadas à categoria VI (Área protegida para manejo dos recursos naturais), por estarem inseridas no grupo das UCs de uso sustentável, conforme classificação do SNUC.

Em Stolton, Redford e Dudley (2014), uma RPPN pode se enquadrar nas categorias I, II, III e IV da IUCN, dependendo dos objetivos definidos pelo seu proprietário. Seguindo essa sugestão, Mesquita (2014) propõe a criação de um “subsistema” no SNUC, mantendo a figura jurídica da UC, porém permitindo que o plano de manejo defina qual das cinco categorias de proteção integral a RPPN irá pertencer. A categoria deve ser definida a partir dos objetivos de conservação que os atributos naturais da área permitem atingir e dos interesses e preferências de gestão do proprietário (Vieira; Mesquita, 2018).

Por serem geralmente pequenas, as RPPNs são mais propensas a contribuir com conservação de habitats e espécies-chave do que ecossistemas inteiros, se encaixando melhor na categoria IV (Área de manejo de hábitat e espécies) da IUCN (Silva; Pinto; Scarano, 2021). No Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (*World Database on Protected Areas – WDPA*), todas as reservas privadas brasileiras também são classificadas na categoria IV (WDPA, 2022).

As RPPNs são unidades de conservação criadas em áreas de domínio privado por iniciativa do proprietário (pessoa física, jurídica ou mista), mediante ato de órgão governamental (federal, estadual ou municipal) (Mesquita, 2004). Além disso, as RPPNs podem se sobrepor a áreas de Reserva Legal (RL), à Área de Preservação Permanente (APP) ou até mesmo a uma Área de Proteção Ambiental (APA), sendo a criação um ato de vontade do proprietário que pode vendê-la ou transferir de nome, porém devendo manter o gravame de perpetuidade averbado na inscrição do registro imobiliário (Mezzomo, 2014).

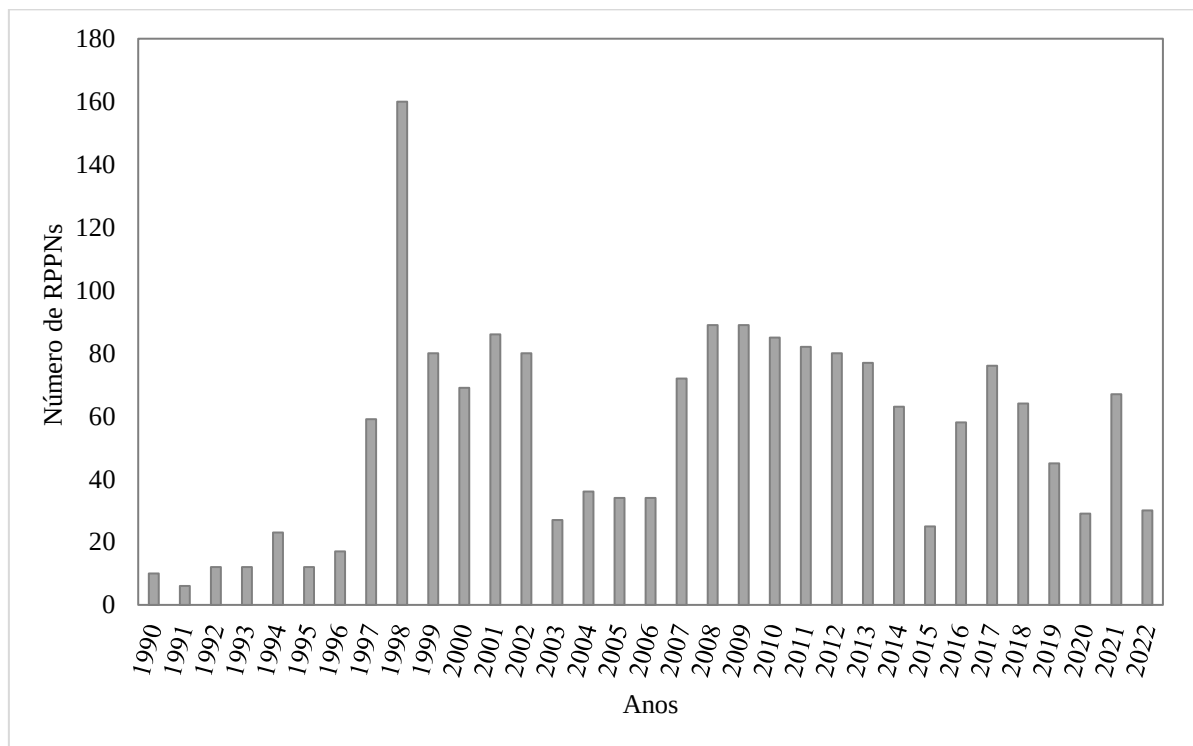
Para compensar a perpetuidade, o proprietário recebe alguns benefícios, como: o direito de propriedade preservado; isenção do ITR (Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural) referente à área criada como RPPN; prioridade na análise dos projetos pelo Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA), do MMA (Ministério do Meio Ambiente); preferência na análise de pedidos de concessão de crédito agrícola, junto às instituições oficiais de crédito, para projetos a serem implementados em propriedades que apresentem RPPN em seu perímetro; possibilidades de cooperação com entidades privadas e públicas na proteção, gestão e manejo da Unidade (Souza, 2012).

3.2.2 A evolução das RPPNs no território brasileiro

A primeira RPPN a ser criada no Brasil foi a Fazenda do Lageado (Portaria Ibama n.º 393/90), localizada no município de Dois Irmãos do Buriti, no estado do Mato Grosso do Sul, com 12.550 hectares, de propriedade da Agro-Pecuária CFM Ltda. (Pureza; Pellin; Padua, 2015).

Em pouco mais de 30 anos de existência, o número de RPPNs aumentou consideravelmente (Figura 8), partindo de dez em 1990, para 1.790 unidades em setembro de 2022. No banco de dados da CNRPPN, apenas duas unidades não apresentavam o ano de criação.

Figura 8 - Número de RPPNs criadas entre 1990 e setembro/2022



Fonte: Autora (2023).

Na primeira década, entre 1990 e 1999, o crescimento destas reservas disparou após a realização do I Congresso Brasileiro de RPPNs, em 1996 (Brasília, DF) (Moresello, 2001), promovido pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). Em 1997 foi criada a primeira associação de proprietários de RPPNs no Brasil, a Associação Patrimônio Natural (APN), no Rio de Janeiro, visando buscar benefícios e apoiar a criação de novas reservas (Vieira; Mesquita, 2018). Conforme a CNRPPN (2022), são 16 associações de proprietários de RPPNs, distribuídas por 23 unidades da federação.

O ano de 1998 registrou o maior número de RPPNs, com a criação de 160 novas UCs, sendo que a maioria delas (103) no estado do Paraná. Essa situação pode ser justificada pelo Decreto Estadual n.º 2.791/1996 com a inclusão das RPPNs no ICMS Ecológico, estimuladas pelo Poder Público Municipal, o principal interessado no repasse dos recursos (Schacht; Rocha, 2019). O Paraná foi o estado pioneiro na implantação do ICMS Ecológico.

O ICMS Ecológico (Imposto sobre Operações Relativas à Circulação de Mercadorias e sobre Prestações de Serviços de Transporte Interestadual e Intermunicipal e de Comunicação) é um tributo estadual, em razão do atendimento de determinados critérios ambientais estabelecidos em leis. Para um município, inserido em um estado com ICMS Ecológico, quanto maior a área oficialmente classificada como “protegida” (ou seja, incluindo RPPNs), maior o retorno econômico (Pegas; Castley, 2016).

Até a finalização da pesquisa, 15 estados brasileiros⁵ promulgaram legislações para redistribuir uma parcela do ICMS Ecológico aos municípios que possuem RPPNs. O estado de São Paulo foi o último da lista a incluir as RPPNs como fator contribuinte, ao aprovar a Lei n.º 17.348, de 12 de março de 2021 (São Paulo, 2021). Este tributo tem contribuído para expandir e incrementar a qualidade da rede de áreas protegidas, permitindo um incentivo à conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos e ambientais no Brasil (Lima; Gomes; Fernandes, 2020).

Na década seguinte, entre 2000 e 2009, houve um incremento de 616 novas RPPNs, a maioria localizadas nos estados de Minas Gerais (174), Paraná (86), Rio de Janeiro (61), Bahia (58), São Paulo (32) e Santa Catarina (30). Esse aumento pode estar relacionado a descentralização, que permitiu que estados e municípios realizassem o processo de reconhecimento das RPPNs, reduzindo a pressão sobre o sistema federal e ampliando ainda mais essa categoria de UC (Wiedmann; Guagliardi, 2018).

Durante a realização do 3º Encontro de Sustentabilidade e Conservação das RPPNs, em 2001, foi fundada a Confederação Nacional de RPPN (CNRPPN) que busca maior representatividade junto aos órgãos públicos e instituições privadas (Flegler, 2010). A criação da CNRPPN pode ter contribuído no aumento das RPPNs, pois após a sua fundação, o número de reservas aumento 188,70%.

Em 2003, por iniciativa da Fundação SOS Mata Atlântica, foi criado o Programa de Incentivo às Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) da Mata Atlântica, para

⁵ Acre, Amapá, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Rondônia, São Paulo e Tocantins.

ampliar a área da floresta protegida no Brasil, estimulando a criação de novas reservas em terras particulares e apoiar a gestão de reservas já existentes (SOS Mata Atlântica, 2013). Após a implantação do programa, o número de RPPNs no bioma Mata Atlântica aumentou em 118,33%, passando de 409 para 893 unidades.

A partir de 2007 o número de RPPNs passa por um novo crescimento. O Decreto Federal nº 5.746/2006 trouxe alguns benefícios para os proprietários deste tipo de UC, como o reconhecimento das RPPNs como beneficiárias das ações de compensação ambiental (PELLIN, 2010). Neste caso, as RPPNs passariam a receber recursos com a implementação de empreendimentos de significativo impacto ambiental.

Entre o ano de 2010 até setembro de 2022, 781 novas RPPNs foram criadas, destacando-se novamente os estados de Minas Gerais (141), Bahia (98), Paraná (97), Rio de Janeiro (92) e São Paulo (66). Embora a maioria das RPPNs ainda são de posse de proprietários individuais, é notório o crescimento do 2º Setor na criação deste tipo de UC. De 2010 a setembro/2022, 191 novas RPPNs foram criadas por empresas dos mais variados seguimentos.

As 1.790 RPPNs brasileiras estão distribuídas por todas as unidades da federação (Figura 9), com maior concentração nos estados que compõem as regiões Sul e Sudeste. Minas Gerais é o estado com o maior número de RPPNs, totalizando 374, seguido pelo Paraná (315), Bahia (182), Rio de Janeiro (180) e São Paulo (115).

Figura 9 - Distribuição das RPPNs pelas unidades da federação



Fonte: Autora (2023).

Desde 1998, o estado de Minas Gerais possui legislação específica, o Decreto Estadual n.º 39.401/1998, para permitir a criação de RPPNs por meio do Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Minas Gerais, 1998). Soma-se a isso o reconhecimento das RPPNs no ICMS Ecológico, conforme a Lei Estadual n.º 18.030/2009 (Minas Gerais, 2009), sendo que a maioria das RPPNs mineiras está na região sudeste do estado (Pereira; Oliveira Junior; Fonseca Filho, 2022), área coberta pelo bioma da Mata Atlântica e receptor de incentivos, como Programa de Incentivo às Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) da Mata Atlântica. Os fatores descritos podem ter contribuído para a existência de um número expressivo de RPPNs em Minas Gerais.

Na região Nordeste, destacam-se os estados da Bahia e do Alagoas, que representam 49,05% e 20,48%, respectivamente, das reservas privadas. Os demais estados possuem poucas RPPNs: Ceará (41), Pernambuco (27), Maranhão (12), Paraíba (11), Sergipe (8), Rio Grande do Norte (8) e Piauí (6).

O estado de Goiás possui o maior número de RPPNs da região Centro-Oeste, com 106 unidades, equivalente a 55,20% da região, seguido pelos estados do Mato Grosso do Sul (60), Mato Grosso (21) e o Distrito Federal (5). A região Norte possui a menor representatividade das RPPNs brasileiras, com apenas 56 unidades e destas, 20 estão localizadas no estado do Amazonas. Nele encontra-se o estado com o menor número de RPPNs, o Acre, com apenas uma unidade.

As duas regiões de maior extensão territorial do Brasil, Norte e Centro-Oeste, são aquelas que apresentam o menor número de RPPNs. Juntas, as regiões cobrem 64,12% do território brasileiro (IBGE, 2021), mas nelas há apenas 13,85% das reservas privadas do país.

3.2.3 As RPPNs e os biomas brasileiros

As RPPNs estão distribuídas por todos os biomas brasileiros e pelo ecossistema costeiro, mas com uma concentração maior na Mata Atlântica, seguida pelo Cerrado (Tabela 2). Estes biomas apresentam elevada concentração de espécies endêmicas e altos níveis de destruição, sendo, portanto, considerados *hotspots* de biodiversidade (Myers, 1988; Jenkins; Pimm, 2006).

Tabela 2 – Distribuição das RPPNs por biomas e Ecossistema Costeiro

Bioma	Número de RPPNs	Área total (ha)	Tamanho médio das RPPNs (ha)	Total da área de RPPNs %
Mata Atlântica	1.303	241.064,78	185,01	29,32
Cerrado	280	186.379,16	665,64	22,67
Caatinga	97	79.672,63	821,37	9,69
Amazônia	60	47.953,72	803,32	5,83
Pantanal	22	262.555,58	11.934,34	31,94
Cerrado e Mata Atlântica	8	349,01	43,63	0,04
Pampa	8	437,11	54,64	0,05

Bioma	Número de RPPNs	Área total (ha)	Tamanho médio das RPPNs (ha)	Total da área de RPPNs %
Ecossistema Costeiro	12	3.704,71	368,19	0,45

Fonte: CNRPPN, 2022.

Em relação ao tamanho, as RPPNs possuem em média 459,68 hectares (CNRPPN, 2022), com grande variação de tamanho entre elas. As menores RPPNs estão na Mata Atlântica, com 0,0684 hectare, localizadas em Curitiba, no Paraná (RPPN Araça e RPPN Jataí). No Pantanal encontra-se a maior RPPN do país (RPPN Estância Ecológica SESC Pantanal I), localizada no município de Barão de Melgaço, no Mato Grosso, com 49.485,72 ha.

Na Mata Atlântica, o tamanho médio das RPPNs fica abaixo da média nacional, com 185,01 hectares. Embora sejam encontradas reservas privadas de grande extensão, como a RPPN Santuário do Caraça, situada entre os municípios de Catas Altas e Santa Bárbara (Minas Gerais), com 10.188 hectares, o bioma também apresenta as menores do país.

A grande variação nos tamanhos das RPPNs da Mata Atlântica pode estar relacionada à alta fragmentação do bioma, já que mais de 80% dos fragmentos são menores que 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009). Na Mata Atlântica, 58,86% (767) RPPNs são menores que 50 hectares, e elas predominam nos estados do Paraná (182), Minas Gerais (164) e Rio de Janeiro (138).

A Mata Atlântica é o bioma brasileiro mais modificado e por isso possui uma legislação federal específica para a sua proteção (Silva; Pinto; Scarano, 2021). A Lei Federal n.º 11.428/2006 (Brasil, 2006), conhecida como Lei da Mata Atlântica, estabelece conceitos para o bioma e regramentos com o Decreto Federal n.º 6.660/2008 (Brasil, 2008), que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma.

No espaço original da Mata Atlântica, residem 72% dos brasileiros (SOS Mata Atlântica, 2022a), ou seja, mais de 150 milhões de habitantes (IBGE, 2022), distribuídos por 17 estados. Proteger esse bioma é garantir a manutenção da biodiversidade e a prestação de diversos serviços ecossistêmicos, como abastecimento de água, regulação do clima, agricultura, pesca, energia elétrica e turismo (SOS Mata Atlântica, 2022b). Embora pequenas em área, as RPPNs da Mata Atlântica protegem remanescentes florestais (Mesquita; Vieira, 2009) e são importantes prestadoras de serviços ecossistêmicos, usufruídos por toda a sociedade (Ojidos, 2018), além de tantos outros benefícios já citados anteriormente.

As RPPNs situadas no bioma do Cerrado representam 22,67%, das reservas privadas. Este bioma perdeu grande parte da formação original pelo avanço da fronteira agrícola brasileira, substituindo a vegetação natural por cultivos de soja e milho (Farinha *et al.*, 2019). Além da rica biodiversidade, o Cerrado é um grande produtor de água, responsável por formas nascentes de importantes rios brasileiros (Sawyer *et al.*, 2018).

Entre os anos de 2001 e 2005, a organização não governamental Fundação Pró-Natureza (Funatura), apoiada pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD/Fundo para o Meio Ambiente Mundial – GEF, coordenou o Projeto Estabelecimento de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs). O projeto visava apoiar a criação e o estabelecimento de RPPNs no entorno de dois Parques Nacionais, Grande Sertão Veredas e Chapada dos Veadeiros (Bernardes, 2006), ambos localizados no Cerrado. Ao término do projeto, foram criadas sete novas RPPNs (Bernardes, 2006).

Outra ação para incentivar à criação, expansão e gestão eficaz das RPPNs foi por meio do Projeto Reservas Privadas do Cerrado, também desenvolvido pela Funatura, com recursos do Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos (*Critical Ecosystem Partnership Fund* – CEPF) (CEPF, 2022). Entre setembro de 2019 e novembro de 2020, foram criadas 25 novas reservas privadas, com meta de atingir 50 (Funatura, 2020).

O tamanho médio das RPPNs do Cerrado (665,64 ha) é maior que a média nacional, mas com uma grande variação de tamanho entre elas. Enquanto a menor reserva tem apenas um ha (RPPN ChakraGrisu, Brasília, DF), a maior possui 12.550,00 ha e corresponde a mais antiga do país (RPPN Fazenda Lageado, Dois Irmãos do Buriti, MS). Diferentemente da Mata Atlântica, 66,07% (185) das RPPNs do Cerrado são maiores que 50 ha. Isso pode estar relacionado a estrutura fundiária, onde as propriedades rurais com mais de mil hectares ocupam 60% do bioma (Colman *et al.*, 2021).

A Caatinga é o terceiro maior bioma em número de RPPNs, totalizando 97 unidades, que juntas ocupam 79.672,63 ha, representando 9,69% das reservas privadas brasileiras. Assim como ocorre em outros biomas brasileiros, as RPPNs da Caatinga apresentam grande variação de tamanho, desde 1,36 hectare (RPPN Reserva Estância São Luiz, Santana do Ipanema, Alagoas) até 27.458 ha (RPPN Fazenda Boqueirão, Canavieira, Piauí).

O estímulo para criar reservas privadas parte de iniciativas com entidades não governamentais, como a Associação Caatinga. Entre elas está o projeto Caatinga Preservada, desenvolvido entre 2010 e 2012, em que foram criadas dez RPPNs no Ceará, protegendo mais de 3.600 hectares do bioma (Associação Caatinga, 2013). Outra, trata-se do projeto RPPN: Conservação Voluntária Gerando Serviços Ambientais, com o apoio da Fundação Grupo

Boticário de Proteção à Natureza, que, durante a primeira fase do projeto (2017/2018), criou mais duas RPPNs no Ceará, totalizando 303,20 hectares protegidos (Associação Caatinga, 2020).

Embora haja esforço por parte de entidades para proteger a Caatinga, ainda falta envolvimento dos órgãos públicos. O estudo de Ganem (2017) apontou o desinteresse dos proprietários em destinar parte de suas terras para a conservação, devido às dificuldades burocráticas para criar essa categoria de UC e a falta de apoio governamental para mantê-las.

A Amazônia ocupa 49,5% do território brasileiro, considerado o maior bioma, com 4.212,742 km² (IBGE, 2019) e, deste total, 28,59% encontram-se protegidos por unidades de conservação (CNUC, 2022). A Amazônia é o bioma mais preservado do Brasil e o único a atender a Meta 11 de Aichi, com 17% das terras protegidas (Vieira; Pressey; Loyola, 2019).

A principal iniciativa em preservar a Amazônia parte do governo federal (Vieira; Pressey; Loyola, 2019). As reservas privadas protegem apenas 47.953,72 ha, em 60 unidades. Uma das justificativas para baixo número, se deve aos problemas para comprovar a titularidade da terra e muitos imóveis possuem posses precárias, sendo difícil para um proprietário reunir a documentação necessária para criar uma RPPN (Mesquita, 2014).

Outra razão pode estar no fato do bioma ainda apresentar extensa área de vegetação natural. Conforme o estudo de Silva, Pinto e Scarano (2021), 69,6% das terras privadas da Amazônia mantêm vegetação nativa. Como no bioma, a exigência da Reserva Legal deve ser de 80% da área total da propriedade e muitos proprietários acreditam que já estão cumprindo com a conservação e por isso não tem interesse em ampliar a área que já está protegida.

Apesar das poucas RPPNs na Amazônia, elas possuem tamanho médio de 803,32 ha, ou seja, superior à média nacional. Enquanto a menor RPPN tem 5,5 ha (RPPN Reserva dos Buritis, Manaus – Amazonas), a maior possui 10.650,67 ha (RPPN Reserva Ecológica Verde Amazônia, Apiacás – Mato Grosso).

O Pantanal é o menor bioma brasileiro (150.988 km²) e compreende uma região predominantemente plana nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (IBGE, 2019), formando a maior planície alagada do mundo (Botelho; Clevelário Júnior; 2016). O bioma tem apenas 4,6% de sua extensão total localizado em áreas protegidas (Vieira; Pressey; Loyola, 2019), sendo que 1,73% em RPPNs.

As RPPNs pantaneiras ocupam 262.555,58 ha, distribuídas em 22 unidades, correspondendo a 31,94% das reservas privadas brasileiras, sendo o segundo maior bioma representado. Entre as dez maiores RPPNs do Brasil em extensão territorial, oito estão localizados no Pantanal, incluindo as duas maiores do país, as RPPNs Estância Ecológica SESC

Pantanal I e II, que juntas ocupam 87.871,44 ha, no município de Barão de Melgaço, no Mato Grosso. Mesquita (2014) afirma que as extensas reservas privadas do Pantanal estão relacionadas a estrutura fundiária da região, composta em sua maioria por grandes propriedades.

Por concentrar as maiores reservas privadas, a média das RPPNs pantaneiras é de 11.934,34 ha, muito acima da média nacional, sendo que nenhuma delas tem menos que 100 ha. A menor RPPN do bioma está localizada no município de Miranda, no estado do Mato Grosso do Sul, com 119,49 ha. Trata-se da RPPN Neivo Pires I, que com a RPPN Neivo Pires II, de posse do mesmo proprietário, ultrapassam 500 hectares de área protegida.

A menor participação das RPPNs brasileiras está no bioma Pampa, com apenas oito unidades, cobrindo 437,11 hectares. O Pampa tem uma área de 193.836 km², localizado na metade meridional do estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2019) e caracterizado por formações campestres, com predomínio de espécies herbáceas, principalmente gramíneas (Botelho; Clevelário Júnior; 2016), dispostas sobre relevos planos e elevações menos pronunciadas (Vélez *et al.*, 2009).

No Brasil, as formações florestais foram priorizadas para a conservação, em detrimento das formações não-florestais (Vélez *et al.*, 2009). Desta forma, o Pampa tem sido negligenciado pelas políticas públicas de conservação da biodiversidade (Overbeck *et al.*, 2009). Segundo o estudo de Viera, Pressey e Loyola (2019), apenas 2,7% do Pampa está protegido em unidades de conservação.

As poucas RPPNs existentes no bioma são pequenas, com média de 54,64 ha, ou seja, muito inferior à média nacional. No município de Encruzilhada do Sul (RS), encontra-se a maior reserva do Pampa, RPPN Fazenda das Palmas (160 ha), enquanto no município de Dom Pedrito, a menor (RPPN Reserva dos Mananciais), com 11,11 hectares.

Historicamente, a pecuária extensiva tem sido a principal atividade econômica do Pampa (Borba; Sell, 2020), porém a progressiva conversão do uso do solo tem expandido as monoculturas e as pastagens com espécies exóticas, o que leva a uma rápida degradação do bioma (STeigleder, 2020). Sabendo que 77,3% do bioma encontra-se em terras particulares (Freitas *et al.*, 2017), a criação de RPPN seria uma estratégia a ser adotada na proteção do Pampa em locais de especial interesse à conservação.

O extenso litoral brasileiro compreende o chamado Sistema Costeiro-Marinho (IBGE, 2019). Ele é composto por diferentes ecossistemas que incluem recifes, praias, estuários e manguezais (Correia; Sovierzoski, 2005), além de dunas, banhados e áreas alagadas, restingas, costões rochosos, lagunas e marismas, que abrigam inúmeras espécies de flora e fauna, muitas das quais endêmicas e várias ameaçadas de extinção (MMA, 2002).

O Ecossistema Costeiro está sobreposto com todos os biomas brasileiros, exceto o Pantanal, formando ecossistemas de alta complexidade ecológica, importantes para a manutenção da vida no mar (MMA, 2010) e, também, prestadores de serviços ecossistêmicos. Além das RPPNs, o Ecossistema Costeira abrange outras unidades de conservação, sendo mais expressivas as Áreas de Proteção Ambiental, os Parques e as Reservas Extrativistas (Gatto, 2020).

Com relação as RPPNs, o Ecossistema Costeiro possui 12 unidades, que juntas cobrem 3.704,71 hectares, todas localizadas na região Nordeste, principalmente no estado do Maranhão. O tamanho médio da RPPNs costeiras é de 368,19 hectares, inferior à média nacional. A maior RPPN do Ecossistema Costeiro está localizada no município de Icapuí, no Ceará (RPPN Fazenda Belém), com 2982,55 ha, enquanto a menor (RPPN Jaguarema) pertence ao município de São Luís, no Maranhão, com 2,63 hectares.

Desde 2017, foi adotada a Iniciativa Azul do Brasil, liderada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), para proteger 77 mil km² (10%) das áreas jurisdicionais costeiro-marinhas nos próximos 15 anos (Maretti, 2018). Para a implementação dessa estratégia, é necessário um financiamento substancial e reforço nas parcerias, incluindo o setor privado (Maretti *et al.*, 2019). Assim, a criação de RPPNs no Ecossistema Costeiro pode ser uma alternativa no alcance dessa meta.

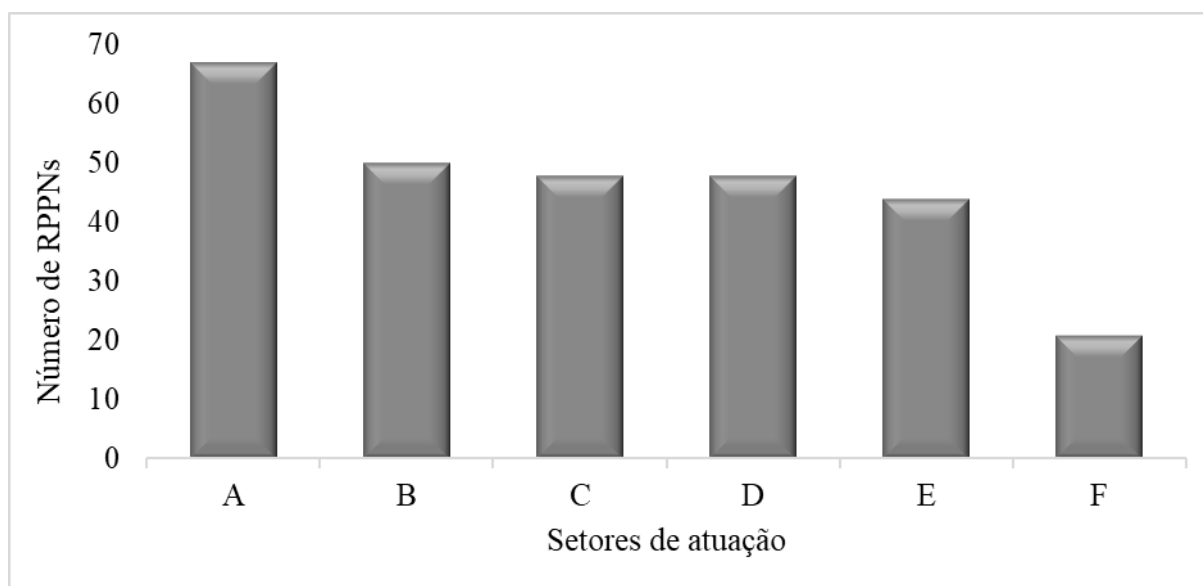
Recentemente, a aprovação da Lei n.º 14.119 de 13 de janeiro de 2021 pode servir como estímulo para proprietários de terras estabelecerem RPPNs em suas propriedades. A referida lei, que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), tem por objetivo o pagamento monetário ou não, para os serviços ecossistêmicos que contribuam na conservação de áreas de preservação. Desta forma, as RPPNs poderão ser beneficiadas com o pagamento por serviços ambientais prestados em seus limites e ampliar suas unidades em todos os biomas brasileiros.

3.2.4 Os proprietários das RPPNs

As RPPNs podem ser criadas por pessoas físicas, jurídicas proprietárias de imóveis rurais ou urbanos (Souza, 2012), incluindo, portanto, proprietários individuais, organizações com fins lucrativos e organizações sem fins lucrativos. Conforme dados do CNRPPN (2022), a maioria das RPPNs, 68,93% (1234), pertencem a pessoas físicas, 28,37% (508) a pessoas jurídicas e 2,68% (48) não identificaram o tipo de proprietário.

Entre as RPPNs de posse de pessoas jurídicas, grande parte delas, aproximadamente 55% (277) estão ligadas aos setores agropecuário, industrial, sucroalcooleiro, ONGs, mineração e celulose/papel/florestal/madeireiro (Figura 10). Muitos desses setores criaram reservas privadas, motivados por suas missões de preservação da biodiversidade (Pellin, 2010) e, no caso das empresas, geralmente a melhoria da imagem por meio do marketing ambiental (Schacht, 2017).

Figura 10 - Distribuição das RPPNs pelos principais setores



Legenda dos setores: A – agropecuário; B – industrial; C – ONGs; D – sucroalcooleiro; E – mineração; F – celulose/papel/florestal/madeireiro.

Fonte: Autora (2023).

O setor agropecuário é proprietário de 67 RPPNs, distribuídas principalmente pelas regiões Nordeste (24), Sudeste (16) e Centro-Oeste (14), espaços caracterizados, historicamente, pelo desenvolvimento de atividades agropecuárias. Conforme Gonçalves (2020), o setor agropecuário necessita garantir a provisão de água e outros serviços ecossistêmicos para suas lavouras, levando à proteção dos recursos naturais, além da possibilidade de remuneração em futuros projetos de pagamento por serviços ambientais.

Nessa mesma linha segue o setor sucroalcooleiro, proprietário de 48 RPPNs, sendo que 43 delas localizadas no estado de Alagoas. Nas terras do setor sucroalcooleiro do Alagoas estão alguns dos mais importantes remanescentes da Mata Atlântica do estado. Assim, o Instituto para Preservação da Mata Atlântica (IPMA), em parceria com o setor, priorizou a criação de RPPNs para conservar as matas existentes, com a fauna e flora, protegendo e

recuperando recursos hídricos, importantes para as usinas, mas também para toda a comunidade (Pinto *et al.*, 2012).

O setor da mineração é proprietário de 44 RPPNs, distribuídas pelas regiões Nordeste (1), Centro-Oeste (2) e Sudeste (41), sendo que neste último 39 delas estão localizadas no estado de Minas Gerais. Historicamente, a mineração sempre foi destaque na economia de Minas Gerais (Montenegro; Costa, 2021) e o estado divide com o Pará a maior produção mineral do Brasil (ANM, 2021).

A extração mineral impacta o ambiente, trazendo danos não somente ao solo e os recursos hídricos, mas também a toda diversidade de vida no local e no entorno, provocando redução ou destruição de hábitat, promovendo a morte de espécies da fauna e da flora (Silva; Santos, 2020). Por serem, em muitos casos, empreendimentos de significativo impacto ambiental, as mineradoras podem criar unidades de conservação, incluindo RPPNs, como forma de compensação ambiental, situação essa prevista no artigo 36 do SNUC.

Alguns trabalhos, como Simão Neto e Freitas (2018), Gonçalves (2020) e Oliveira (2020), mostram que a criação não voluntária de RPPNs, como forma de compensação ambiental ou Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) é muito comum. Para Wiedmann e Guagliardi (2018), a criação dessa categoria de unidade de conservação deve ser um ato voluntário do proprietário, portanto, não deve ser usada como moeda de troca ou como compensação por penalidade.

Em Minas Gerais, a criação de muitas RPPNs foi motivada por uma condicionante ambiental, devido à revalidação de licença de operação de empresas de mineração, por acordo junto ao Ministério Público do estado e ao IEF (Pereira; Oliveira Junior; Fonseca filho, 2022). Recentemente, o Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA) de Minas Gerais e a mineradora Vale assinaram o TAC, para criar unidades de conservação, incluindo RPPNs na região do Quadrilátero Ferrífero (Adler, 2022), não respeitando o caráter voluntário de criação dessa categoria de UC.

3.2.5 As RPPNs e o plano de manejo

O plano de manejo é um documento que toda unidade de conservação deverá ter após a sua criação. Nele deve constar o zoneamento e as normas da unidade, regulando o uso que se fará da área, o manejo dos recursos naturais e implantação de estruturas físicas necessárias à gestão (Brasil, 2000). Entre as suas funções, é fazer com que a RPPN cumpra o seu papel, conforme as previsões pelas quais ela foi criada (Souza; Vieira; Silva, 2015).

Conforme dados da CNRPPN (2022), das 1.790 reservas privadas, apenas cinco (5) unidades possuem o plano de manejo, 1.465 não possuem e 320 não apresentam essa informação. As RPPNs que possuem plano de manejo estão localizadas nos estados de Minas Gerais (2), Rio de Janeiro (1), Bahia (1) e São Paulo (1). Acredita-se que os dados disponíveis no CNRPPN em relação aos planos de manejo possam estar desatualizados. Em uma rápida consulta a alguns órgãos estaduais, responsáveis por estabelecerem normas próprias para a instituição de RPPNs, constatou-se que muitas reservas privadas já possuem plano de manejo.

Cita-se o caso do Instituto Estadual do Ambiente do estado do Rio de Janeiro, o INEA. Segundo o INEA (2022), das 107 RPPNs reconhecidas, 23 delas possuem plano de manejo. Somente em 2021, o INEA aprovou 17 novos planos de manejo, parte deles por meio do Programa Estadual de Apoio às RPPNs do Rio de Janeiro, que está na sua Fase V, executado pelo Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA), com recursos de compensação ambiental (INEA, 2021). Apesar dos avanços, apenas 21,50% das RPPNs estaduais do Rio de Janeiro possuem este documento.

Outro caso está no Paraná, onde 19 das 242 RPPNs estaduais, instituídas pelo Instituto Água e Terra (IAT), possuem plano de manejo (IAT, 2022), ou seja, 7,85%. Schacht (2017) visitou 123 RPPNs paranaenses, criadas até 2012 e mostrou que pouco mais de 83% das propriedades não possuem plano de manejo, nem perspectiva para sua elaboração, sendo que muitos dos entrevistados sequer conheciam o teor do documento. O autor afirma, que se fosse aplicado efetivamente o artigo 13 do Decreto Estadual n.º 1.529/2007, 90,2% dos municípios poderiam deixar de receber o ICMS Ecológico.

A responsabilidade por elaborar e implantar o plano de manejo da RPPN é do proprietário, que pode conduzir o processo diretamente, contratar um técnico, ou uma equipe multidisciplinar, ou até mesmo, firmar parcerias com universidades (Souza; Vieira; Silva, 2015). A revisão do documento deve ser feita a cada três anos ou quando necessário, podendo ser acrescentadas novas informações no diagnóstico e também as atividades previstas nos programas de manejo (Souza, 2018).

A inexistência de planos de manejo em RPPNs foi apontada no estudo de Simão Neto (2017). O autor menciona três razões para esta situação: criação recente da reserva e os proprietários não tiveram tempo hábil para elaborar o documento; a falta de “cobrança” dos órgãos responsáveis por instituir a RPPN e; o alto custo para a elaboração do documento.

Em 2015, o ICMBio lançou a publicação “Roteiro metodológico para elaboração de plano de manejo para Reservas Particulares do Patrimônio Natural”, permitindo que o documento seja produzido a partir de dados secundários e foque nas ações emergenciais e

relevantes da reserva (Simão Neto, 2017). Essa obra serviu de base para criar os roteiros estaduais e municipais dos órgãos competentes por instituírem as RPPNs.

3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O histórico de conservação em terras privadas no Brasil vem ganhando força desde a década de 1990, quando permitiu a criação das RPPNs em propriedades particulares e seu reconhecimento por órgãos ambientais estaduais. Ao expandir a conservação da natureza para outros setores, além do governamental, foi possível ampliar o território das áreas protegidas no país, reduzindo a perda da biodiversidade.

Embora tenha avançado em número e em área, as RPPNs estão mal distribuídas pelo território brasileiro. Há uma maior concentração desta categoria de UC nos dois *hotspots* de biodiversidade, os biomas da Mata Atlântica e do Cerrado, com destaque para os estados de Minas Gerais e Paraná. Em ambos estados, há repasse do ICMS Ecológico e legislação específica para a criação de RPPNs, o que pode justificar a quantidade expressiva dessas reservas.

Ainda é necessário buscar parcerias, estabelecendo projetos para ampliar a representatividade de RPPNs no Pantanal e no Pampa, por conta da expansão das atividades agropecuárias nestes biomas. Soma-se também a necessidade de expansão sobre o Ecossistema Costeiro, importante para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Porém, para que as RPPNs sejam realmente efetivas na conservação da biodiversidade é de fundamental importância elaborar e implantar o plano de manejo. A ausência deste documento fragiliza os objetivos de criação desta UC, permitindo a ocorrência de danos ambientais.

4 IDENTIFICAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS POTENCIAIS PARA CRIAÇÃO DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL

A vegetação é um critério relevante para a delimitação de áreas protegidas, pois a ocorrência de fauna e flora estão fortemente relacionadas à cobertura florestal (Cabral; Souza, 2002). Por abrigar uma grande variedade de ecossistemas, incluindo campos, savanas, áreas úmidas e densas florestas tropicais, o Brasil é considerado um país megadiverso (Vieira; Pressey; Loyola, 2019), com destaque para a Mata Atlântica, conhecida globalmente pelos altos índices de diversidade e endemismos (Sobral-Souza; Lima-Ribeiro, 2017; Wolfhard; Raedig, 2018).

Originalmente, a Mata Atlântica se estendia por aproximadamente 13% do território brasileiro (Botelho; Clevelário Júnior; 2016), sendo que hoje, restam apenas 12,4% da floresta (SOS Mata Atlântica, 2021), composta, em sua maior parte (80%), por fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro *et al.*, 2009). Por apresentar rica biodiversidade, mas com constantes ameaças, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* mundial (Araujo; Komonen; Lopes-Andrade, 2015; Rezende *et al.*, 2018).

A fragmentação da Mata Atlântica é resultado do processo histórico de ocupação do litoral brasileiro, que substituiu a floresta por outros usos da terra, impulsionando o desmatamento (Fernandes; Fernandes, 2014; Thiago; Magalhães; Santos, 2020). As barreiras ocasionadas pela fragmentação diminuem a dispersão dos organismos entre os remanescentes florestais, o que pode resultar em mudanças estruturais e funcionais das comunidades florestais (Tabarelli *et al.*, 2010; Zambrano *et al.*, 2020), além de agravar o efeito de borda (LIU *et al.*, 2019) e prejudicar a conservação dos recursos naturais (Santos *et al.*, 2017) e dos serviços ecossistêmicos (Foley *et al.*, 2007). Assim, a fragmentação pode ser considerada como a principal causa da perda da biodiversidade (Benítez-Malvido *et al.*, 2016; Matos *et al.*, 2019).

A fragmentação florestal pode ser definida pela divisão do tamanho de uma área contínua de habitat (Cunha *et al.*, 2021). Manter os fragmentos florestais é importante para preservar os recursos hídricos e para facilitar o fluxo genético entre populações, contribuindo para a sobrevivência das comunidades (Silva *et al.*, 2015). Diante disso, é necessário preservar e conservar os fragmentos florestais como forma de garantir a continuidade dos ecossistemas e a prestação dos seus serviços (Leite *et al.*, 2013).

A preservação ou a conservação dos remanescentes florestais pode se dar por meio da criação de áreas protegidas. No atual cenário, as áreas protegidas estão entre os principais esforços para proteger a biodiversidade e garantir o fornecimento dos serviços ecossistêmicos

(Bingham *et al.*, 2019). A definição de critérios ecológicos para identificar áreas potenciais a serem protegidas pode ser feita com o estudo da paisagem (Santos junior *et al.*, 2016, Siqueira, 2020).

A paisagem, resultante do processo de fragmentação, é caracterizada por um mosaico de manchas ou fragmentos, que variam em quantidade, forma, tamanho, tipo e heterogeneidade (Silva *et al.*, 2021). A Ecologia da Paisagem, por meio das métricas da paisagem, pode contribuir nos estudos relacionados a fragmentação florestal, pois fornece suporte científico (Metzger, 2001; Silva; Souza, 2014) para analisar a composição e a configuração espacial dos fragmentos de vegetação, assim como os processos ecológicos ali presentes (Mendes *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2021).

As métricas da paisagem referem-se às medidas de fragmentos em relação ao tamanho, densidade, isolamento e complexidade da forma das manchas de vegetação (Rocha; Borges; Moura, 2016). A aplicação das métricas da paisagem pode contribuir na identificação de áreas prioritárias para preservação ou conservação, mensurando e identificando os maiores fragmentos de vegetação, e selecionando outros tantos menores fragmentos de vegetação, com formatos lineares, criando corredores ecológicos ou até mesmo um sistema de unidades de conservação (Magalhães, 2013).

Existem diversas métricas da paisagem aplicadas para investigação de peculiaridades da forma dos fragmentos florestais, tais como: efeito de borda e área central; tamanho, forma e nível de isolamento dos fragmentos; avaliação das condições de metapopulação (relacionadas ao fluxo gênico); conectividade entre fragmentos através de corredores, e trampolins ecológicos (*stepping stones*) (Magalhães; Moura, 2013). Para Moura (2010), as principais métricas empregadas no contexto da Ecologia da Paisagem são: área núcleo, círculo inscrito, efeito de borda, tamanho, forma, grau de isolamento dos fragmentos e conectividade entre fragmentos.

O avanço do sensoriamento remoto e dos sistemas de informações geográficas tornou viável o desenvolvimento da Ecologia da Paisagem, permitindo aos pesquisadores dados mais precisos e acurados, com rapidez e baixo custo, incluindo grandes porções da superfície terrestre (Ribeiro *et al.*, 2019). A utilização de geotecnologias, associadas ao sensoriamento remoto e as técnicas de geoprocessamento, tem sido aplicada ao estudo da fragmentação florestal por diversos autores, como Silva *et al.* (2015), Santos *et al.* (2017), Santos *et al.* (2018); Hermosilla *et al.* (2019); Yu *et al.* (2019); Thiago, Magalhães e Santos (2020), Silva *et al.* (2021), Reis *et al.* (2021) e Mendes *et al.* (2022), entre outros.

Visto a importância dessa temática, o objetivo deste trabalho é analisar a estrutura dos fragmentos florestais do município de Orleans (SC), identificando os melhores fragmentos a serem protegidos.

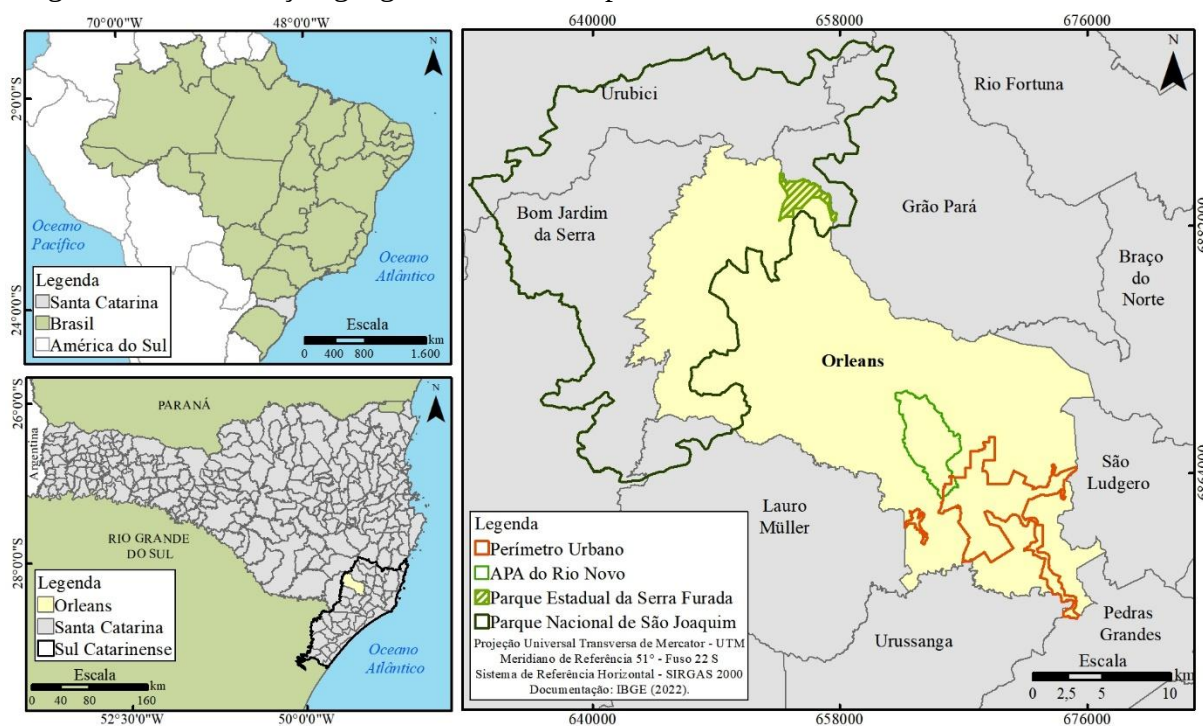
4.1 METODOLOGIA

4.1.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Orleans, localizado no sul do estado de Santa Catarina, entre as Latitudes 28° 07' 32" e 28° 26' 02" Sul e as Longitudes 49° 33' 04" e 49° 11' 27" Oeste, com 549,859 km² de extensão territorial (IBGE, 2023). Possui limites com os municípios de Bom Jardim da Serra, Urubici, Grão Pará, Braço do Norte, São Ludgero, Pedras Grandes, Urussanga e Lauro Müller. A área urbana está situada na porção sudeste do município (Figura 11).

No município estão presentes duas unidades de conservação de proteção integral: Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e o Parque Estadual da Serra Furada (PESF), sendo este último sobreposto ao limite do PNSJ. Juntos eles representam mais de 133 km², protegendo as nascentes dos rios que formam bacia hidrográfica do Rio Tubarão. Além dessas duas unidades, Orleans conta com uma unidade de conservação de uso sustentável, a Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Novo e seus afluentes (19,401 km²), criada pela Lei nº 918/1989, e que ainda precisa ser instituída (ORLEANS, 1989) (Figura 11).

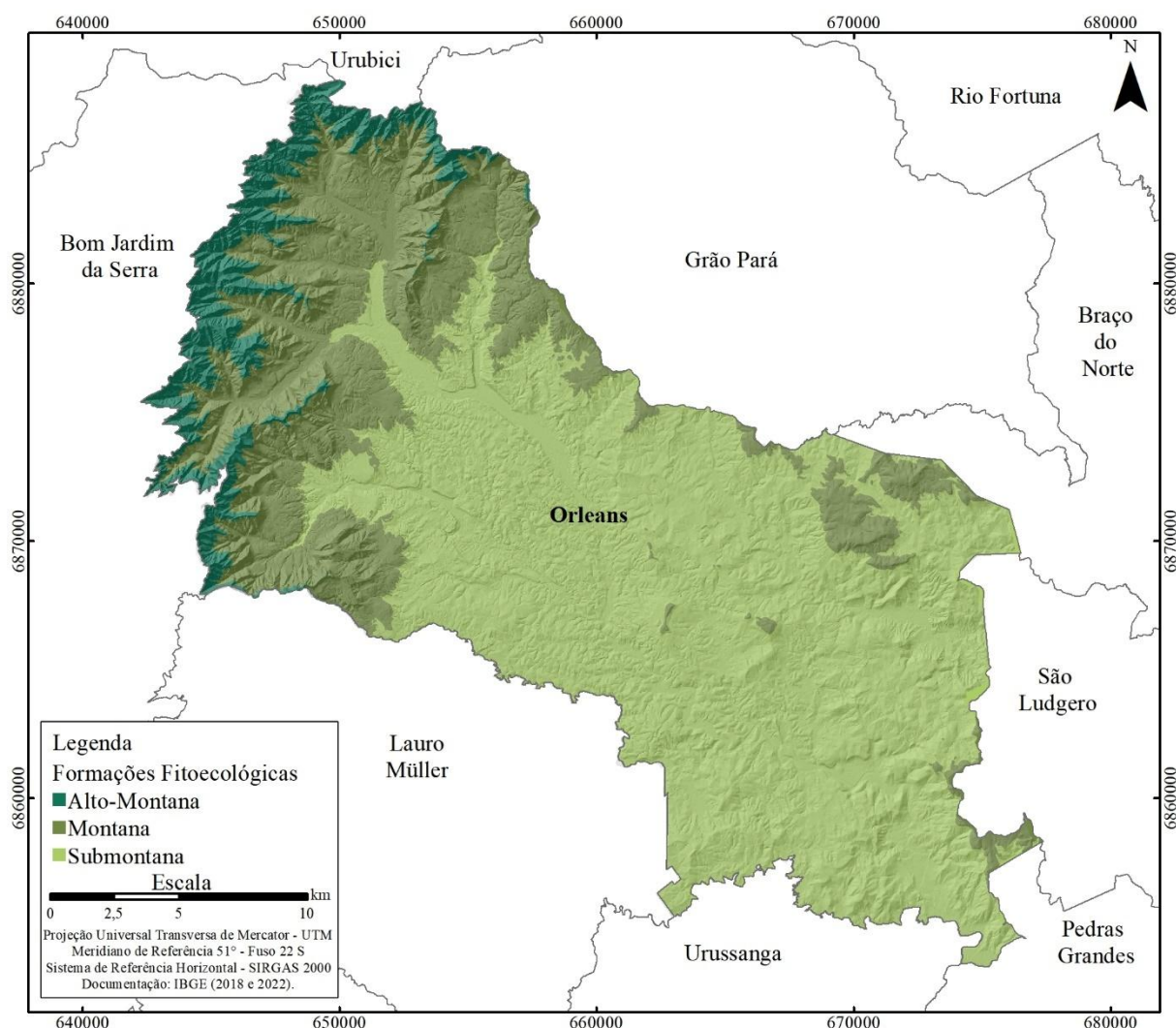
Figura 11 - Localização geográfica do município de Orleans - SC



Fonte: Autora (2023).

Toda a extensão de Orleans compreende o bioma da Mata Atlântica, com a presença da Floresta Ombrófila Densa, distribuída em três formações distintas, em razão da variação altimétrica do município: Alto-Montana, Montana e Submontana (Elias *et al.*, 2016) (Figura 12).

Figura 12 - Formações fitoecológicas do município de Orleans - SC



Fonte: Autora (2023).

4.1.2 Mapeamento e análise dos fragmentos florestais

O mapa dos fragmentos florestais da área de estudo foi o mesmo utilizado para a construção do Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) do município de Orleans, elaborado a partir do trabalho de De Conto (2019)⁶. O autor utilizou duas imagens do sistema sensor Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, sendo elas de dias distintos (29 de junho e 03 de agosto de 2019), em razão da cobertura de nuvens, sendo a escala do mapeamento de 1:25.000.

⁶ No trabalho desenvolvido por De Conto (2019) foram considerados somente os fragmentos florestais de vegetação secundária, e, portanto, descartados os cultivos silvícolas de pinus e eucalipto presentes em Orleans.

Para obtenção das métricas de ecologia da paisagem, foi utilizado o *software* ArcGIS, por meio da extensão V-Late (*Vector-based Landscape Analysis*). Para evitar resultados redundantes, optou-se por calcular as seguintes métricas: área, borda, forma, densidade, área central e proximidade. O detalhamento das métricas utilizadas neste estudo, juntamente com suas siglas e definições, são apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 – Índices de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais utilizados no presente estudo

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
Área	CA	Área da classe	ha	Somatório das áreas de todas as manchas ou fragmentos florestais
Densidade e Tamanho	MPS	Tamanho médio das manchas	ha	Soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas
	NP	Número de manchas	Adimensional	Número total de manchas na paisagem ou na classe
	PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha	ha	Razão da variância do tamanho das manchas
	PSCoV	Coefficiente de variação do tamanho da mancha	%	Desvio padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100
Borda	TE	Total de bordas	Metros	Soma de perímetro de todas as manchas
	ED	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem
Forma	MSI	Índice de forma	Adimensional	É igual a um quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente irregularidade da forma da mancha

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
	MFRAC T	Dimensão fractal média	Adimensional	Os valores se aproximam de um para formas com perímetro simples e chega a dois quando as formas forem complexas
Área Central	TCA	Área central total	ha	O tamanho total das manchas centrais
	MCA	Área central média	ha	O tamanho médio das manchas de área central
	NCA	Número de áreas centrais	Adimensional	Número total de áreas centrais dentro da paisagem ou dentro de cada mancha ao nível de classe
	CASD	Desvio padrão de área central	ha	Raiz da variância das médias das áreas centrais
	CACoV	Coeficiente de variação de área central	%	Representa a variabilidade em tamanho das áreas centrais disjuntas à área central média
	TCAI	Índice de área central total	%	Medida relativa de área central da paisagem
Proximidade	NNDIST	Distância média do vizinho mais próximo	Metros	Média das distâncias para classes individuais ao nível de classe e a distância média da classe vizinha mais próxima ao nível de paisagem

Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995).

Para este estudo, foram considerados apenas os fragmentos florestais localizados fora dos limites das duas Unidades de Proteção Integral, o PNSJ e o PESF. Entende-se que os fragmentos florestais inseridos nos parques já estão protegidos e, portanto, não atendem ao objetivo do trabalho.

Os fragmentos foram distribuídos em cinco classes de acordo com o tamanho de suas áreas, conforme aplicado nos estudos de Juvanhol *et al.* (2011), Fernandes e Fernandes

(2017) e Santos *et al.* (2018): muito pequenos (<5 ha), pequenos (5-10 ha), médios (10-50 ha), grandes (50-100 ha) e muito grandes (>100 ha).

Para o cálculo da métrica proximidade, não foi estabelecida nenhuma distância, pois o estudo não tinha por objetivo pesquisar a situação de uma espécie específica. Neste caso, considerou-se a distância média de borda-a-borda entre os fragmentos da mesma classe de tamanho e a distância média ao nível de paisagem.

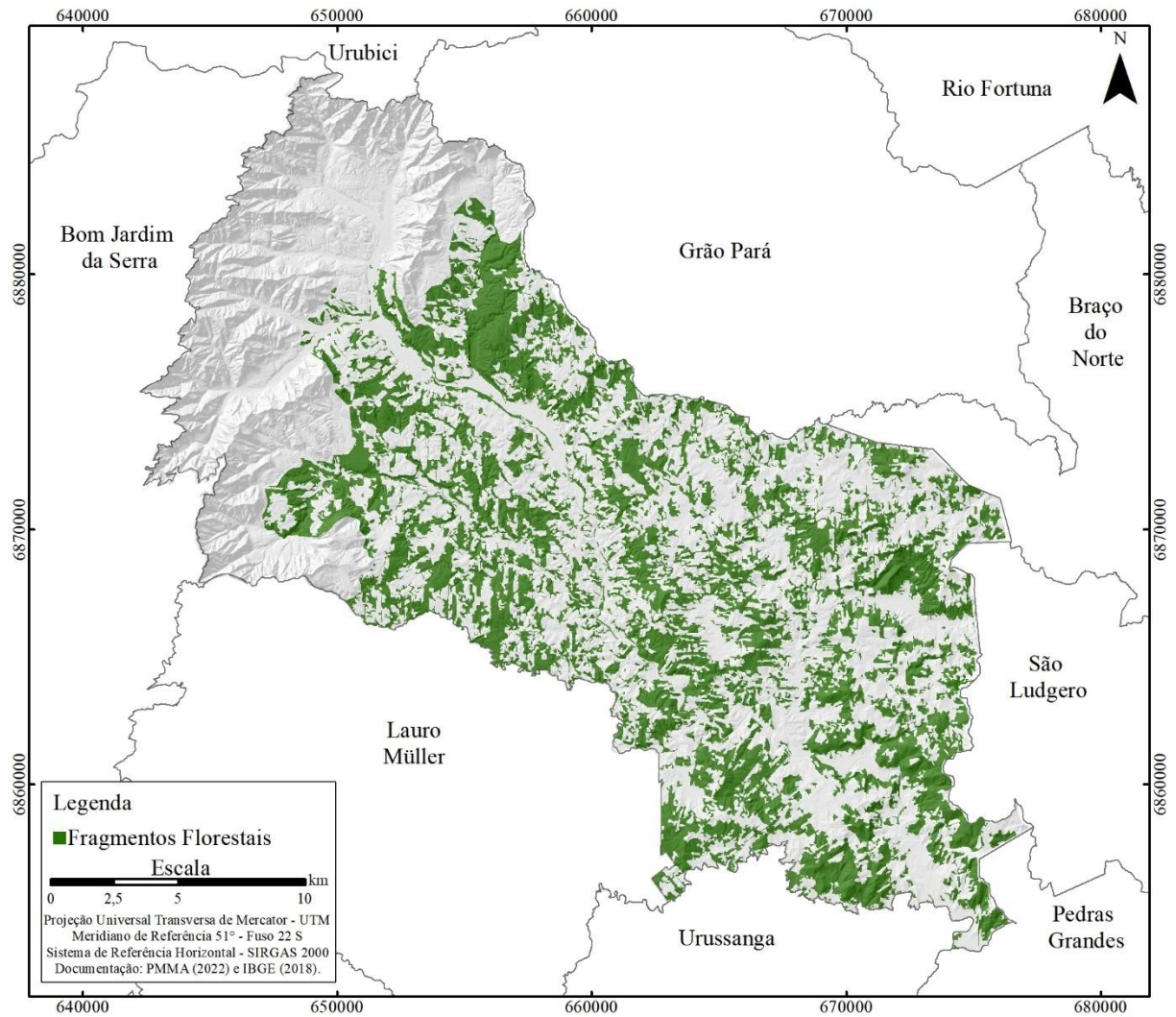
No que se refere ao cálculo da métrica de área central, optou-se pela distância de 30 metros de borda, visto que os efeitos de borda são mais perceptíveis nos primeiros 30 metros (Kataoka-Silva, 2006; Barros, 2006; Rigueira *et al.*, 2012; Lima; Francisco; Bohrer, 2017).

4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.2.1 O mapeamento dos fragmentos florestais

O mapeamento das áreas de florestas contabilizou 568 fragmentos florestais, ocupando uma área de 17.952,74 ha, o que corresponde a 43,12% da área de estudo (Figura 13). Esses dados revelam o estado de preservação do município, ressaltando a importância da realização de estudos e ações que favoreçam a preservação e a conservação (Juvanhil *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2015).

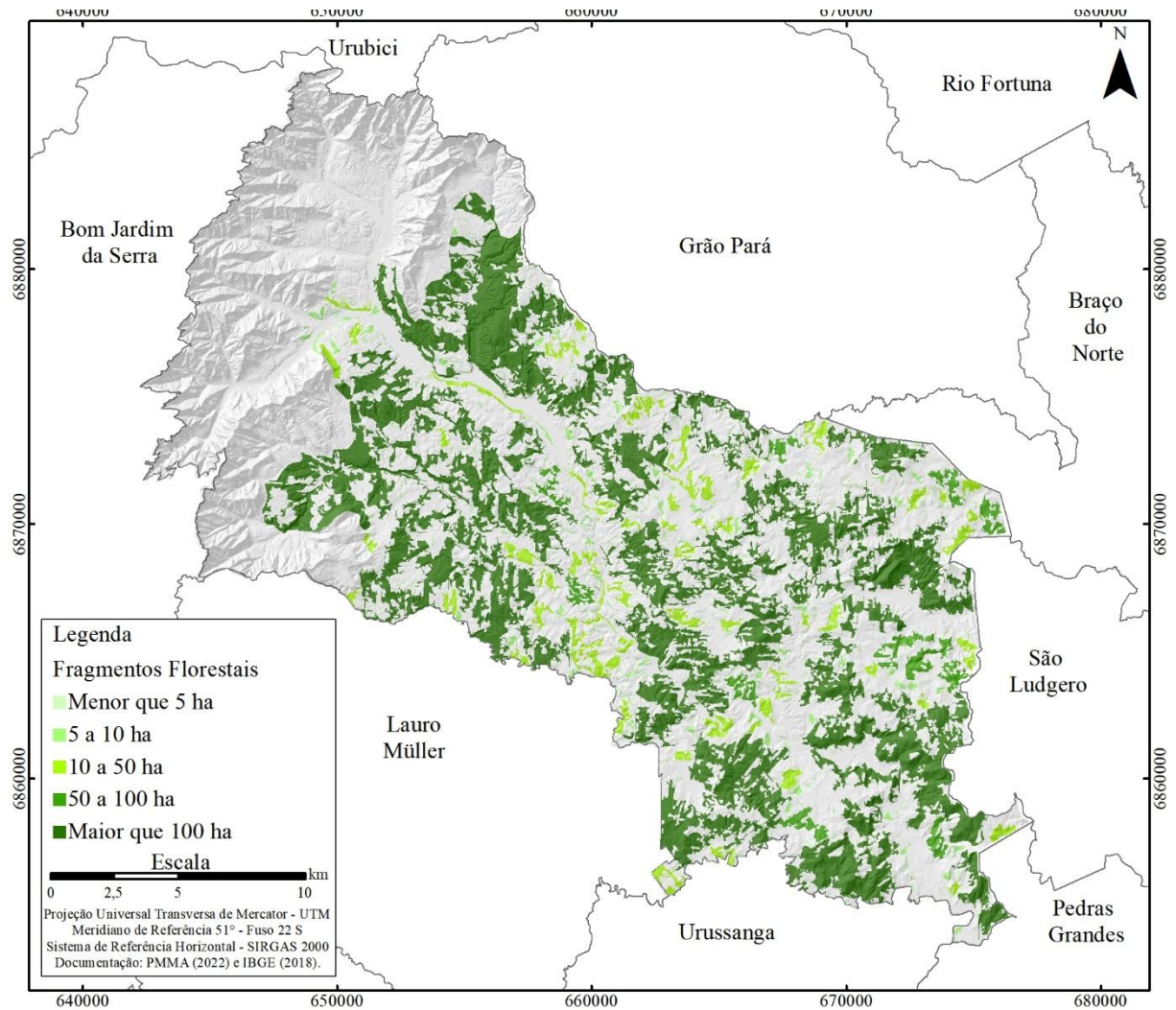
Figura 13 - Fragmentos florestais presentes na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

A distribuição dos fragmentos por classe de tamanhos muito pequenos, pequenos, médios, grandes e muito grandes está apresentada na Figura 14.

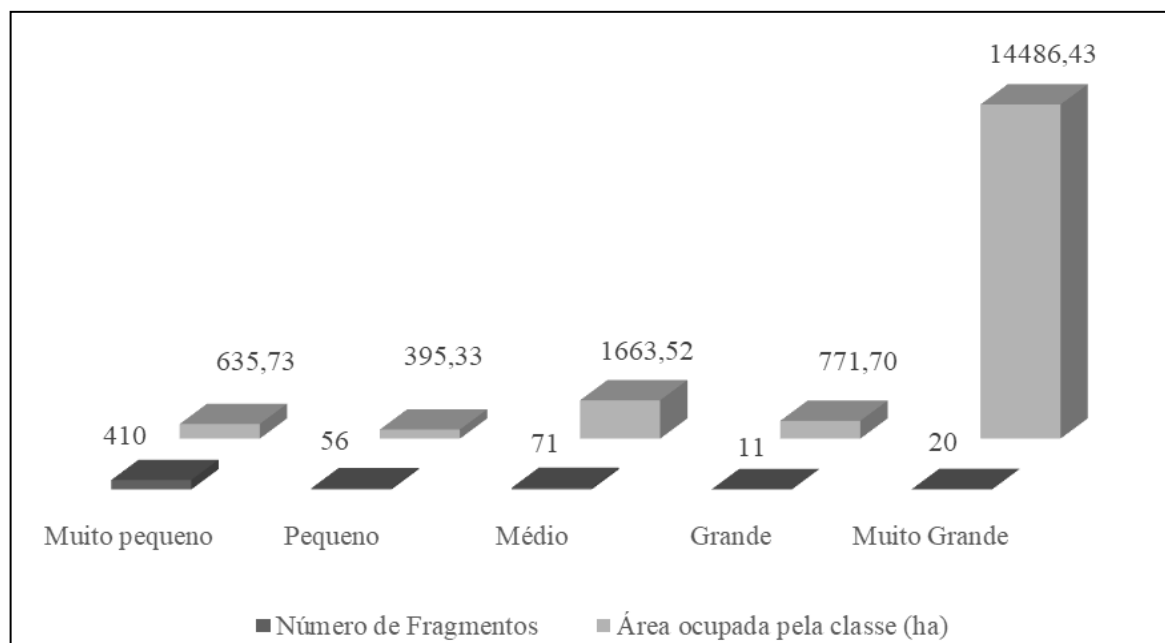
Figura 14 - Distribuição dos fragmentos florestais por classe de tamanho na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

A classe dos fragmentos muito grandes, composta por aqueles acima de 100 ha, representa apenas 3,52% em relação ao número total de fragmentos florestais, com 20 exemplares. No entanto, ressalta-se que esses fragmentos se destacam na paisagem, pois somados eles ocupam 14.486,43 há (Figura 15), um pouco mais de 80% da área de estudo.

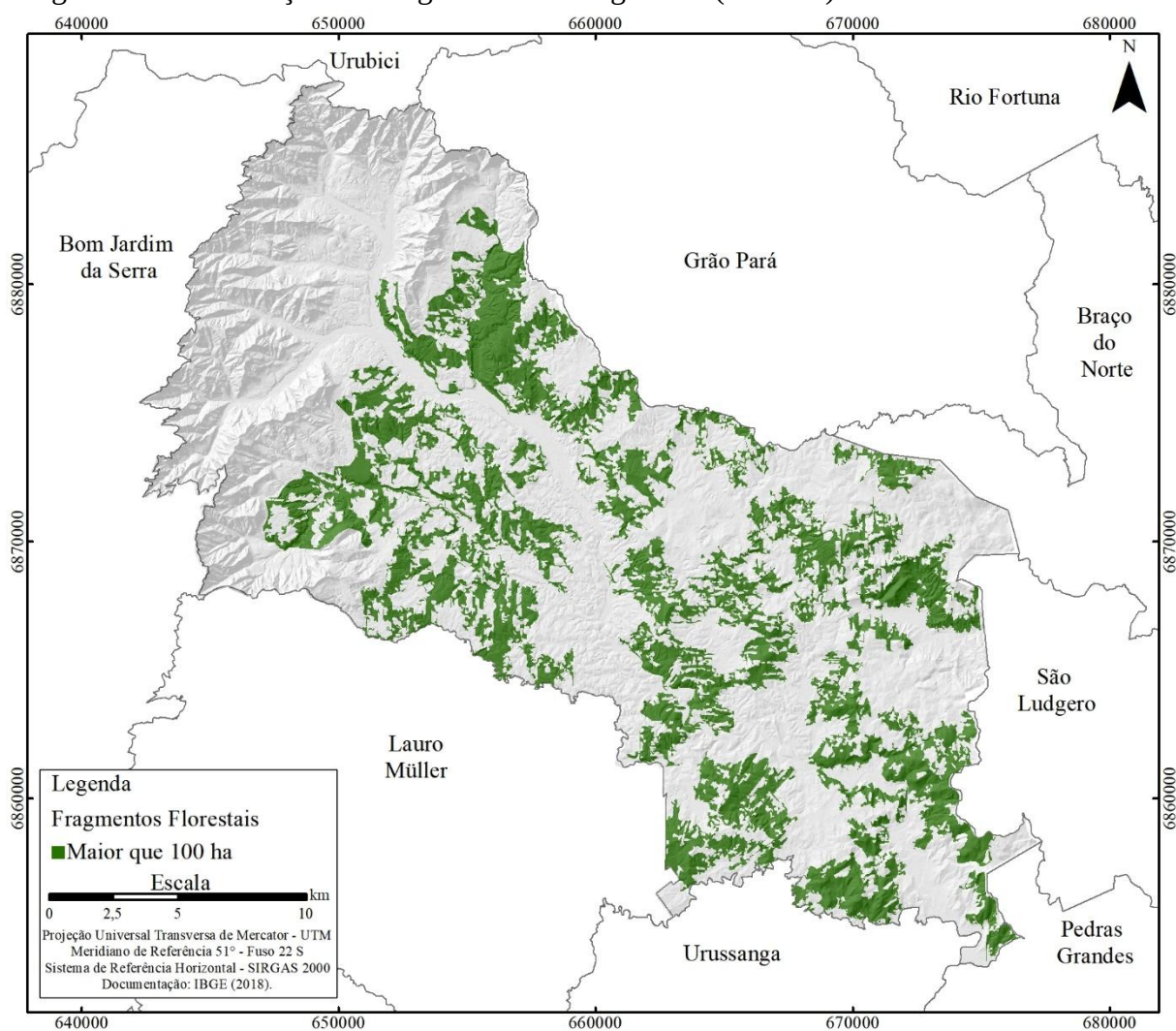
Figura 15 - Relação entre o número de fragmentos florestais e a área ocupada por cada classe de tamanho



Fonte: Autora (2023).

Os dois maiores fragmentos identificados estão localizados na porção noroeste do município, nos limites do PNSJ e do PESF e, portanto, inseridos nas suas respectivas Zonas de Amortecimento. O maior deles possui 3.133,90 ha, enquanto o segundo 2.301,21 ha. Juntos eles cobrem uma área de 5.435,12 ha, ocupando 13,05% da área de estudo (Figura 16).

Figura 16 - Distribuição dos fragmentos muito grandes (>100 ha) na área de estudo

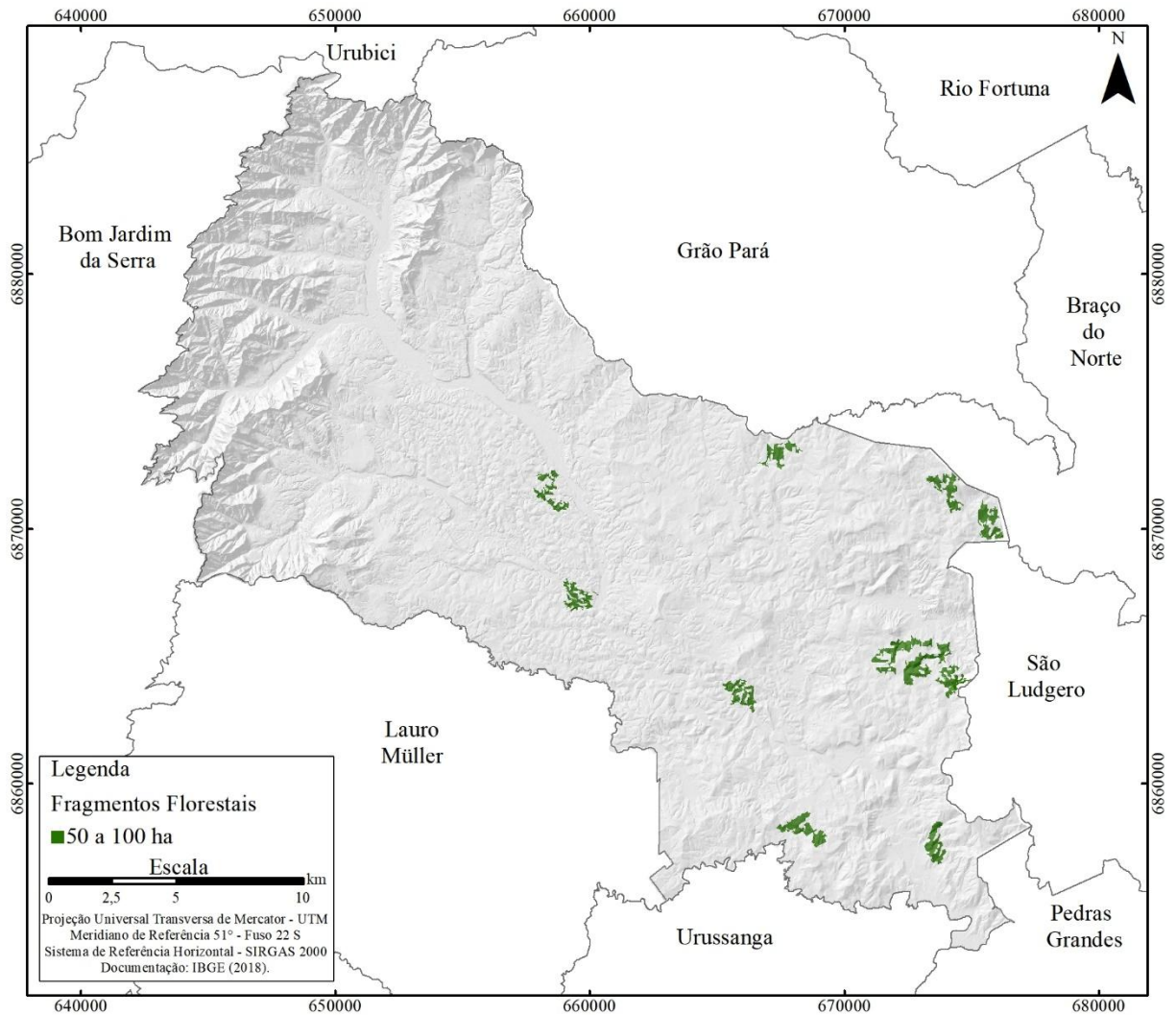


Fonte: Autora (2023)

Os fragmentos acima de 1000 ha são raros no bioma da Mata Atlântica, em especial na Floresta Ombrófila Densa. Em Santa Catarina, durante a realização do Ciclo 1 do Inventário Florístico Florestal (2007-2011) foram identificados 110 fragmentos maiores que 1.000 ha e eles representavam apenas 7,2% dos fragmentos florestais do estado (Vibrans *et al.*, 2013). Na área de estudo, quatro fragmentos estão acima de 1.000 ha. Situação similar foi identificada no trabalho de Scussel *et al.* (2020), no município de Urussanga, vizinho a Orleans, onde foi identificado apenas um fragmento acima de 1.000 ha, entre os 649 analisados.

O menor número dos fragmentos é representado pela classe grande, entre 50 e 100 ha, com apenas 11 exemplares. Eles representam 1,93% do total analisado, ocupando 4,2% (771, 70 ha) da área composta pelos fragmentos florestais e estão concentrados na porção leste do município (Figura 17).

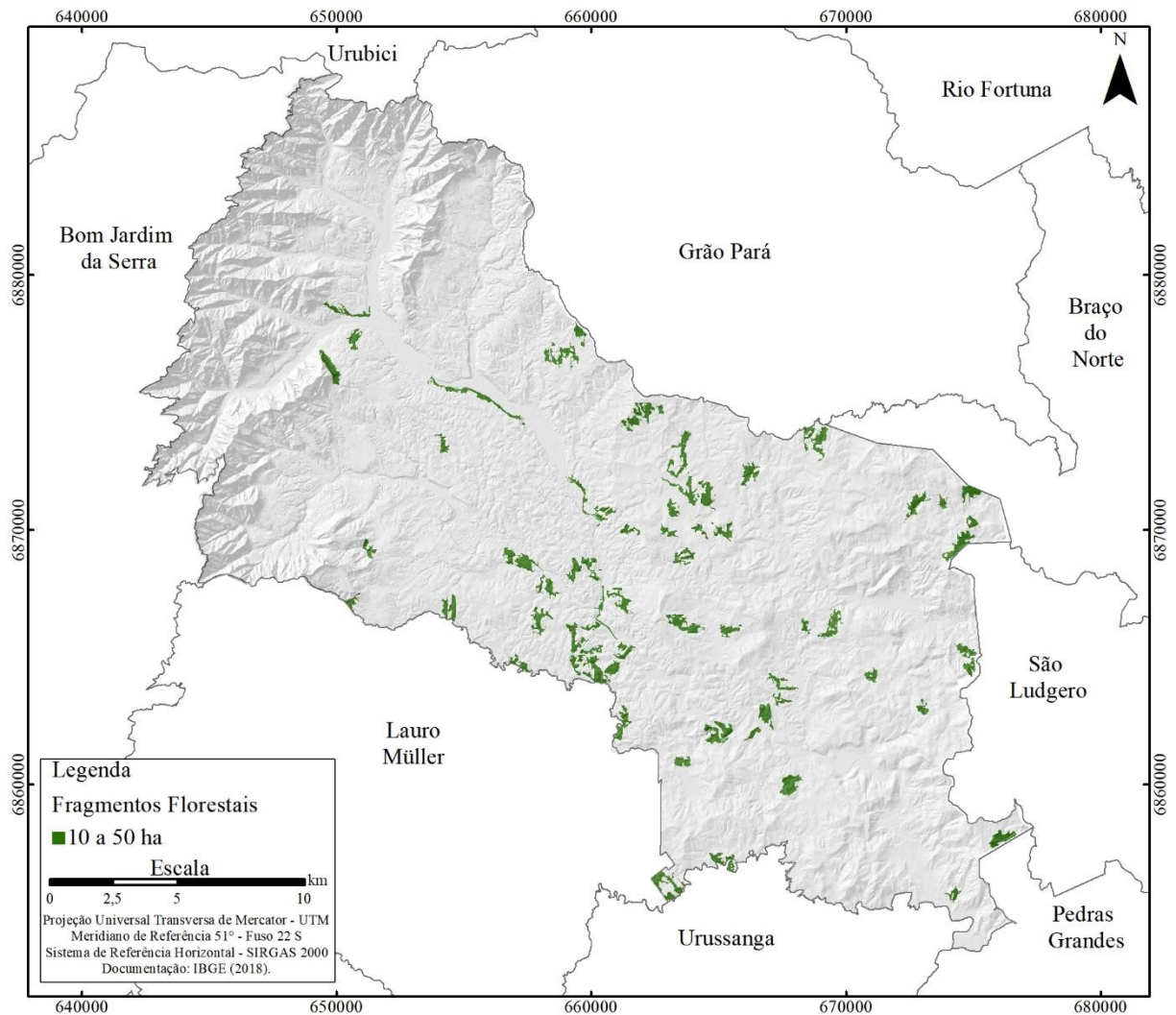
Figura 17 - Distribuição dos fragmentos grandes (50 a 100 ha) na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

Os fragmentos da classe médio, entre 10 e 50 ha, totalizam 71 unidades, o que representa 12,5% do total dos fragmentos, ocupando 1.663,51 ha (9,2%). Eles estão distribuídos por toda a área de estudo, mas com maior concentração na parte central do município (Figura 18).

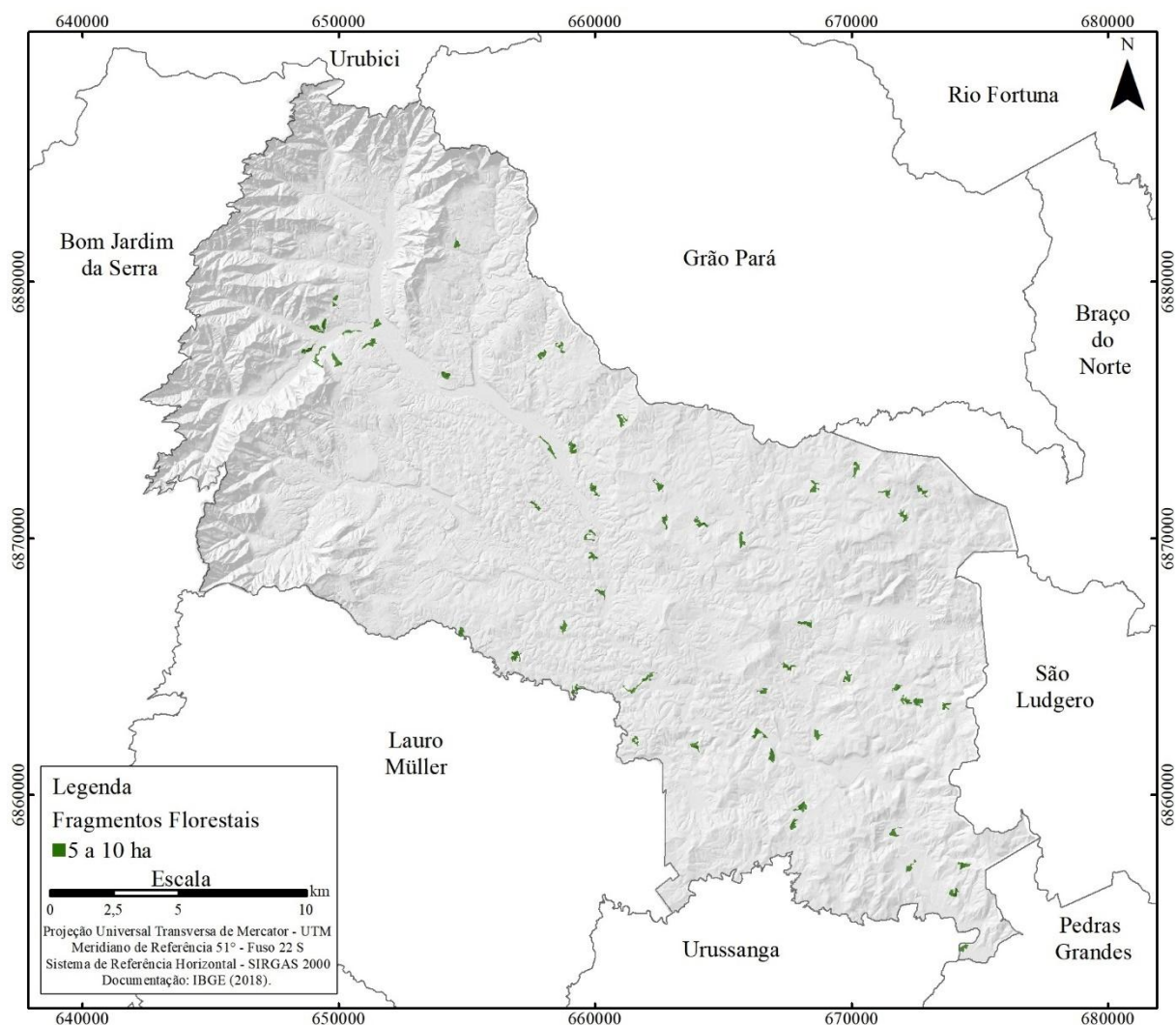
Figura 18 - Distribuição dos fragmentos médios (10 a 50 ha) na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

Em relação à localização, a distribuição dos fragmentos da classe pequeno, entre 5 a 10 ha, é semelhante à da classe médio. Os 56 fragmentos que compõem a classe estão concentrados na porção central do município (Figura 19), que juntos somam 395,33 ha, representando apenas 2,20% da área total dos fragmentos.

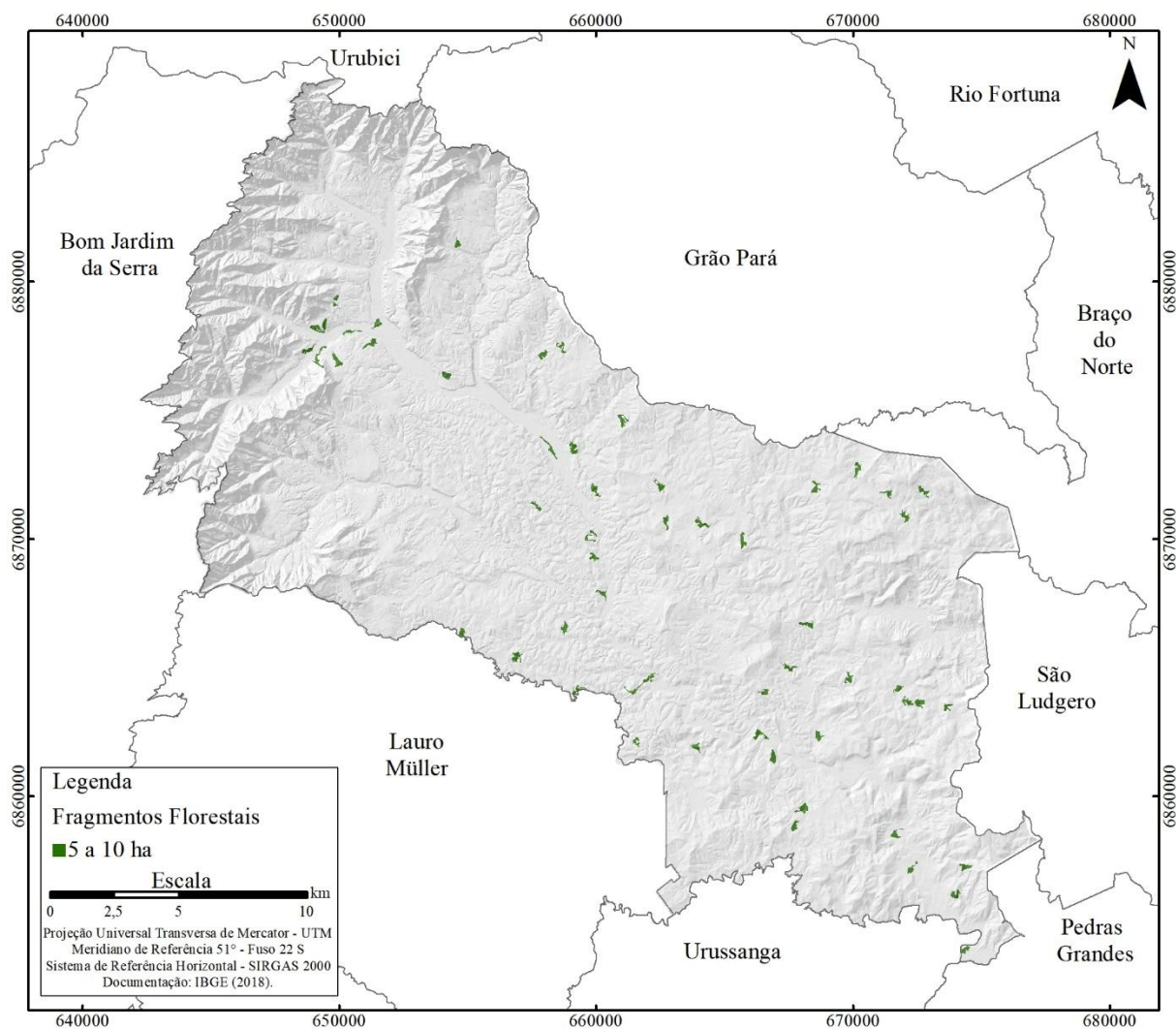
Figura 19 - Distribuição dos fragmentos pequenos (5 a 10 ha) na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

A classe dos fragmentos muito pequeno é composta por aqueles menores que 5 ha, sendo a mais numerosa em termos de exemplares, totalizando 410 unidades, representando 72,18% do total analisado. Por serem muito pequenos, a área ocupada foi a segunda menor da análise, com 635,73 ha, correspondendo a 3,54%. Eles se distribuem em três grandes blocos, entremeando os fragmentos muito grandes (Figura 20).

Figura 20 - Distribuição dos fragmentos muito pequenos (< 5ha) na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

A presença de grande quantidade de fragmentos florestais pequenos é comum no bioma da Mata Atlântica (Lima, 1997; Juvanhof *et al.*, 2011), caracterizado por ser altamente fragmentado (Santos *et al.*, 2018). No caso de Orleans, a fragmentação está relacionada a ocupação histórica do território, promovida pela implantação da Colônia Grão Pará. A Colônia Grão Pará surgiu em 1880, após o casamento da Princesa Isabel, filha do imperador D. Pedro II, com o Conde d'Eu (Lottin, 2004). As terras da Colônia Grão Pará foram divididas em lotes, em parte já desmatados, destinados aos colonos europeus e nacionais, sendo responsabilidade do colono ampliar a retirada da vegetação, para expandir os cultivos, abrir estradas e construir sua moradia (Dall'Alba, 2003).

Os pequenos fragmentos podem ter sua biodiversidade reduzida, por não apresentarem as características ambientais necessárias de luz, fertilidade, ventos, umidade e temperatura, exigidas por diferentes espécies (Pirovani *et al.*, 2014). A redução da

biodiversidade se dá em razão dos efeitos do tamanho do fragmento e da perda de hábitat (Moraes *et al.*, 2015), levando a simplificação das comunidades (Ripperger *et al.*, 2014).

Estudos apontam a área do fragmento como um importante parâmetro para justificar a riqueza de espécies (Zungu *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2022). No entanto, apesar de reduzidos em diversidade e abundância (Reis *et al.*, 2003), os pequenos fragmentos são importantes na promoção da conectividade para todas as espécies, muitas vezes ameaçadas pelo isolamento (Diniz *et al.*, 2021).

Dessa forma, ressalta-se a importância dos pequenos fragmentos na composição da paisagem florestal, sob risco de não suportarem os efeitos da ação antrópica, permitindo ainda mais a sua redução ou até mesmo sua extinção. Os fragmentos muito pequenos e pequenos são uma alternativa na conexão entre as classes de fragmentos superiores.

4.2.2 Análise dos fragmentos florestais por meio de métricas da paisagem

A análise das métricas dos fragmentos florestais da área de estudo, para todas as classes de tamanho, está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Índices de Ecologia da Paisagem calculados para a área de estudo

Grupo	Índice	Uni.	Muito Pequenos (<5 ha)	Pequenos (5-10 ha)	Médios (10-50 ha)	Grandes (50-100 ha)	Muito Grandes (>100 ha)	Todos (<5 a >100 ha)
Área	CA	ha	635,73	395,33	1.663,52	771,70	1.4486,43	17.952,72
Densidade e Tamanho	MPS	ha	1,55	7,06	23,43	70,15	724,32	31,78
	NP	Adim.	410	56	71,00	11	20	568
	PSSD	ha	1,12	1,36	10,49	12,75	802,81	201,32
	PSCoV	%	72,43	19,23	44,78	18,17	110,84	633,57
Borda	TE	m	307.509,27	107.282,34	345.541,75	133.767,53	1.750.108,21	2.651.651,08
	ED	m/ha	483,71	271,37	207,72	173,34	120,81	146,92

Grupo	Índice	Uni.	Muito Pequenos (<5 ha)	Pequenos (5-10 ha)	Médios (10-50 ha)	Grandes (50-100 ha)	Muito Grandes (>100 ha)	Todos (<5 a >100 ha)
Forma	MSI	Adim.	1,77	2,05	2,84	4,14	8,46	2,19
	MFRAC _T	Adim.	1,39	1,35	1,37	1,40	1,43	1,38
Proximidade	NNDIST	m	258,94	921,41	477,89	2.186,36	70,76	49,92

Legenda: Uni. (Unidade); Adim. (Adimensional); CA (Área de todas as manchas da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); NP (Número de manchas); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho da mancha); TE (Total de bordas); ED (Densidade de borda); MSI (Índice de forma médio); MFRAC_T (Dimensão fractal média); NNDIST (Distância do vizinho mais próximo).

Fonte: Autora (2023).

A média de tamanho (MPS) do conjunto total de fragmentos, analisados foi de 31,78 ha, com um desvio padrão (PSSD) de 201,32 ha e coeficiente de variação (PSCov) de 633,57 %. O valor elevado do coeficiente de variação indica a existência de fragmentos com valores de área muito abaixo e/ou muito acima do valor médio, como pode ser verificado na classe dos fragmentos muito grandes. Enquanto o tamanho médio dos fragmentos foi de 724,32 ha, o desvio padrão foi de 802,81 ha, demonstrando uma grande variação de tamanho dos fragmentos dentro da classe. Situação semelhante foi relatada nos trabalhos de Juvanhil *et al.* (2011), Pirovani *et al.* (2014) e Thiago, Magalhães e Santos (2020).

Conforme a média de tamanho dos fragmentos diminui, o desvio padrão e o coeficiente de variação também ficam menores. A exceção está na classe dos fragmentos muito pequenos, que apesar de um baixo PSSD (1,12 ha), apresentou PSCoV de 72,43%. Essa classe tem grande amplitude de variação dos tamanhos dos fragmentos, indicando que 44,63% (183 unidades) estão com menos de um hectare.

As métricas de borda são representadas pelo total de bordas (TE) e pela densidade de borda (ED), demonstrando como os fragmentos são influenciados pelo meio circundante. As bordas de todos os fragmentos analisados totalizaram 2.651.651,08 metros e 146,92 m/ha de densidade de borda. A classe de fragmentos muito grandes, mesmo apresentando o maior total de bordas, com 1.750.108,21 metros, apresentou menor valor de densidade de borda, 120, 81 m/ha. Esses resultados indicam maior grau de conservação para os fragmentos dessa classe, pois o efeito de borda é menor (Pirovani *et al.*, 2014).

O maior efeito de borda foi verificado nos fragmentos da classe muito pequeno. Mesmo totalizando a segunda menor borda, com 307.509,27 metros, a densidade de borda foi

de 4.873,71 m/ha. Nos fragmentos menores, a forma abrupta em que ocorre a transição entre a vegetação e a matriz, cria uma borda capaz de expor a floresta às condições do entorno (Juvanhof *et al.*, 2011), causando mudanças no ambiente físico, levando à perda de árvores grandes e antigas em favor de árvores pioneiras (Haddad *et al.*, 2015).

A forma dos fragmentos é diretamente influenciada pelo efeito de borda (Farina, 1998). No que se refere ao índice de forma (MSI), os fragmentos foram comparados a forma de um círculo, portanto os valores mais próximos a 1 são melhores, pois são próximos à forma circular (Andrade *et al.*, 2020), com menor influência do efeito de borda.

Neste estudo, os fragmentos da classe muito pequenos apresentaram a forma mais regular, com MSI de 1,77. Conforme o tamanho das classes de tamanho aumenta, os valores de MSI ficaram maiores, atingindo 8,46 para os fragmentos da classe muito grandes. Dessa forma, pode-se afirmar que, neste estudo, os formatos tornam-se mais irregulares com o aumento do tamanho dos fragmentos. É importante considerar que o tamanho e a forma dos fragmentos estão diretamente relacionados à sua borda. Fragmentos menores ou mais alongados possuem um efeito de borda mais intenso, resultando em uma diminuição na razão entre a área interior e a margem (Primack; Rodrigues, 2001). Portanto, mesmo que os fragmentos maiores apresentem formatos mais irregulares, eles estão sujeitos a um menor efeito de borda em comparação aos fragmentos menores.

Além do MSI, a dimensão fractal média (MFRACT) é outro índice utilizado para avaliar a forma do fragmento. Para este índice, os valores mais próximos de 1 apresentam formas mais simples, enquanto valores que se aproximam de 2, apresentam formas mais complexas (Lang; Blaschke, 2009). Os fragmentos que apresentam formas mais complexas em relação à dimensão fractal foram os da classe muito grandes, com 1,43, enquanto os da classe pequenos, apresentaram MFRACT 1,35, compondo formas mais simples, porém com uma pequena diferença entre eles.

É importante salientar que os fragmentos da classe muito grandes possuem vantagens em relação à área, oferecendo maior espaço para abrigo e recursos, o que pode contribuir para uma maior diversidade de espécies. No entanto, também são evidentes os problemas relacionados à forma e à quantidade de bordas, que aumentam a influência do ambiente externo. O formato desses fragmentos tende a intensificar o efeito de borda, tornando-os mais suscetíveis a perturbações externas (Hentz *et al.*, 2015). De acordo com a teoria da Biogeografia de Ilhas, um grande fragmento em tamanho pode aumentar a capacidade de suporte à biodiversidade, mas, por outro lado, a forma e o aumento das bordas podem ter um

efeito negativo similar ao que ocorre em ilhas isoladas, limitando a imigração e a diversidade local (Morsello, 2001).

O grau de isolamento dos fragmentos foi determinado pela distância média até o vizinho mais próximo (NNDIST), que corresponde à menor distância borda-a-borda entre os fragmentos. Essa métrica está em consonância com os princípios da biogeografia de ilhas, que sugerem que quanto menor a distância entre os fragmentos, maior será a conectividade entre eles, facilitando o movimento da biota e o fluxo genético. Por outro lado, distâncias maiores entre os fragmentos resultam em um maior grau de isolamento, dificultando o intercâmbio de espécies e contribuindo para a perda de biodiversidade (Silva; Souza, 2014).

Na análise dos padrões de isolamento, Almeida (2008) considerou: baixo isolamento a distância borda a borda até 60 metros; médio até 120 m; alto até 200 m e muito alto acima de 200 m. Neste estudo, os fragmentos mais isolados são os da classe grandes, com 2.186,36 metros, seguido pelas classes dos pequenos (921,41 m), médios (477,89 m) e muito pequenos (258,94 m). Portanto, na área de estudo, das cinco classes de tamanho analisadas, quatro delas apresentam grau de isolamento alto.

Apesar dos fragmentos pequenos possuírem um grau muito alto de isolamento, eles devem ser considerados na composição da paisagem, já que pequenos fragmentos atuam na redução do isolamento de outros fragmentos, permitindo a movimentação de espécies, atuando como trampolins ecológicos (Saura; Rubio, 2010; Santos *et al.*, 2018).

Os fragmentos muito grandes são aqueles com menor grau de isolamento, apresentando NNDIST de 70,76 metros, caracterizando médio grau de isolamento. Neste caso, o resultado apontou para uma situação positiva de isolamento, visto que os maiores fragmentos favorecem a conservação (Calegari *et al.*, 2010), possuem maior biodiversidade (Nichol; Abbas; Fischer, 2017; Rocha-Santos *et al.*, 2016), e aumentam a estabilidade contra mudanças ambientais e processos genéticos (Metzger, 2009).

O grau de isolamento de todos os fragmentos demonstrou uma média de 49,92 metros, o que é considerado baixo (até 60 metros). Essa condição indica a possibilidade de melhor fluxo gênico de fauna e de sementes (Silva; Longo; 2020), principalmente para alguns grupos de plantas, em que a dispersão é feita por mamíferos de pequeno e médio porte (Almeida, 2008).

Embora o isolamento dos fragmentos da área em estudo seja baixo, essa distância pode ser limitante para muitas espécies. Por conta do perigo de predação, algumas espécies de pássaros, mamíferos e insetos não atravessam trechos estreitos de ambientes abertos (Primack; Rodrigues, 2001). Um exemplo é o estudo de Awade e Metzger (2008), realizado na Mata

Atlântica de São Paulo, onde foi verificado que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 m.

O isolamento do fragmento também está relacionado ao tipo da matriz do entorno. Uma matriz rural é mais permeável ao fluxo de espécies entre fragmentos que uma matriz urbana (Santos *et al.*, 2017). No caso de Orleans, há um predomínio de matriz rural entre os fragmentos. Somente na porção sudeste do território tem-se a presença de uma matriz mais impermeável, marcada pela área urbana do município.

As métricas relativas às áreas centrais ou core (núcleo) dos fragmentos estão expressas na Tabela 4. A área núcleo corresponde a área central do fragmento, desconsiderando a área mais sujeita aos efeitos de borda. Neste caso, adotou-se a faixa de 30 metros.

Tabela 4 – Índices de Ecologia da Paisagem relativos às métricas de área central, por classe de tamanho, na área de estudo

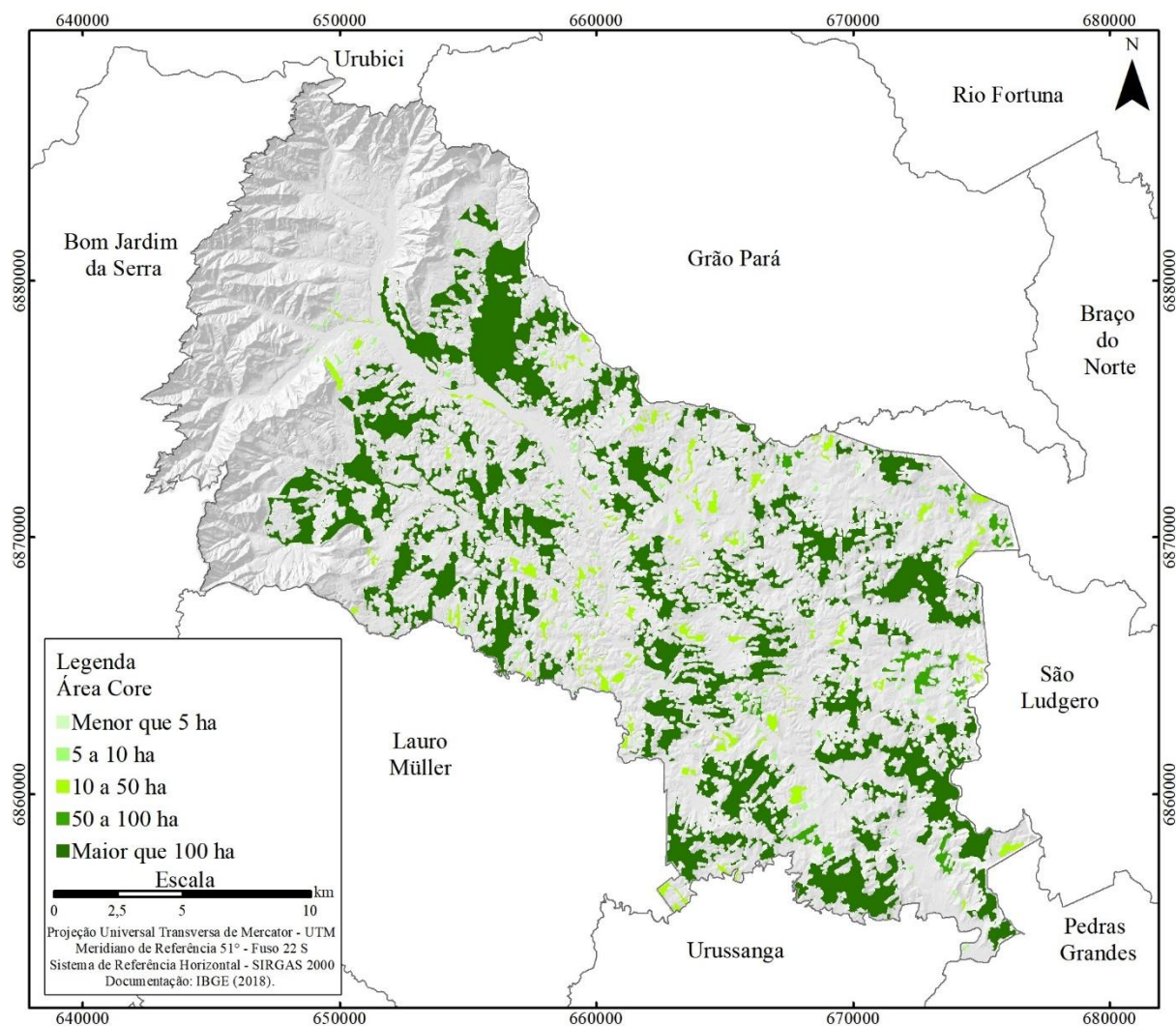
Índice	Uni.	Muito Pequenos (<5 ha)	Pequenos (5-10 ha)	Médios (10-50 ha)	Grandes (50-100 ha)	Muito Grandes (>100 ha)	Todos (<5 a >100 ha)
TCA	ha	79,71	144,82	820,30	422,90	9.928,06	11.395,79
MCA	ha	0,16	1,51	3,58	6,41	14,56	7,29
NCA	Adim	298	96	229	66	682	1.371
CASD	ha	0,31	1,47	5,89	10,88	76,02	50,76
CACoV	%	193,75	97,35	164,52	169,73	522,11	696,30
TCAI	%	12,53	36,63	49,30	54,79	68,52	63,47

Legenda: Uni. (Unidade); Adim. (Adimensional); TCA (Área central total); MCA (Área central média); NCA (Número de áreas centrais); CASD (Desvio padrão de área central); CACoV (Coeficiente de variação de área central); TCAI (Índice de área central total).

Fonte: Autora (2023).

A análise dos índices da área central totalizou a existência de 1.371 áreas núcleo, ocupando 11.395,79 ha, ou seja, 63,47% (TCAI) das áreas dos fragmentos florestais estão no núcleo de fragmentos, portanto, menos propícia aos efeitos de borda (Figura 21). As áreas núcleo totais possuem tamanho médio (MCA) de 7,29 ha. Porém, o desvio padrão (CASD) de 50,76 ha, acompanhado pelo coeficiente de variação (CACoV) de 696,30 %, indica uma grande variação nos tamanhos das áreas núcleos da área de estudo.

Figura 21 - Áreas núcleo dos fragmentos por classe de tamanho na área de estudo

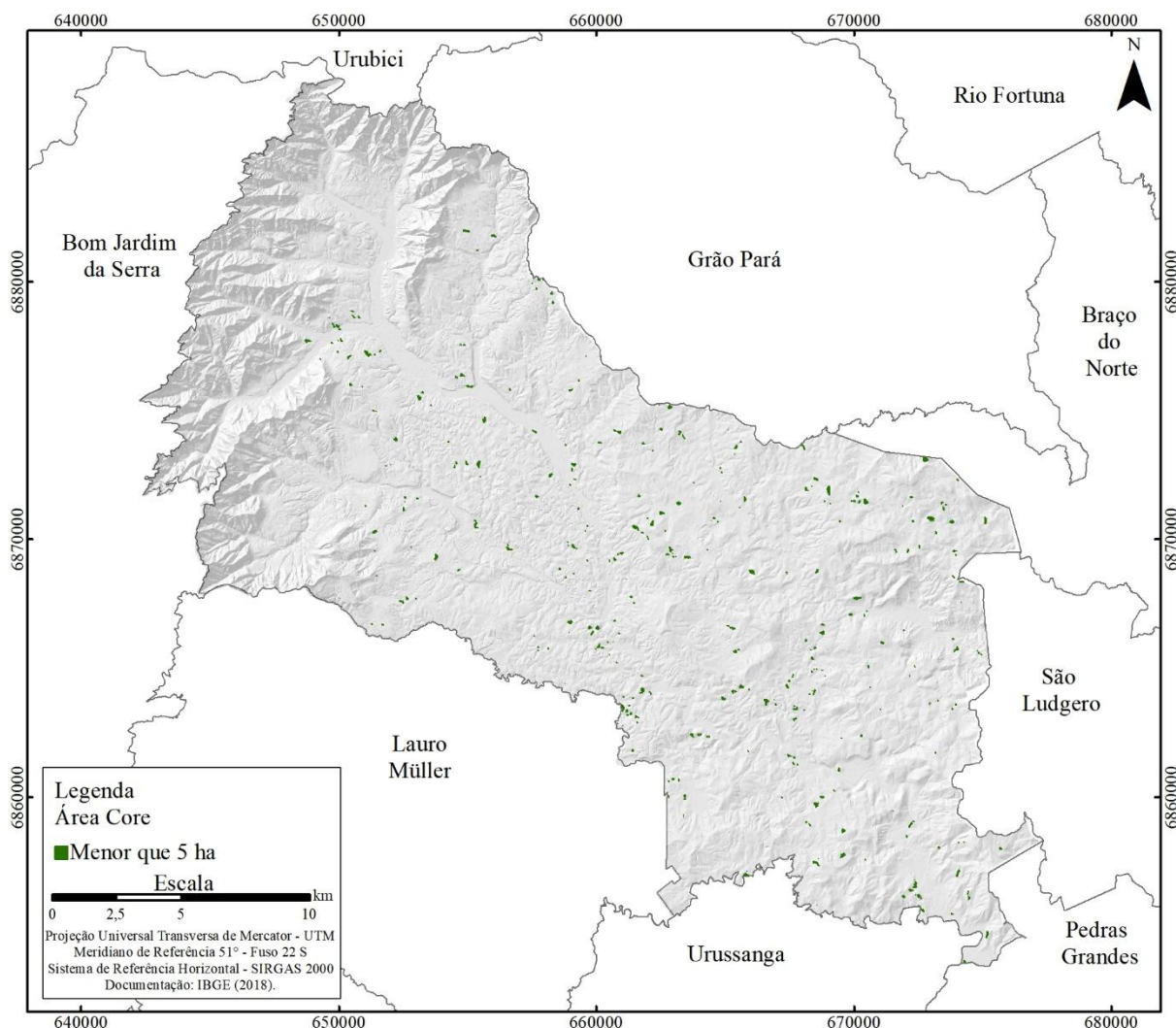


Fonte: Autora (2023).

É importante ressaltar que 75,05% das áreas centrais possuem menos de um hectare, o que corresponde a 1.029 unidades. Esses dados mostram que várias manchas estão totalmente envolvidas pelo efeito de borda, em especial as menores. Essa situação contribui em perdas significativas para a conservação ambiental, reduzindo as finalidades ecológicas e, também, a manutenção dos demais atributos (Silva; Souza, 2014).

Em relação à classe dos fragmentos muito pequenos, que totalizaram 410 manchas, em 141 delas não há área núcleo (Figura 22). A área central média (MCA) das 298 áreas centrais que restaram é de apenas 0,16 hectare, sendo um valor muito baixo para fins de conservação. Contudo, é importante ressaltar que esses fragmentos ainda são importantes enquanto trampolins ecológicos, para a locomoção de espécies entre um fragmento e outro (Calegari *et al.*, 2010; Fernandes *et al.*, 2017).

Figura 22 - Áreas núcleo dos fragmentos muito pequenos na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

Os fragmentos da classe pequeno possuem 96 áreas núcleo, com tamanho médio (MCA) de 1,51 ha, somando 144,82 ha. Porém, apesar de apresentar um resultado um pouco melhor em relação à classe dos fragmentos muito pequenos, o total da classe presente na área núcleo (TCAI) é de 36,63%, o que significa que 63,37 % dos fragmentos pequenos estão sob o efeito de borda.

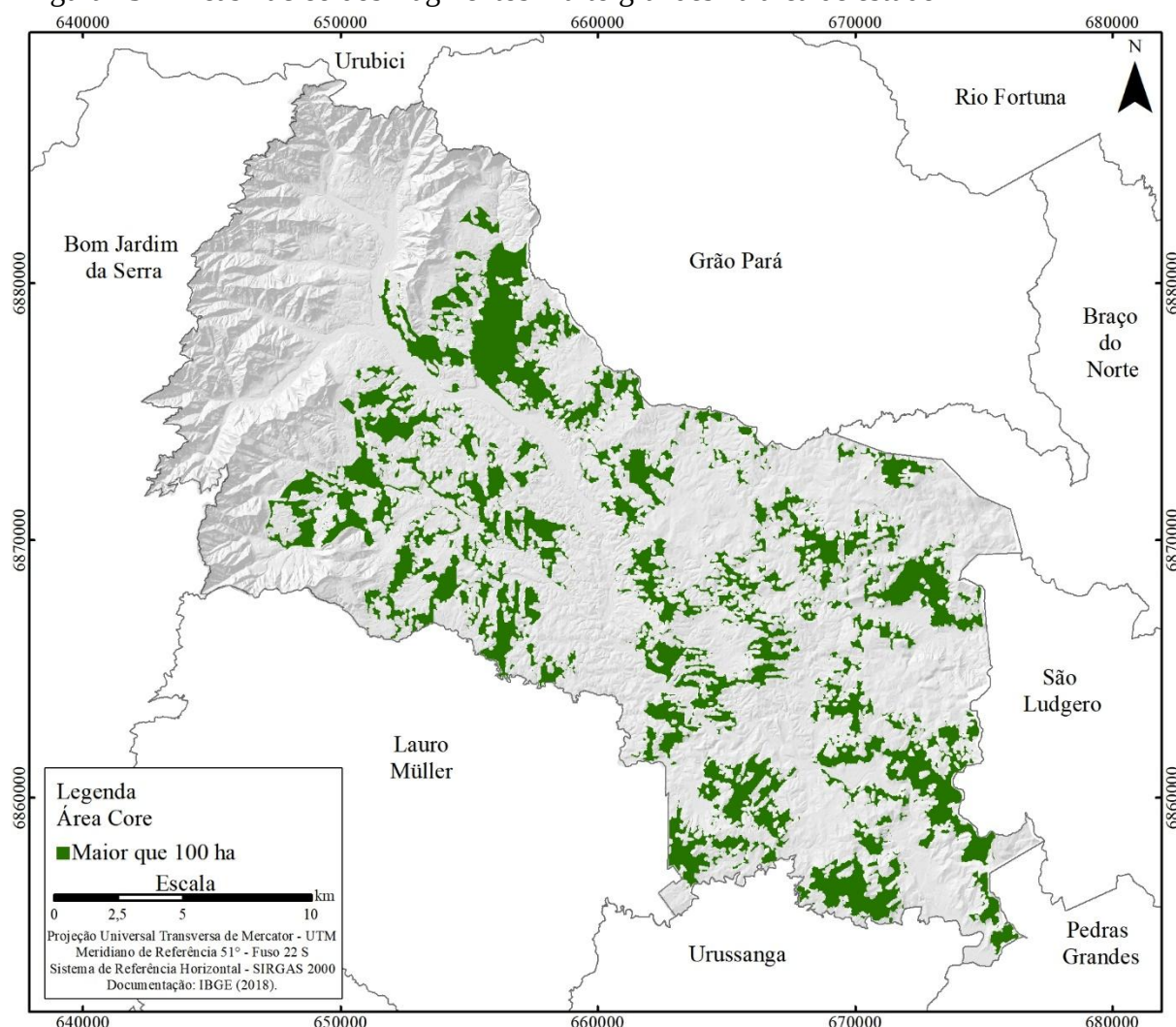
A área núcleo da classe dos fragmentos médios somou 820,30 ha, com tamanho médio (MCA) de 3,58 ha, distribuídas em 229 unidades. Os dados mostram que 49,30% da classe analisada é composta por área núcleo, porém, o valor é inferior a 50%. Já a classe dos fragmentos grandes mostrou uma cobertura da área central do fragmento maior (TCAI) com 54,79 %, reduzindo o número de áreas núcleo para 66 unidades, com tamanho médio (MCA) de 6,41 ha. Embora a melhora nos resultados em relação às classes anteriores, houve uma

diminuição no total da área núcleo desta classe para 422,90 ha. Essa situação pode ser justificada pela menor representatividade da classe na área de estudo.

Os fragmentos muito grandes somam 9.928,06 ha de área central (TCA), e o TCAI revelou que 68,52% deles estão em área núcleo. O tamanho médio (MCA) das áreas centrais é de 14,56 ha, o maior de todas as classes, porém, com (CACoV), chegando a 522,11%. Esta variação é resultado da discrepância no tamanho da área núcleo dos fragmentos. Enquanto a maior área central da classe tem 1.385,70 ha, muitas outras, no caso 488 unidades (71,55%), possuem menos de um hectare.

A área central dos fragmentos muito grandes está distribuída em 682 unidades (Figura 23), o que evidencia alta vulnerabilidade ecológica (Lima; Francisco; Bohrer, 2017). O grande número de áreas centrais está relacionado a elevada sinuosidade das bordas dos fragmentos, sendo uma característica desta classe na área de estudo, visto a maior complexidade em relação à forma.

Figura 23 - Áreas núcleo dos fragmentos muito grandes na área de estudo



Fonte: Autora (2023).

Nos estudos que envolvem métricas dos fragmentos florestais, há utilização de diversas faixas de borda para o cálculo de áreas núcleo, simulando diferentes resultados, como nos trabalhos de Pirovani *et al.* (2014), Silva *et al.* (2015), Thiago, Magalhães e Santos (2020) e Mendes *et al.* (2022). Neste trabalho, caso uma distância superior a 30 metros fosse adotada, a maior parte dos fragmentos eliminariam por completo sua área núcleo, principalmente nas classes muito pequenos e pequenos, que estão em grande número na área em estudo.

A análise das métricas das manchas florestais permitiu concluir que os fragmentos da classe muito grandes são aqueles que possuem melhores atributos para serem protegidos, pois apresentam maior área total (14.486,43 ha), maior percentual do fragmento em área núcleo (68,5%) e menor grau de isolamento (70,76 metros). Embora os fragmentos muito grandes tenham formas complexas e com valor de borda elevado (1.750.108,21 m), a densidade de borda é a mais baixa entre as classes (120,81 m/ha), indicando melhor conservação.

O estudo de Zungu *et al.*, (2020) mostrou um aumento na riqueza de espécies, quanto maior a área do fragmento. As espécies que têm acesso a grandes quantidades de habitat adequadas terão uma alta probabilidade de encontrarem condições propícias de alimentação e reprodução (Boscolo; Metzger, 2009; Jewitt *et al.*, 2015). Portanto, é importante que as áreas de habitat sejam grandes o suficiente para permitir a sobrevivência e reprodução de uma variedade de espécies. Entretanto, os fragmentos médios e pequenos não devem ser desconsiderados, pois são importantes na redução do isolamento, atuando como corredores ou trampolins, permitindo a conectividade entre os demais fragmentos (Santos *et al.*, 2018).

Todos os fragmentos analisados estão situados em terras privadas, portanto com potencial para a implantação de Reservas Privadas do Patrimônio Natural (RPPNs). Um mesmo fragmento pode originar diversas RPPNs, tendo em vista que o tamanho médio das propriedades rurais do município é de 14 ha. Contudo, destacam-se os fragmentos que estão junto aos limites do PNSJ e do PESF, que já são áreas oficialmente protegidas e outro que circunda a APA do Rio Novo, por ser importante na manutenção dos recursos hídricos que abastecem o município.

4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A situação do bioma da Mata Atlântica no município de Orleans, é similar a existente no Brasil, resultado do processo histórico de ocupação do território, com alto grau de fragmentação. Na área de estudo, a maior parte das manchas, cerca de 72 %, possuem área inferior a 5 ha (classe muito pequenos), indicando uma alta vulnerabilidade. Entretanto, os fragmentos da classe muito grande (acima de 100 ha) ocupam aproximadamente 80% da área de estudo.

Os fragmentos representados pelas classes de menor tamanho apresentaram formas mais regulares, mas em razão da pequena extensão territorial estão mais sujeitos aos efeitos de borda, muitas vezes sem presença de área núcleo. O estudo mostrou que esses fragmentos apresentam alto grau de isolamento, porém ainda são importantes na manutenção da conectividade entre os demais fragmentos florestais.

Os resultados mostraram que os fragmentos das classes grande e muito grandes possuem formatos mais irregulares em relação as demais classes de tamanho e com menor grau de isolamento. Contudo, em razão da extensão territorial, apresentaram elevados percentuais de sua área total situada em área núcleo, o que releva um melhor grau de conservação.

As análises dos índices das métricas de paisagem são cruciais nos estudos de fragmentação florestal. Por meio delas é possível identificar os fragmentos mais frágeis e os

mais conservados, sendo base importante na criação e implementação de estratégias de conservação, como os corredores ecológicos e as áreas para serem restauradas ou protegidas.

5 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO APLICADO NA CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

As florestas são as formações vegetais dominantes no espaço terrestre (Pan *et al.*, 2013; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020), abrigando a maioria das espécies do mundo (Hansen *et al.*, 2013). Muitos dos bens humanos são derivados das florestas, como alimentos, remédios, fibras e madeiras, incluindo o ciclo da água, a proteção do solo e a regulação climática (Jackson *et al.*, 2005; Mckinley *et al.*, 2011; Acharya *et al.*, 2019) sendo chamados de serviços ecossistêmicos (Felipe-Lucia *et al.*, 2018).

As mudanças na cobertura florestal, resultantes da perda e da fragmentação das florestas, afetam os serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade (Newbold *et al.*, 2016; Betts *et al.*, 2017), tendo em vista que a biodiversidade é essencial para o funcionamento saudável dos ecossistemas e sua perda põe em perigo os serviços prestados (Wang; Gamon, 2019). Portanto, é importante monitorar a diversidade biológica dos ecossistemas florestais, com o objetivo de evitar um maior declínio e implementar práticas significativas de conservação e restauração (Torresani *et al.*, 2023).

A forma tradicional de se monitorar a biodiversidade geralmente demanda tempo e grandes recursos (Varnier, 2022). A partir da década de 1970 (Sano *et al.*, 2019), o uso do sensoriamento remoto tem sido amplamente utilizado em vários campos, como agricultura, silvicultura e ecologia (Pettorelli *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2023). O sensoriamento remoto fornece dados sobre grandes áreas da superfície terrestre e tem sido usado para detectar e monitorar a biodiversidade de plantas em uma variedade de ecossistemas (Perrone *et al.*, 2023; Wang; Gamon, 2019).

As técnicas de sensoriamento remoto permitem quantificar e qualificar diversos parâmetros biofísicos da vegetação, como densidade, volume, tamanho das árvores e atividade fotossintética, entre outros (Sano *et al.*, 2019; Coelho *et al.*, 2021). Entre as técnicas usadas, destaca-se a aplicação dos Índices de Vegetação (IVs), que combinam dados espectrais de duas ou mais bandas, geralmente, a do vermelho e a do infravermelho próximo, cuja operação matemática obtém um valor adimensional (Moreira, 2000).

Diversos IVs foram desenvolvidos para as mais diferentes aplicações. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi um dos primeiros produtos do sensoriamento remoto usado para analisar as complexidades de imagens multiespectrais, sendo o índice mais comum na avaliação do estado da vegetação (Huang *et al.*, 2020). O NDVI é um indicador sensível à quantidade e condição da vegetação, obtido por meio da diferença entre as

reflectâncias das bandas NIR (infravermelho próximo) e a absorção pela clorofila na região do vermelho (Magalhães *et al.*, 2023). Seus valores variam no intervalo de -1 a 1 (Gameiro *et al.*, 2016), sendo que valores negativos estão relacionados às áreas sem cobertura vegetal, enquanto os valores próximos de 1 referem-se à cobertura vegetal verde e densa, como florestas tropicais, matas ciliares e culturas agrícolas (Sano *et al.*, 2019).

Existem diversas aplicações para o uso NDVI, como na análise e monitoramento de áreas florestadas ou agrícolas, detecção de mudanças na cobertura vegetal, estado de conservação da vegetação, avaliação da saúde das plantas, entre outros. Quanto ao estado de conservação da vegetação, o índice pode ser utilizado para diferenciar florestas maduras ou em regeneração, assim como o estágio sucessional em que se encontra (Ponzoni; Shimabukuro; Kuplich, 2012).

Assim sendo, o objetivo do estudo apresentado neste capítulo é analisar os fragmentos florestais do município de Orleans, Santa Catarina, quanto ao estado da vegetação, utilizando o NDVI com a finalidade de identificar aqueles fragmentos que apresentam melhores condições para fins de proteção e conservação.

5.1 METODOLOGIA

Para a realização deste estudo, foram utilizadas imagens do sistema sensor Sentinel-2B, disponibilizadas gratuitamente pela Agência Espacial Europeia, com 10 metros de resolução espacial e quatro bandas espectrais: B02 (Blue), B03 (Green), B04 (Red) e B08 (NIR), da cena 22JPF, com nível de processamento 1C. As imagens foram datadas de 05 de março de 2022 (Tabela 5). O satélite Sentinel-2B dispõe de sensor MSI (MultiSpectral Instrument) com 13 bandas espectrais, sendo quatro com 10 metros, seis com 20 metros e três com 60 metros de resolução espacial.

Tabela 5 - Especificações técnicas das bandas do sensor MSI utilizadas

Nº da banda	Banda	Comprimento de onda central (nm)	Largura da banda	Resolução espacial (m)	Resolução radiométrica
B02	Blue	492,1	66	10	12 bits
B03	Green	559,0	36	10	
B04	Red	664,9	31	10	
B08	NIR	832,9	106	10	

Fonte: De Conto, 2019.

Após a aquisição, as imagens foram exportadas para o *software* ArcGIS, para a realização das próximas etapas. Todas as bandas estavam registradas no Datum WGS84 e precisaram ser reprojetadas para o sistema de referência SIRGAS 2000/ UTM Zone 22S, e para isso utilizou-se a ferramenta *Project Raster*. Com as bandas 2, 3 e 4 foi criada uma imagem de composição colorida do município, utilizando a ferramenta *Composite Bands*.

A próxima etapa consistiu no cálculo do NDVI para a cena inteira, utilizando-se da ferramenta *Raster Calculator* e da Equação 1:

$$((\text{float}(\text{B8})) - (\text{float}(\text{B3}))) / ((\text{float}(\text{B8})) + (\text{float}(\text{B3}))) \quad (1)$$

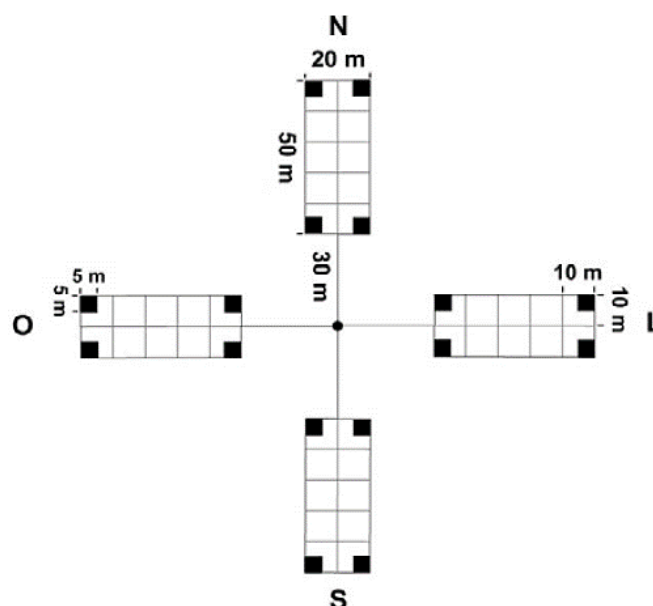
Em que: B8 – banda do infravermelho e B3 – banda do vermelho.

Em seguida, o NDVI foi recortado pelos limites territoriais do município de Orleans, por meio da ferramenta *Clip*. Para melhorar a interpretação do NDVI em relação aos fragmentos florestais⁷, optou-se por reamostrar os pixels de 10 metros para 1 metro, antes de realizar o recorte do NDVI pelos fragmentos florestais. Posteriormente, o NDVI do município foi reclassificado para todo o território. É importante ressaltar que as próximas etapas metodológicas excluíram as áreas do Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e do Parque Estadual da Serra Furada (PESF) da análise, por serem áreas legalmente protegidas e, por conseguinte não atendem ao objetivo do estudo.

Sobre o NDVI do município, foram dispostas as unidades amostrais (UAs) do Ciclo 1 do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), realizado no município entre os meses de fevereiro e março de 2010. Cada UA possui 4.000 m², composta por quatro subunidades de 1.000 m², medindo 20 m de largura e 50 m de comprimento, dispostas na direção dos pontos cardeais (norte, sul, leste e oeste), com 30 m de distância do centro do conglomerado (Vibrans *et al.*, 2013), conforme exemplificado na Figura 24. Destaca-se que o Ciclo 2 do IFFSC conduzido entre os anos de 2014 e 2019 (Vibrans *et al.*, 2022), mas nem todas as UAs da área em estudo foram reamostradas. Por esse motivo, optou-se por manter os dados do Ciclo 1.

⁷ Os fragmentos florestais são os mesmos utilizados na elaboração do Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) do município de Orleans, produzidos a partir do trabalho de De Conto (2019).

Figura 24 - Esquema de Unidade amostral adotada para o IFFSC para a Floresta Ombrófila Densa



Fonte: Vibrans *et al.* (2013).

Para interpretar os valores de NDVI sobre os fragmentos, os fragmentos florestais foram divididos em: i) estágio secundário inicial; ii) estágio secundário médio; iii) estágio secundário avançado e iv) vegetação madura. Os estágios foram definidos conforme a Lei nº 11.428/2006 (Brasil, 2006), das Resoluções do CONAMA nº 04/1994⁸ e 388/2007 (Brasil, 1994; 2007) e das descrições utilizadas por Mallmann, Prado e Pereira Filho (2015) no seu estudo. As classes do NDVI foram adotadas conforme o trabalho de Mallmann, Prado e Pereira Filho (2015). A descrição da vegetação madura e dos estágios sucessionais, assim como as classes do NDVI estão apresentados no Quadro 5.

⁸ A Resolução CONAMA nº 04/1994 foi convalidada pela Resolução CONAMA nº 388/2007 para atender a Lei nº 11.428/2006, de 22 de dezembro de 2006, que define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Estado de Santa Catarina.

Quadro 5 - Descrição da vegetação madura e dos estágios sucessionais e as classes do NDVI

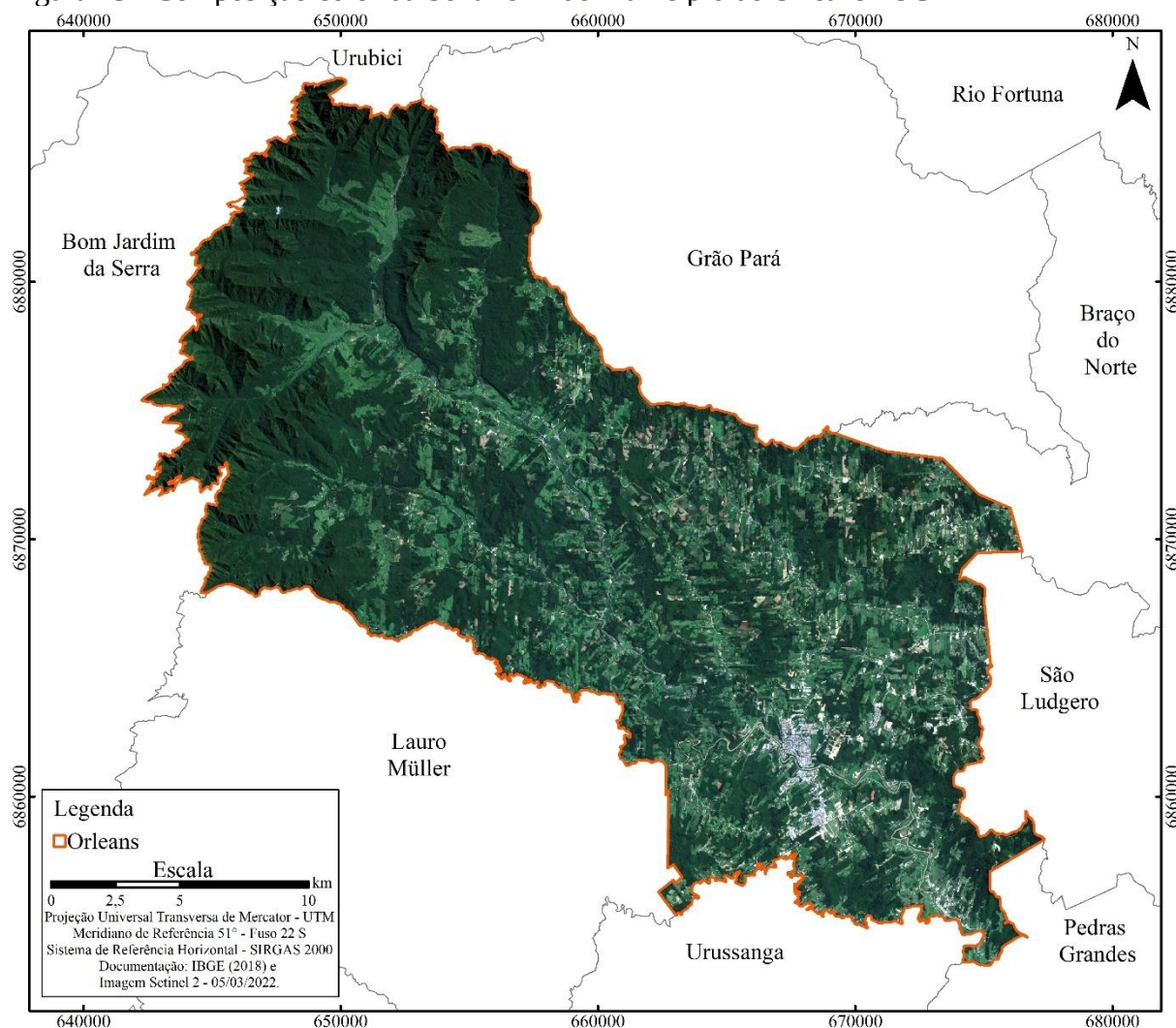
Estágios Sucessionais e Vegetação Madura	Descrição	NDVI
Estágio Inicial	Apresenta fisionomia herbácea/arbustiva de porte baixo predominante, com ocorrência de poucas espécies arbóreas e ausência de sub-bosque.	$0,2 < 0,5$
Estágio Médio	Apresenta fisionomia variando entre o porte arbustivo e arbóreo, cobertura arbórea variando de aberta a fechada, sub-bosque presente e bastante adensado.	$0,5 < 0,7$
Estágio Avançado	Apresenta fisionomia arbórea dominante, com um dossel fechado, apresentando grande amplitude diamétrica e estratificado, com um sub-bosque menos expressivo que no estágio médio.	$0,7 < 0,8$
Vegetação Madura	É aquela de máxima expressão local, onde o efeito da ação antrópica é mínimo, com grande diversidade biológica, mantendo grande parte das características originais quanto à estrutura e diversidade de espécies.	$> 0,8$

Fonte: Autora (2023).

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao analisar a área de estudo por meio de uma imagem de composição colorida do Sentinel-2, pode-se perceber um predomínio de áreas vegetadas nas porções sudoeste, oeste e noroeste do município de Orleans, onde estão as maiores altitudes, com destaque para relevos íngremes formados pelas escarpas da Serra Geral (Figura 25). As pastagens e as áreas agrícolas também estão presentes na paisagem, além da mancha urbana, localizada na porção sudeste do município, cobrindo 41 km².

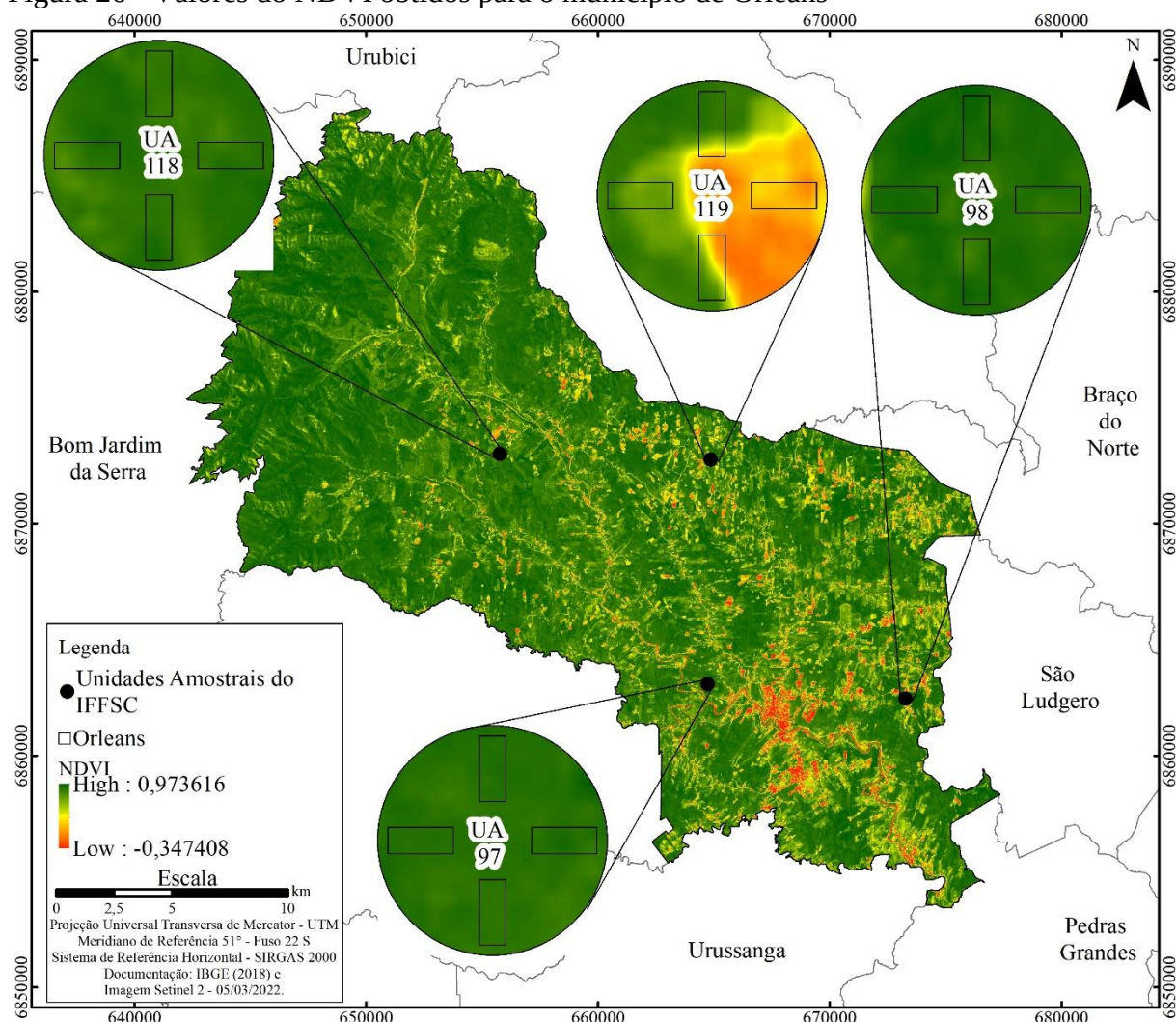
Figura 25 - Composição colorida Sentinel-2 do município de Orleans - SC



Fonte: Autora (2023).

Em relação ao NDVI do município, o índice apresentou variação de -0,3 até 0,9 (Figura 26). O NDVI mais baixo, identificado pela cor vermelha, corresponde às áreas urbanas, estradas e rodovias, aos cursos d'água, locais de solo exposto e a existência de sombra, como também identificado no trabalho de Costa e Lameira (2022). As sombras estão concentradas nas escarpas da Serra Geral, região marcada pela presença de vertentes abruptas e com cobertura vegetal densa. Assim, a topografia, no instante da tomada da imagem, proporciona o efeito do sombreamento, ocasionando uma redução dos valores de reflectância, ocasionando a sombra (Moreira; Riedel; Hamburger, 2008).

Figura 26 - Valores do NDVI obtidos para o município de Orleans



Fonte: Autora (2023).

Os maiores valores do NDVI, são representados pelas áreas vegetadas, caracterizadas por serem densas e volumosas (Haddad *et al.*, 2022) e estão presentes em todo o território municipal, mas com maior concentração em locais de relevo íngreme, onde as atividades agrícolas são menos propícias. As maiores concentrações de NDVI com valores mais altos estão em áreas florestadas das duas Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral situadas em Orleans, o Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e do Parque Estadual da Serra Furada (PESF). Por serem áreas protegidas, as florestas tendem a ser mais preservadas em relação às outras regiões do município. Por esta razão, o NDVI dos fragmentos situados nessas duas UCs não foi analisado neste estudo.

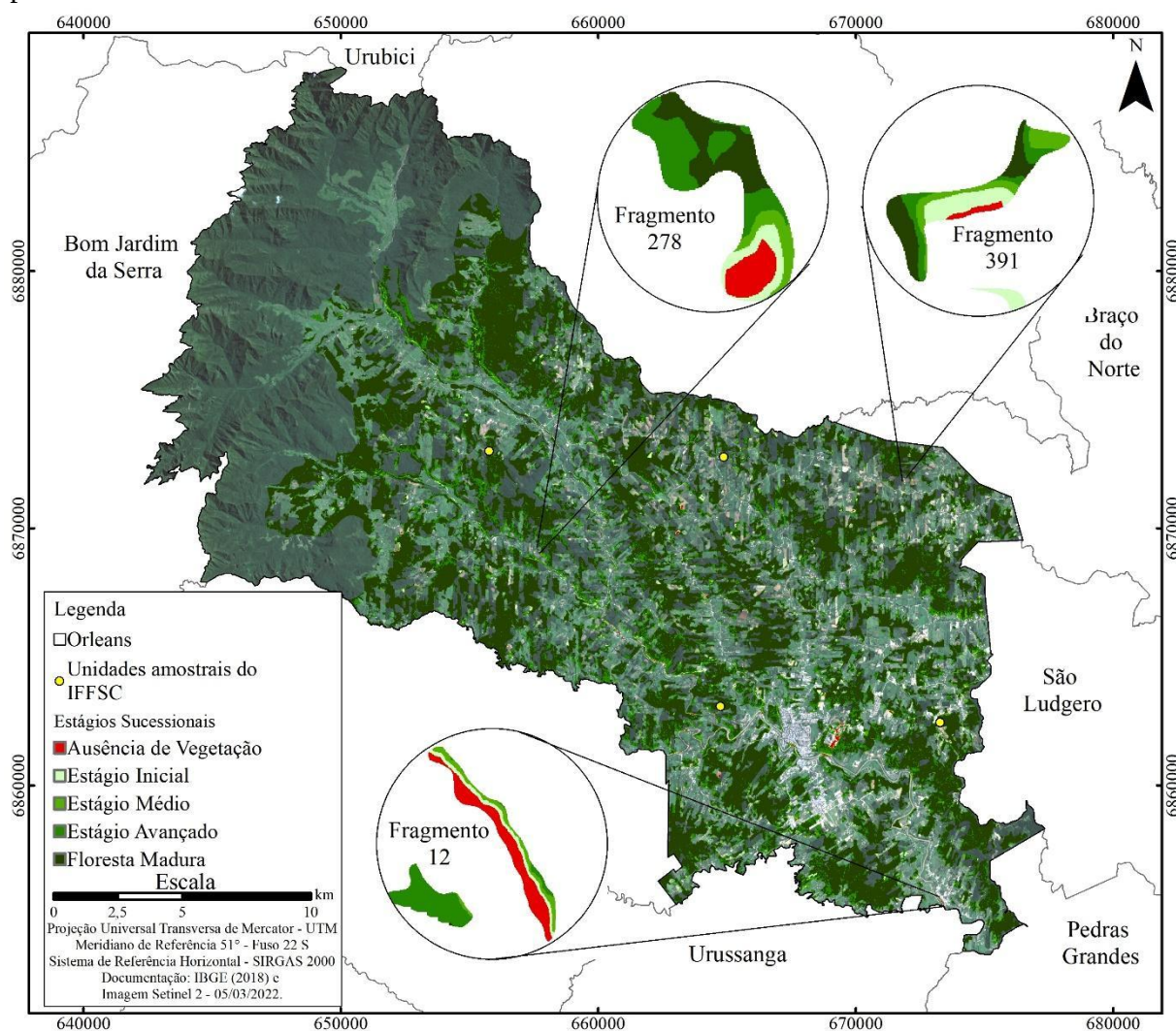
Ao se comparar o NDVI com as unidades amostrais (UAs) do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, localizadas na área de estudo, foram constatadas variações nos valores do índice. Percebe-se que as UAs 98, 118 e 97 apresentam os maiores valores de NDVI,

enquanto a UA 119, os menores. Essas UAs são justamente as que registraram o maior número de espécies vegetais (UA 118: S = 78, UA 98: S = 77 e UA 97: S = 58) (Vibrans *et al.*, 2013). Conforme o estudo realizado por Berveglieri *et al.* (2021), os valores de NDVI mais altos correspondem às áreas de vegetação mais preservadas, sendo que os menores, as áreas degradadas.

A UA 119 apresentou os valores de NDVI mais baixos, além do menor número de espécies (S = 58) (Vibrans *et al.*, 2013) entre as UAs analisadas. Trata-se de uma UA que já estava muito próxima a áreas agrícolas durante a realização do Ciclo 1, em 2010. Como a data da imagem usada para o cálculo do NDVI foi de 2022, a vegetação pode ter sido suprimida para a expansão da atividade agrícola, resultando em solo exposto ou com baixa cobertura de plantas, ocasionando valores menores do índice.

A partir do mapeamento do NDVI sobre os fragmentos florestais é possível verificar que a maior parte de Orleans é composta por remanescentes na condição de floresta madura, com NDVI superior a 0,8. A floresta madura está distribuída em 13.666,40 ha, o que corresponde a 76,12% do território analisado (Figura 27). É importante destacar que por se tratar de um *raster*, um mesmo fragmento pode apresentar diversas composições florestais, incluindo estágios de sucessão diferentes, como identificado nos fragmentos de número 12, 278 e 391.

Figura 27 - Floresta madura e estágios sucessionais de regeneração dos fragmentos florestais a partir do NDVI



Fonte: Autora (2023).

A Floresta Ombrófila Densa pode ser considerada madura quando atinge níveis elevados de desenvolvimento, caracterizada pela alta biodiversidade, com grandes árvores, abundância de epífitas e muitos estratos florestais (Hartshorn, 1980; Barretto; CatharinO, 2015). Nesse estágio, o NDVI tende a atingir valores mais altos, indicando uma cobertura vegetal densa e saudável, identificando áreas que são de extrema importância para a conservação da biodiversidade.

No passado, em razão do processo de colonização de Orleans, a floresta madura foi reduzida. A chegada dos imigrantes nacionais e europeus estimulou o corte seletivo de algumas espécies de grande porte, além da retirada da vegetação para o desenvolvimento da agricultura (Lotin, 1998). Contudo, o predomínio de um relevo ondulado a forte ondulado, caracterizados

pela alta declividade e inaptos para a prática agrícola, contribuiu para preservar essa floresta em muitas áreas do município.

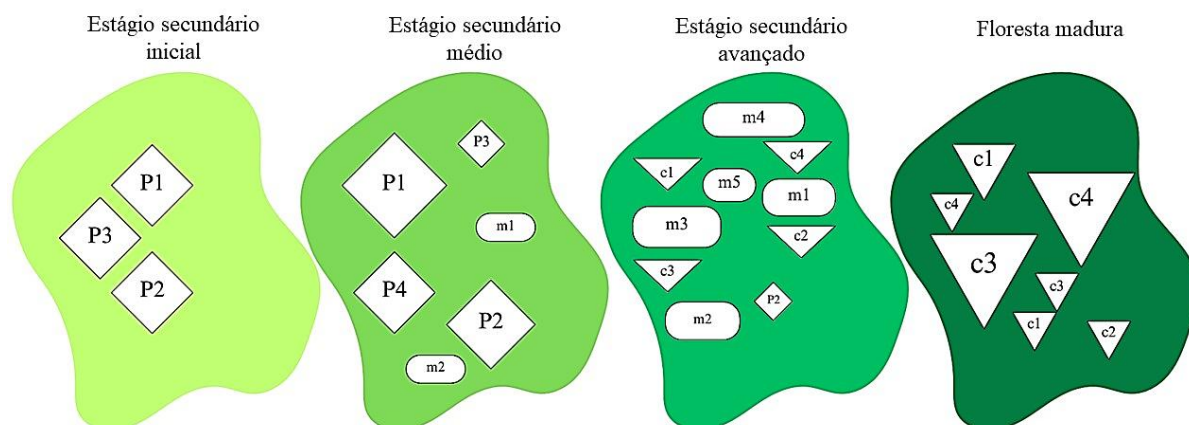
Os fragmentos florestais em estágio de sucessão avançado, com NDVI variando entre 0,7 e 0,8, estão distribuídos em 3.425,77 ha (19,08%) dos remanescentes, localizados em áreas de declividade acentuada. Os fragmentos em estágio de sucessão avançado são similares, em aspectos estruturais, à floresta madura (Mallmann; Prado; Pereira Filho, 2015), pois apresentam cobertura vegetal arbórea muito desenvolvida, dossel fechado, grande diferença de extratos verticais e elevada diversidade de espécies arbórea (Lana *et al.*, 2010).

O estágio de sucessão médio está presente em 651,57 ha (3,62%) dos fragmentos florestais, com variação de 0,5 e 0,7 do NDVI. Tais fragmentos são caracterizados pela predominância do extrato arbóreo e arbustivo e, caso tenham árvores de maior porte, estas são preexistentes ao abandono da área (Sevegnani *et al.*, 2013). Conforme a sucessão progride, espécies pioneiras são substituídas por espécies de crescimento mais lento, indicando a recuperação da vegetação e o aumento da biodiversidade e, conseqüentemente, a melhora do NDVI (Begon; Townsend; Harper, 2006).

A regeneração dos estágios de sucessão avançado e médio são resultado do abandono da área pelos agricultores e pelas madeireiras. Desde meados de 1960, a população rural do município vem diminuindo, com queda acentuada a partir da década de 1990 (MENEGASSO, 2019). Assim, ao intensificar o êxodo rural, as áreas de difícil cultivo foram abandonadas, contribuindo para a regeneração natural da vegetação (Rosa *et al.*, 2016).

Estudos mostram que florestas tropicais possuem capacidade de se recuperarem rapidamente, muitas vezes em menos de 100 anos para atingir características de florestas maduras (Liebsch; Marques; Goldenberg, 2008; Zanini *et al.*, 2014; Cardoso *et al.*, 2022). À medida que os estágios sucessionais avançam, as espécies pioneiras são capazes de desenvolver alto índice de área foliar, cobrindo e acumulando matéria orgânica no solo, favorecendo as condições para o avanço de espécies que as sucederão (Brown; Lugo, 1990), permitindo então o crescimento de uma floresta climácica (Figura 28).

Figura 28 - Esquema do processo de sucessão ecológica de áreas degradadas



Legenda: P são as espécies pioneiras; m espécies que se desenvolvem nos estágios médio e avançado; e c as espécies climáticas.

Fonte: Autora (2023).

As florestas secundárias são elementos marcantes da paisagem tropical e altamente resilientes após distúrbios (Letcher; Chazdon, 2009), sendo importantes para a conservação da biodiversidade, mitigação do clima e sequestro de carbono (Safar; Magnago; Schaefer, 2020). Desta forma, as florestas secundárias em processo de regeneração desempenham um papel fundamental nos esforços de conservação da Mata Atlântica (Casas *et al.*, 2016), visto que, no futuro, elas conseguem atingir níveis comparáveis às florestas primárias e, consequentemente, assumem a responsabilidade pela conservação e manejo da biodiversidade.

Os fragmentos com menor NDVI (0,2 a 0,5) são aqueles classificados no estágio de sucessão inicial, cobrindo 177,04 ha (0,98%) dos remanescentes florestais, localizados próximo aos limites dos fragmentos de maior extensão. Nesse estágio, a vegetação é caracterizada por ser aberta e dominada por arbustos (Caldeira *et al.*, 2008) e com baixa capacidade de acúmulo de biomassa, resultando em NDVI mais baixo (Jensen, 2009; Mallmann; Prado; Pereira Filho, 2015). Sendo assim, ao se identificar essas áreas, muitas vezes é necessário realizar intervenções para a restauração ecológica.

O mapeamento do NDVI pelos fragmentos florestais identificou 31,80 ha com ausência de vegetação. A razão para isso está na data da imagem utilizada para o mapeamento dos fragmentos florestais de Orleans, realizada em 2019. Como a imagem de satélite usada para o cálculo do NDVI é de 2022, acredita-se que houve supressão da vegetação entre o intervalo das duas imagens, para expansão da mancha urbana do município e das áreas agrícolas.

Os altos valores de NDVI dos fragmentos florestais de Orleans sugerem que parte significativa da Mata Atlântica presente no município apresenta condições para serem priorizadas em projetos de conservação. Pesquisas apontam que áreas com altos valores de

NDVI estão associadas à vegetação preservada e maior biodiversidade (Vicens; Cruz; RizzinI, 1998; Gould; 2000; Agarez *et al.*, 2001; Fairbanks; Mcgwire, 2004; Mallmann; Prado; Pereira filho, 2015; Wang *et al.*, 2016; Berveglieri *et al.*, 2021; Perrone *et al.*, 2023), indicando maior cobertura vegetal e, conseqüentemente, mais habitats e recursos disponíveis para uma variedade de espécies.

5.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo demonstram o potencial do NDVI na identificação de diferentes estágios de regeneração dos fragmentos florestais que compõem a Mata Atlântica de Orleans. O índice mostrou-se uma ferramenta eficiente e de baixo custo para auxiliar na aplicação da Lei nº 11.428/2006.

Ao analisar o NDVI sobre os estágios secundários de regeneração, é possível identificar os fragmentos de florestas maduras ou que estão em estágios mais avançados de regeneração, que possivelmente abrigam maior biodiversidade e com potencial para se tornarem áreas de alta resiliência ecológica. Portanto, são mais adequados para serem protegidos. Por outro lado, vale ressaltar que as florestas secundárias em processo de regeneração também desempenham um papel fundamental nos esforços de conservação da Mata Atlântica, visto que, no futuro, elas conseguem atingir níveis comparáveis às florestas primárias e, conseqüentemente, assumem a responsabilidade pela conservação e manejo da biodiversidade.

Destaca-se, ainda, a importância do uso de técnicas de sensoriamento remoto na tomada de decisão de políticas de conservação e na alocação de recursos para a proteção e recuperação da Mata Atlântica. Ao identificar os fragmentos florestais mais promissores, pode-se direcionar esforços e investimentos para ações de restauração e proteção dessas áreas, garantindo a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

6 FRAMEWORK PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PARA A CRIAÇÃO DE RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPNS)

No passado, a criação das primeiras áreas protegidas tinha como objetivo a preservação de locais sagrados e a manutenção de recursos naturais (Bensusan, 2014). A criação dos primeiros parques nacionais, como o de Yellowstone nos Estados Unidos, em 1872, objetivava a proteção de paisagens de grande beleza cênica (Morsello, 2001; Araujo, 2007), caracterizada por marcantes acidentes geográficos, como cânions, cascatas, montanhas e vales, sendo que, na época, critérios biológicos exerciam pouco influência nesse processo. Ao longo do tempo, diversas áreas protegidas no mundo foram criadas com base nessa perspectiva. Somente com o avanço do conhecimento sobre a diversidade biológica, em especial no campo da biologia da conservação, é que novos critérios foram incorporados houve a inserção de que passaram a ser considerados na definição de áreas a serem protegidas (Vitali; Uhlig, 2010).

No Brasil, assim como ocorreu em outras partes do mundo, a criação de muitas áreas protegidas nacionais, no caso os parques, também se baseou em critérios paisagísticos de grande beleza cênica (Pádua, 1999; Morsello, 2001; Araujo, 2007; Bensusan, 2014). Conforme Bensusan (2014), foi somente após a criação de novas modalidades de áreas protegidas, que outros critérios técnicos passaram a ser utilizados. Para alguns autores (Milano, 1999, Pádua, 1999, Moresello, 2001; Cabral; Souza, 2002; Diegues, 2008), foi na década de 1970 que se iniciou a seleção de novas áreas protegidas no Brasil, baseadas em critérios de conservação da natureza, apesar de estar em vigor o Novo Código Florestal, desde 1965. Além disso, ressalta-se a criação do IBDF (1967) e da Secretaria Especial do Meio Ambiente SEMA (1973), que alteraram a forma como as áreas protegidas eram criadas no Brasil (Moresello, 2001).

No que diz respeito às RPPNs, a Lei Federal n.º 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), dispõe, em seu artigo 21, que o principal objetivo no estabelecimento deste tipo de Unidade de Conservação (UC) é a conservação da diversidade biológica. Porém, desde a instituição das RPPNs em 1990 e do Decreto nº 1.922/1996, não haviam critérios explícitos para a seleção de áreas que poderiam ser adequadas para a delimitação de reservas privadas.

Morsello (2001) já enfatizava que as RPPNS deveriam ser estabelecidas em locais com a presença de espécies endêmicas, próximas a outras unidades de conservação, que apresentassem em seus limites nascentes e rios, como critérios importantes na priorização dessas áreas. Além disso, a autora sugere a elaboração de um conjunto de procedimentos e

critérios, semelhante a um “menu”, a ser seguido pelos técnicos dos órgãos ambientais competentes, responsáveis pela vistoria e parecer nas propriedades interessadas em criar RPPN.

O Decreto nº 5.746/2006, que regulamentou o art. 21 da Lei nº 9.985/2000, inseriu, por meio do Anexo III, as recomendações para vistoria dos técnicos em propriedades com interesse em criarem RPPNs. Dentre os critérios, são analisados aspectos relacionados: a fauna e a flora; a proximidade ou incidência sobre outras UCs; a presença de Áreas de Proteção Permanentes (APPs), Reservas Legais (RLs), áreas prioritárias do Probio (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira); a presença de recursos hídricos; a beleza cênica, aspectos culturais e históricos, paleontológico-arqueológicos relevantes; infraestrutura existente, além de ameaças e impactos decorrentes da degradação ambiental.

Morsello (2001) enfatiza o tamanho da área como outro aspecto importante na constituição das RPPNs. Na legislação não existe tamanho mínimo, para cada bioma criar este tipo de UC. Desta forma, existem RPPNs menores que um hectare, com pequeno potencial de conservação. Porém, a autora ressalta que as RPPNs têm importância significativa na conservação do país, uma tarefa que é difícil de ser alcançada exclusivamente pelas UCs públicas. As reservas, mesmo quando de tamanho reduzido, podem apresentar maior diversidade de habitats e um maior número de espécies (Araujo, 2007). Além disso, podem cumprir importantes funções na paisagem, como a conexão entre fragmentos, contribuindo para o aumento da heterogeneidade e servindo como refúgio para espécies específicas (Forman, 1999).

A maioria das áreas protegidas no Brasil são criadas em terras públicas (Silva; Pinto; Scarano, 2021). Contudo, é importante destacar que o país possui um dos maiores territórios do mundo, com aproximadamente 851 milhões de hectares (IBGE, 2020). Deste valor, 522,7 milhões de hectares estão localizados em terras privadas e cerca de 52% são cobertos por vegetação nativa (Freitas *et al.*, 2017), o que reforça a atuação do setor privado na preservação e conservação dos ecossistemas.

A Mata Atlântica, terceiro maior bioma da Brasil em área, apresenta 88,52% do seu território em terras privadas, porém com menos de 20% de cobertura de vegetação nativa (Freitas *et al.*, 2017). Por se tratar de um *hotspot*, devem-se priorizar áreas mais ameaçadas, com maior índice de endemismo e riqueza de biodiversidade (Lima; Franco, 2014) para serem protegidas.

A priorização espacial é uma abordagem que pode orientar as iniciativas de conservação, por meio da criação de novas áreas protegidas privadas (Santos *et al.*, 2022). Neste caso, o geoprocessamento funciona como um importante aliado, pois engloba o processamento

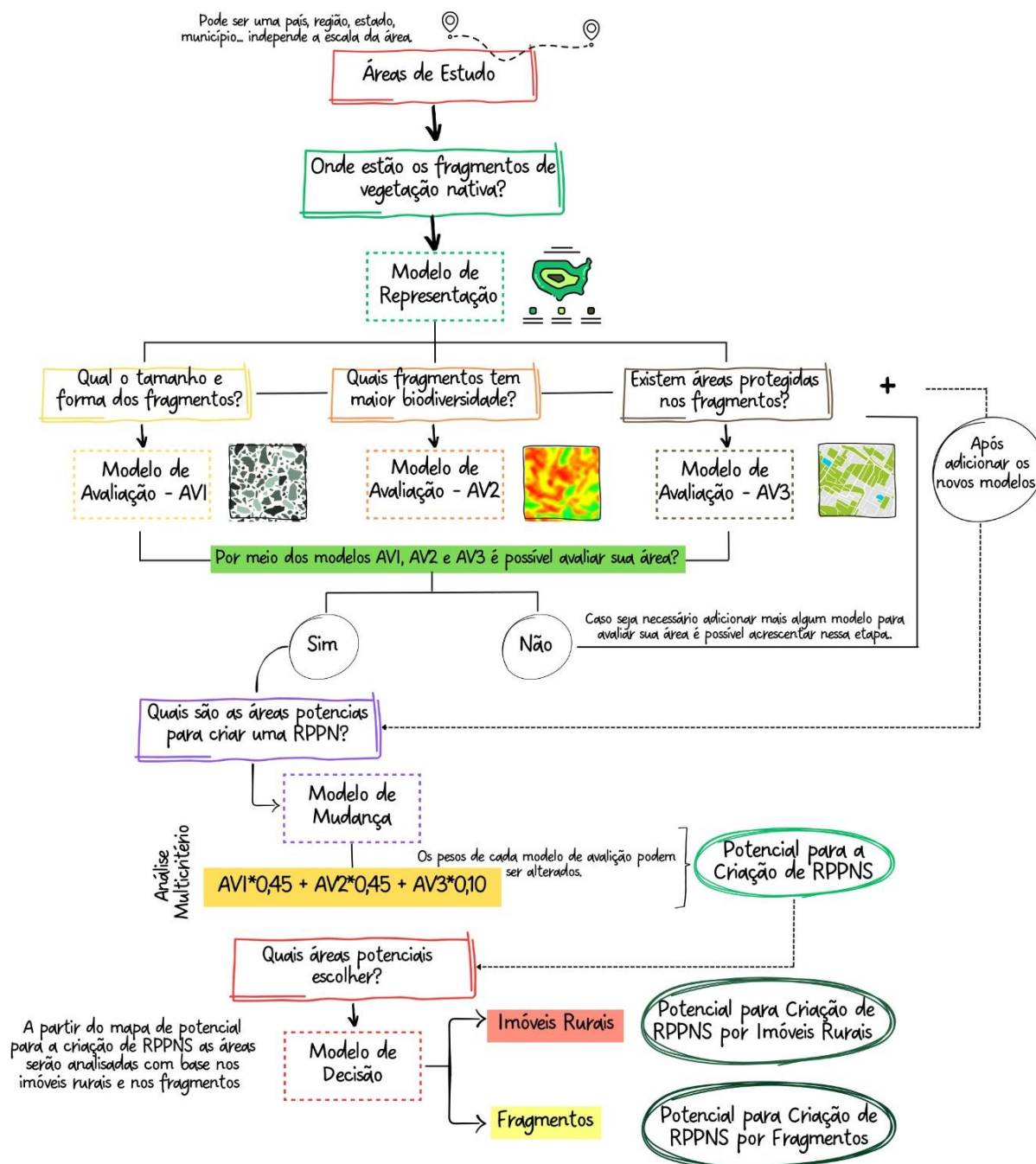
digital de imagens, a cartografia digital e os sistemas informativos geográficos, mais conhecidos por Sistema de Informação Geográfica (SIG), permitindo gerenciar banco de dados, aplicar algoritmos na análise e integrar de diversas variáveis (Moura, 2014).

Diante do exposto, a criação de RPPNs pode impactar positivamente a conservação do país. Assim, o objetivo deste capítulo é testar um Framework para identificar áreas potenciais para a delimitação de RPPNs no município de Orleans (SC).

6.1 METODOLOGIA

O Framework proposto para a identificação de áreas com potencial para a criação de RPPNs foi desenvolvido com base em três principais questões que estruturarão todo o processo de priorização espacial (Figura 29).

Figura 29 - Framework proposto para identificação de áreas prioritárias para criação de RPPNs



Fonte: Autora (2023).

1) Onde estão localizados os fragmentos de vegetação nativa? Neste momento, inicia-se o processo de reconhecimento da área, identificando as características relevantes do território, requerendo a construção de uma base de dados. Por meio de ferramentas de SIG é possível organizar, coletar e espacializar informações sobre as características ambientais da área em estudo, que neste caso levaram em consideração o tamanho e o estado dos fragmentos florestais

e a incidência de áreas protegidas sobre os fragmentos. Essa questão é respondida pelos **modelos de representação e avaliação**, em que será possível avaliar ou não a área de estudo.

2) Quais são as áreas potenciais para criar uma RPPN? Nesta etapa, as características relevantes do território serão hierarquizadas conforme o grau de importância, por processos apoiados no geoprocessamento. Neste estudo, optou-se pela álgebra de mapas em Análise de Multicritérios. Essa questão é respondida pelos **modelos de mudança**.

3) Quais áreas potenciais escolher? Nesta etapa é necessário selecionar as melhores áreas, por meio dos diferentes resultados obtidos sobre o território. Neste estudo, as áreas potenciais foram escolhidas pela disposição dos fragmentos florestais e sobre os limites dos imóveis rurais. Essa questão é respondida pelo **modelo de decisão**.

Embora o Framework tenha uma estrutura, ele não é totalmente rígido e pode ser adaptado às necessidades da realidade local em todas as fases necessárias para chegar até o produto final. Desta forma é possível adicionar ou retirar modelos para avaliar a área e escolher outras metodologias que possam auxiliar no julgamento das variáveis em questão.

6.1.1. Estudo de caso

A aplicação do Framework proposto para identificar as áreas com potencial para a criação de RPPNs se deu por meio de um estudo de caso. Para Pereira *et al.* (2018), o estudo de caso é uma descrição e análise detalhada de algum caso que apresente alguma particularidade, trazendo uma riqueza de dados e informações, contribuindo com o saber na área de conhecimentos na qual for utilizada.

Inicialmente, o estudo de caso estava restrito às áreas da saúde, educação e ciências sociais, porém, há uma tendência em ampliar sua aplicação em todas as áreas do saber, fazendo o emprego de várias técnicas de apoio (Pereira *et al.*, 2018). O estudo de caso foi considerado durante muito tempo, como um procedimento pouco rigoroso, mas sabe-se que hoje é reconhecido como o método mais adequado para a investigação de um fenômeno contemporâneo dentro de seu contexto real, onde os limites entre o fenômeno e o contexto não são claramente percebidos (Yin, 2015).

Diversos pesquisadores vêm utilizando a técnica de estudo de caso na identificação de áreas potenciais para a proteção ou a conservação da biodiversidade e recursos naturais. Neste sentido, citam-se os trabalhos de Anacleto *et al.* (2005), Miara e Fiori (2012), Upadhaya *et al.* (2013), Ozdemirel (2014), Carvalho e Lama (2015), Cuesta *et al.* (2017), Chen, Fan e Wang (2019), Bonfim *et al.* (2019), He *et al.* (2020), Vieira *et al.* (2020), Li *et al.* (2020), Lu

et al. (2020), Hou *et al.* (2020). Desta forma, optou-se por utilizar o estudo de caso na testagem do Framework para identificar áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans (SC).

6.1.2 A escolha dos critérios

O Decreto nº 5.746/2006, por meio do Anexo III, disponibiliza uma série de critérios para serem analisados na possível implementação de uma RPPN. Para a área de estudo, foram escolhidos os seguintes critérios que consideram as características biofísicas do território: remanescentes florestais, as Áreas de Preservação Permanente (APPs), as Reservas Legais (RLs) e as Zonas de Amortecimento do Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) e do Parque Estadual da Serra Furada (PESF). Após a escolha dos critérios, foi criado um banco de dados, composto por elementos geográficos em ambiente SIG e processados no *software* ArcGIS. Com a ferramenta *Conversion Tools*, os polígonos das áreas de interesse foram convertidos em *raster*.

Ressalta-se que no referido decreto consta como critério importante na análise a incidência da RPPN sobre outras UCs e as áreas prioritárias do Probio (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira). Porém, para este estudo essas áreas não foram incluídas, visto que as áreas do Probio estão localizadas sobre as Zonas de Amortecimento dos parques e sobre as APPs e RLs. E, quanto à Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Novo, mesmo criada há mais de 30 anos, seu processo de efetivação não iniciou, ou seja, não existe um conselho consultivo e nem plano de manejo.

No que diz respeito aos fragmentos florestais, foram utilizados dois produtos provenientes dos capítulos 3 e 4 deste trabalho. O primeiro produto refere-se às classes de floresta madura e aos estágios sucessionais de regeneração (inicial, médio e avançado) da Floresta Ombrófila Densa, obtidos por meio da aplicação do NDVI. O segundo, trata-se do tamanho dos fragmentos florestais, após o emprego das métricas da paisagem.

Em relação às Áreas de Preservação Permanente, para a área de estudo, foram consideradas as APPs de cursos de água, nascentes, declividade e topo de morro. Os arquivos com os dados foram disponibilizados pelo Laboratório de Pesquisa em Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT/UNESC). Já os dados das Reservas Legais foram adquiridos em consulta ao Cadastro Ambiental Rural (CAR), para a data de 25/07/2023.

Acerca das Zonas de Amortecimento, foram consideradas a ZA do PESF e a ZA do PNSJ. A ZA do Parque Estadual da Serra Furada já está delimitada no plano de manejo e foi

disponibilizada pelo Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA). Com relação à ZA do PNSJ, foi preciso gerar um *Buffer* de 10 km no entorno da UC, devido a inexistência da área no plano de manejo, conforme a resolução do CONAMA nº 13/1990.

As APPs, as RLs e as ZAs foram consideradas como um único critério, denominado “Áreas Protegidas”. Com a ferramenta *Union*, seus dados foram unificados em somente um arquivo.

6.1.3 Análise de multicritérios e peso de evidência

Após a definição e a espacialização dos critérios, foi realizada a análise mediante a álgebra de mapas em análises multicritérios. A Análise de Multicritérios tem a função de utilizar mapas temáticos para integrar variáveis espaciais com o intuito de definir áreas condizentes para as alocações de recursos ou atividades humanas (Moura; Jankowski, 2016).

Na metodologia de Análise de Multicritérios, a etapa de integração das variáveis pode ocorrer por diferentes métodos, sendo os mais comuns a Análise Combinatória e o Peso de Evidência (Carmargos; Moura; Rezende, 2020). Nesta pesquisa, o método adotado foi Peso de Evidência, responsável por gerar um ranking classificatório, após a combinação simultânea de cada critério, de modo que eles estivessem associados com valores em percentual de importância, somando 100% (Rocha, Casagrande, Moura; 2018).

Após a definição dos critérios e obtidos os mapas, foi necessário valorar as classes dos critérios, segundo o grau de importância, aplicando valores de 0 a 10, sendo que o zero é considerado a pior condição, enquanto o 10, a melhor condição. A escolha dos pesos de cada classe foi baseada em literatura científica, capaz de fornecer uma base sólida e confiável de informações sobre a biodiversidade, a estrutura da paisagem e outros fatores relevantes para a conservação das espécies e dos recursos naturais. Os valores de cada classe dos critérios, estão na Tabela 6.

Tabela 6 – Valoração dos critérios definidos para o Framework

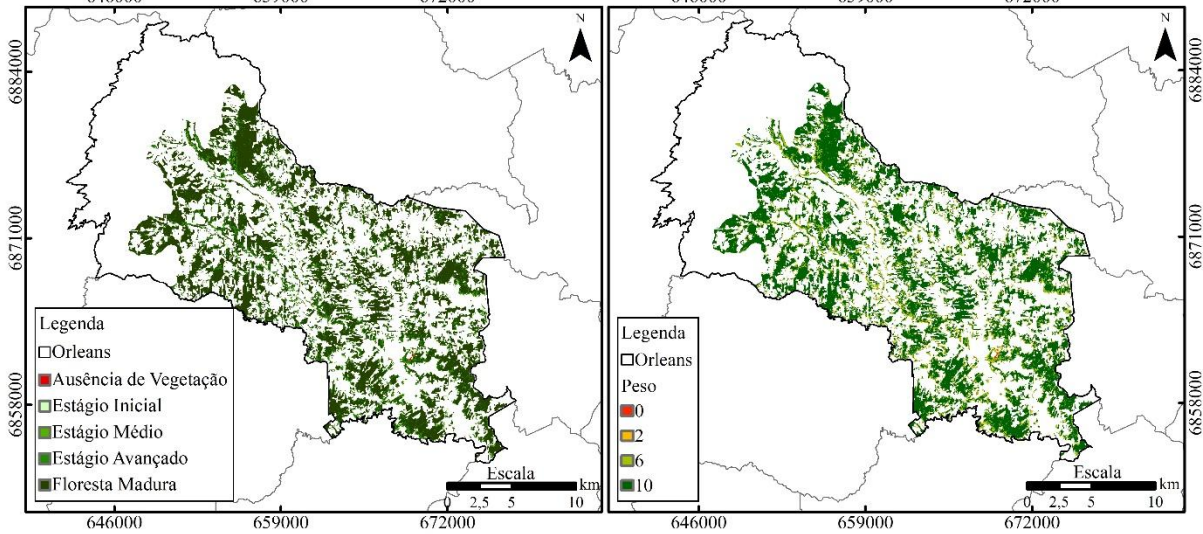
Critérios	Classes	Peso
Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração	Floresta Madura	10
	Estágio Avançado	10
	Estágio Médio	6
	Estágio Inicial	2
Tamanho dos fragmentos florestais	Muito Grande	10

Critérios	Classes	Peso
	Grande	8
	Médio	6
	Pequeno	4
	Muito Pequeno	2
Zonas de Amortecimento do PNSJ e do PESF	Dentro	10
	Fora	0
Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais	Presença	10
	Ausência	0

Fonte: Autora (2023).

Em relação ao critério Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração, acredita-se que a floresta madura apresenta maior biodiversidade (Tabarelli *et al.*, 2012; Bu; Zang; Ding, 2014) em relação as florestas mais jovens, porque possuem mais nichos disponíveis para diferentes espécies (Capellesso *et al.*, 2022) e, portanto, mais significativas na conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos (Cardoso *et al.*, 2022), obtendo peso 10 (Figura 30).

Figura 30 - Valoração da Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração



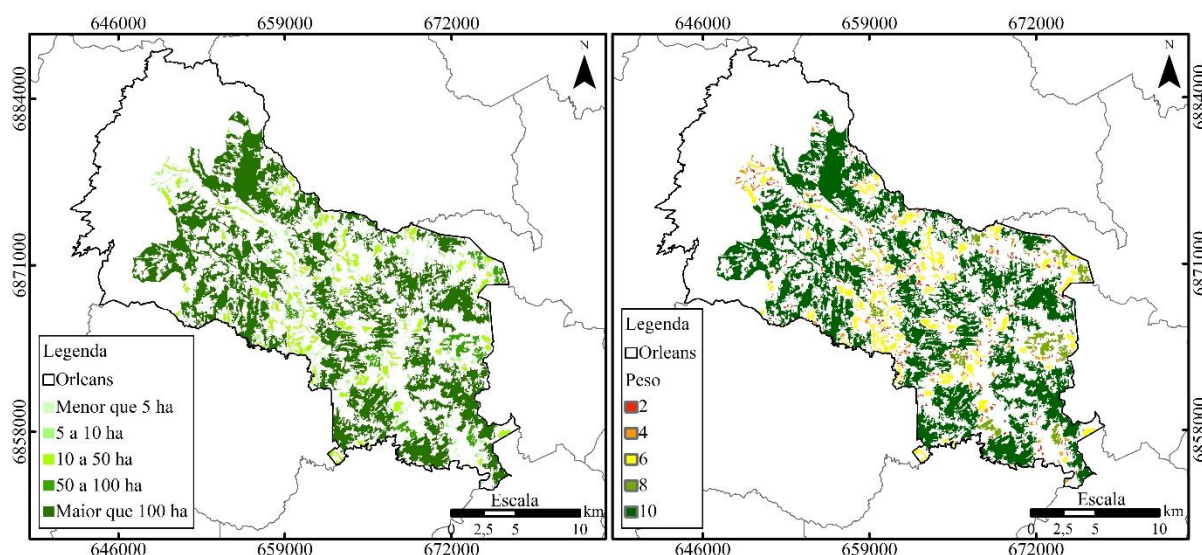
Fonte: Autora (2023).

Diferentemente, as formações em estágio de sucessão inicial, apresentam um conjunto reduzido de espécies (Pütz *et al.*, 2011), composto principalmente por espécies pioneiras (Coelho; Cardoso-Leite; Castello, 2016), e que serão gradualmente substituídas por outras mais exigentes (Schorn; Galvão, 2006), determinando o peso 2. Contudo, destaca-se que, em decorrência do processo de sucessão, as espécies são renovadas, tornando as florestas mais

diversas e estruturalmente complexas (Siminski *et al.*, 2021), o que garantiu peso 8 para o estágio sucessional médio e peso 10 para o estágio sucessional avançado.

No que diz respeito ao tamanho dos fragmentos florestais, os grandes fragmentos foram melhores avaliados (peso 10 para a classe muito grande), pois permitem diferentes micro habitats, favorecendo o estabelecimento de diversas espécies, aumentando assim a biodiversidade (Capellesso *et al.*, 2022) (Figura 31). À medida que o tamanho dos fragmentos diminui, eles tendem a ter menor biodiversidade, estando mais suscetíveis a distúrbios (Safar *et al.*, 2020) em decorrência do efeito de borda (Magnago *et al.*, 2014, Magnago *et al.*, 2015), razão essa para redução do peso na classe grande (8), médio (6), pequeno (4) e muito pequeno (2).

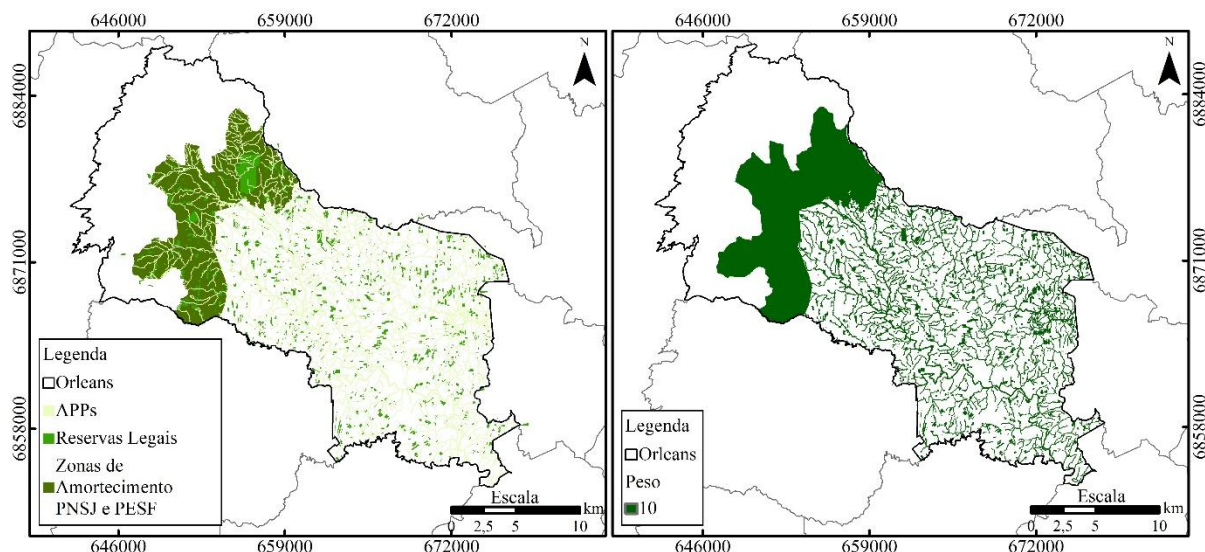
Figura 31 - Valoração dos tamanhos dos fragmentos florestais



Fonte: Autora (2023).

Como mencionado anteriormente, as zonas de amortecimento do PNSJ e do PESF, as APPs e as RLs foram agrupadas em um único critério definido como “Áreas protegidas. As áreas situadas nas áreas protegidas obtiveram peso 10, enquanto as que estão fora dos seus limites o peso foi zero (Figura 32). Entende-se que as ZAs são áreas onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com a finalidade de minimizar os impactos negativos sobre a unidade (Brasil, 2000). Espera-se que as bordas das ZAs possam ampliar a presença de habitats propícios à vida silvestre, contribuindo na manutenção de populações maiores, além dos limites das UCs (Vitalli, 2007).

Figura 32 - Valoração das áreas protegidas



Fonte: Autora (2023).

Com relação às APPs e RLs, ambas são instrumentos legais, definidas pela Lei nº 12.651/2012, com objetivo de conservar os recursos naturais e a biodiversidade, funcionando como abrigo e proteção da fauna silvestre e da flora nativa e, assegurando o bem-estar das populações humanas (Brasil, 2012). Além disso, são importantes na conservação da biota, em especial, na constituição de corredores ecológicos (Metzger, 2010).

Definidos os pesos de cada classe, foi necessário valorar cada critério. Os pesos de cada critério podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7 – Peso em porcentagem atribuído para cada critério definido no Framework

Critérios	Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração	Tamanho dos fragmentos florestais	Áreas protegidas
Peso	45	45	10

Fonte: Autora (2023).

O peso de cada critério também foi baseado na literatura, assim como o peso de cada classe na etapa anterior. A seguir, são descritas as justificativas para atribuir os pesos de cada critério, conforme as fontes consultadas:

Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração: as florestas secundárias armazenam alta biodiversidade (Matos *et al.*, 2019) e representam mais da metade da cobertura florestal do mundo (FAO, 2020). Além de mitigar a perda da biodiversidade (Silva Junior *et al.*, 2020), pesquisas mostram que as florestas secundárias se recuperam rapidamente em riqueza de espécies (Rozendaal *et al.*, 2020). No estudo de Safar, Magnano e Schaefer (2020),

realizado na Mata Atlântica, as florestas secundárias recuperaram, em média, 52% da riqueza total de espécies e 21% da composição de espécies em relação as florestas primárias, após 20 anos de sucessão. Na Amazônia, a riqueza de espécies e a similaridade composicional atingiram, em média, 88% e 85%, respectivamente, dos valores encontrados em florestas primárias após 40 anos (Lennox *et al.*, 2018). Desta forma, considerou-se peso 45 para esse critério, visto a importância da regeneração para o retorno do equilíbrio futuro dos ecossistemas;

Tamanho dos fragmentos florestais: a área de um fragmento é uma das informações mais importantes de uma paisagem (Forman; Godron, 1986). As áreas a serem protegidas devem ter as maiores áreas possíveis, pois poderão conter o maior número de indivíduos e espécies em equilíbrio (Brito, 2003; Morsello, 2001). Além disso, grandes áreas florestadas protegem os recursos hídricos e o solo, garantindo a prestação de serviços ecossistêmicos destes recursos naturais (Botequilha-Leitão; Guiomar, 2021). Assim, o peso deste critério foi 45, devido à importância da notabilidade da vegetação para a conservação da biodiversidade e manutenção dos recursos naturais;

Áreas protegidas: as ZAs, as APPs e as RLs, apesar de não constituírem unidades de conservação, definidas pelo SNUC, são consideradas áreas protegidas. Elas possuem regulação das atividades que podem ou não ser realizadas em seus limites, definidas por leis, resoluções e planos de manejo. Desta forma, entende-se que tais áreas são destinadas a conservação (Silva; Pinto; Scarano, 2021) e por isso podem contribuir para criação de RPPNs, atribuindo peso 10 a este critério.

Após a definição dos pesos de cada classe e dos critérios, todos os arquivos foram convertidos para o formato *raster*, sendo reclassificados conforme os valores atribuídos em cada uma das classes, procedimento este realizado no *software* ArcGIS. Com todos os critérios classificados, utilizou-se a ferramenta calculadora *raster* para multiplicar o valor de cada classe com o peso de cada critério e somando-os ao final. A Equação 2 para determinar as áreas potenciais para RPPNs é a seguinte:

$$APRPPN = 0,45*FMESR + 0,45*TF + 0,10*APs \quad (2)$$

Em que:

APRPPN: Áreas potenciais para a criação de RPPNs;

FMESR: Floresta Madura e Estágios Sucessionais de Regeneração;

TF: Tamanho dos fragmentos de vegetação;

APs: ZAs do PNSJ (área proposta) e do PESF, APPs e RLs;

As áreas potenciais para o estabelecimento de RPPNs foram divididas em três classes: Alta, Média e Baixa. O intervalo de cada classe foi baseado no algoritmo “Quebra Natural” (*Natural Breaks*), desenvolvida por Jenks (1977). O método ajusta os limites das classes de acordo com a distribuição dos dados, minimizando a variação dentro de cada classe e maximizando a variação entre as classes (Fernandes *et al.*, 2013).

Em seguida, as áreas potenciais foram sobrepostas aos fragmentos florestais e aos dados municipais do CAR (Cadastro Ambiental Rural), permitindo a identificação dos imóveis rurais com possibilidades de criação de RPPNs em seus limites.

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos critérios estabelecidos e das etapas desenvolvidas, foram identificados 8.287,90 ha de áreas potenciais para a criação de RPPNs. Esse valor representa 19,90% do total da área de estudo que possui 41.639,50 ha. A distribuição das áreas potenciais pelas classes analisadas, estão na Tabela 8.

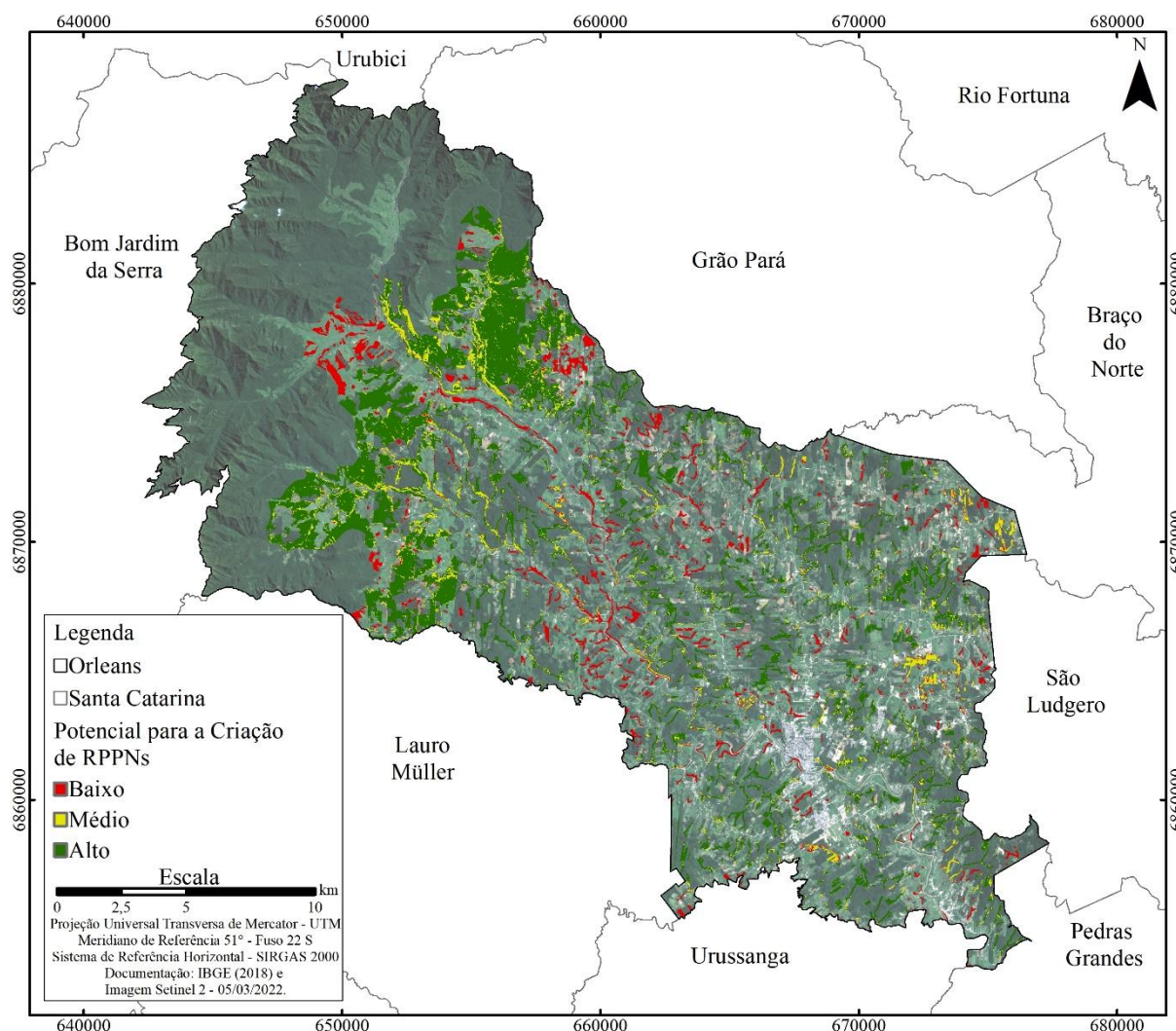
Tabela 8 - Distribuição das áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans

Potencial	Área (ha)	Área (%)
Alto	5.628,42	67,91
Médio	1.417,65	17,10
Baixo	1.241,82	14,99

Fonte: Autora (2023).

O mapeamento mostrou que a maior parte da área de estudo apresenta alto potencial para a criação de RPPNs, com 5.628,42 ha (67,91%). A maioria das áreas com alto potencial estão localizadas na porção oeste do município (Figura 33), associadas a presença de áreas protegidas, como as zonas de amortecimento dos parques, as APPs e as RLs, além da presença de grandes fragmentos florestais, cobertos com florestas maduras ou em estágio de regeneração avançado.

Figura 33 - Áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans



Fonte: Autora (2023).

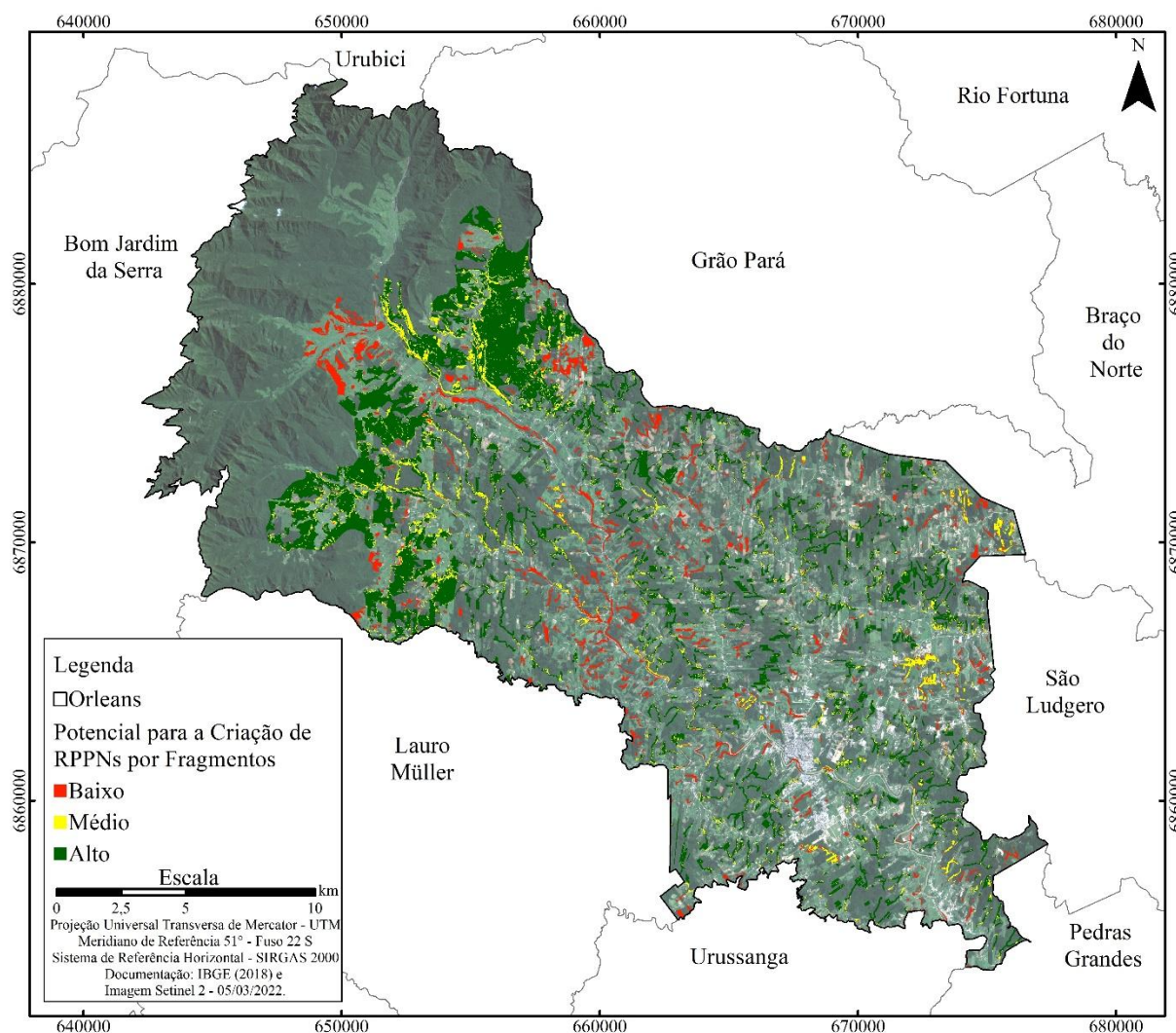
As áreas com médio potencial estão presentes em quase todo o território analisado, mas concentradas na parte oeste. Elas permeiam as áreas de alto potencial e estão dispostas em faixas estreitas e alongadas, totalizando 1.417,65 ha (17,10%). O entorno dessas áreas é marcado por atividades agrícolas e pastagens.

As áreas de baixo potencial apresentam a menor representatividade entre as classes analisadas, com 1.241,82 ha, cobrindo 14,98% da área de estudo. São representadas por pequenas manchas, muitas delas alongadas e estreitas, situadas próximas as áreas urbanas, agrícolas e de pastagens.

Ao se analisar o potencial para criação de RPPNs sobre os 568 fragmentos florestais presentes na área de estudo, verificou-se que 109 deles não estão inseridos em nenhuma das classes potenciais. O mapeamento do potencial para a criação de RPPNs sobre os 459

fragmentos florestais, identificou a existência de 511 áreas, distribuídas nas três classes (Alto, Médio e Baixo) analisadas (Figura 34).

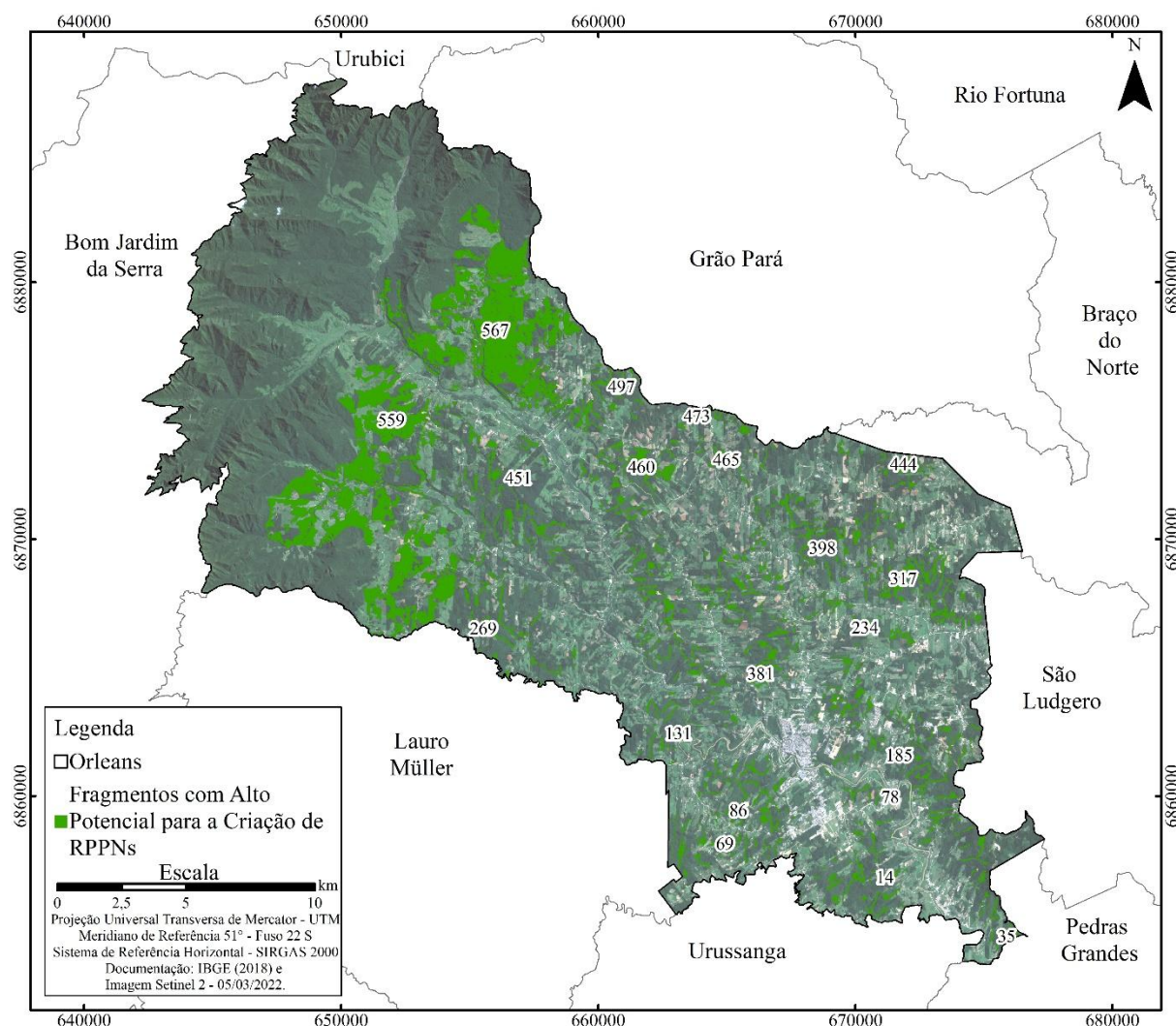
Figura 34 - Potencial para a criação de RPPNs por fragmento florestal



Fonte: Autora (2023).

As áreas classificadas com “Alto potencial” estão distribuídas em 20 fragmentos florestais, caracterizados por serem muito grandes em tamanho, ou seja, acima de 100 ha (Figura 35). No entanto, isso não significa que toda a extensão do fragmento apresenta alto potencial, visto que há uma variação entre 75,07% e 15,07% da área do fragmento aptas para a criação de RPPNs.

Figura 35 - Fragmentos florestais com alto potencial para a criação de RPPNs



Fonte: Autora (2023).

Entre as áreas de fragmentos com alto potencial, destacam-se duas, que fazem parte dos maiores remanescentes florestais da área em estudo, identificados pelos números 567 e 559. Ambos fragmentos têm potencial para criação de RPPNs em 75,07% (1.727,63 ha) e 63,08% (1.980,13), respectivamente, da sua extensão (Tabela 9). Além disso, tais fragmentos possuem extensões muito maiores, visto que continuam para além da área de estudo, nos limites dos PNSJ e PESF.

Tabela 9 - Áreas dos fragmentos florestais com alto potencial para a criação de RPPNs

Número do fragmento	Área do fragmento (ha)	Área potencial (ha)	Área proporcional (%)
567	2.301,22	1.727,63	75,07
559	3.138,95	1.980,13	63,08

Número do fragmento	Área do fragmento (ha)	Área potencial (ha)	Área proporcional (%)
473	101,89	35,38	34,72
460	497,60	169,51	34,07
465	144,23	41,30	28,64
317	664,05	179,41	27,02
234	137,67	36,83	26,75
451	115,34	29,78	25,82
497	105,12	26,13	24,86
398	759,93	180,66	23,77
444	223,33	49,33	22,09
381	1737,05	381,29	21,95
35	205,37	39,71	19,34
78	146,60	27,38	18,67
131	291,77	53,26	18,25
86	716,14	129,51	18,08
69	412,51	73,77	17,88
185	1457,85	259,37	17,79
269	630,59	97,93	15,53
14	758,32	114,29	15,07

Fonte: Autora (2023).

Conforme descrito no Capítulo 3, os fragmentos muito grandes, apesar das formas complexas, são os que apresentam o menor grau de isolamento (70,76 metros) e maior índice de área núcleo (68,52%). Essas características permitem melhorar o fluxo de fauna e de sementes, além de constituírem um habitat essencial para espécies com maiores exigências ecológicas (Metzger, 2006; Massoli; Statella; Santos, 2016).

Em razão das diversas e complexas características biofísicas do ambiente, é possível que um mesmo fragmento possa conter áreas com diferentes potenciais para a criação de RPPNs. Neste caso, 17 fragmentos da classe “Alto”, também apresentam “Médio potencial”, como naqueles identificados pelos números 567, 569, 497, 460, 451, 444, 398, 317, 269, 234, 185, 131, 86, 78, 69, 35 e 14.

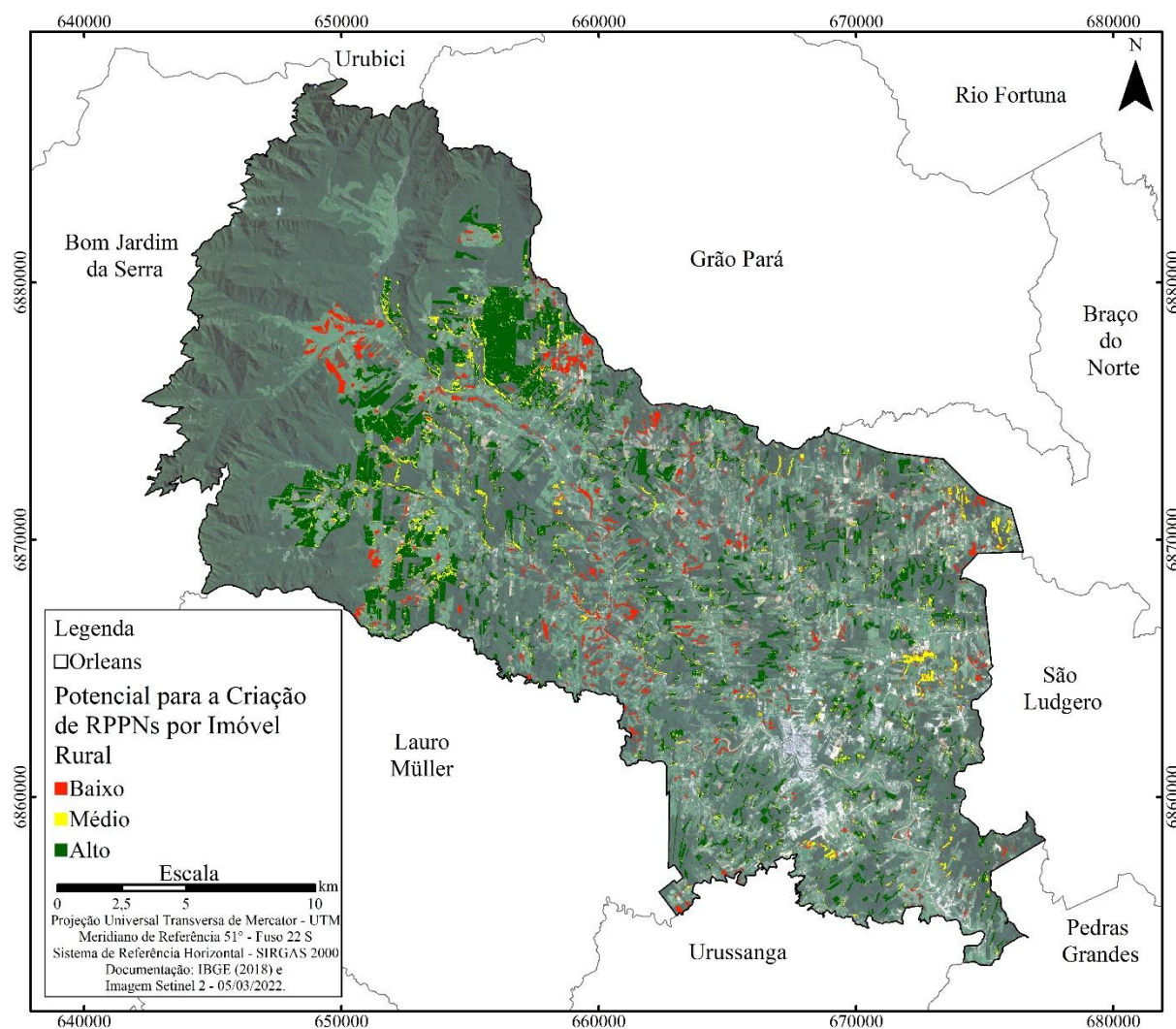
No total, foram identificadas 32 áreas com “Médio potencial”, que variam entre 37,60% e 2,06% da sua extensão total. Assim como as áreas com alto potencial, elas estão

concentradas nas proximidades dos parques e em algumas manchas na porção leste do município, onde a declividade é maior.

A maior parte das áreas com baixo potencial para a criação de RPPNs está localizada em fragmentos que apresentam menor tamanho ou ocupam pequenas porções de fragmentos maiores que, por muitas vezes, compõem a classe “Alto” e “Médio”. Ao todo são 459 fragmentos, sendo que em 385 delas, a área potencial é inferior a 5 ha. Elas estão distribuídas por todo o território do município, com destaque para a região oeste e central.

Ao sobrepor o CAR às áreas potenciais, foram identificados 2.132 imóveis rurais com algum tipo de potencial para criação de RPPNs na área de estudo, cujos tamanhos variam entre 458,83 ha até menores que 1 ha, totalizando 4.414 áreas (Figura 36). Dessas áreas, 3.862 (87,50%) são menores que três hectares. Conforme o estudo de Crouzeilles *et al.* (2015), presume-se que a área mínima necessária para a persistência de espécies com baixa e alta capacidade de dispersão em fragmentos florestais ao longo do tempo, deve ser pelo menos 3 e 500 ha, respectivamente.

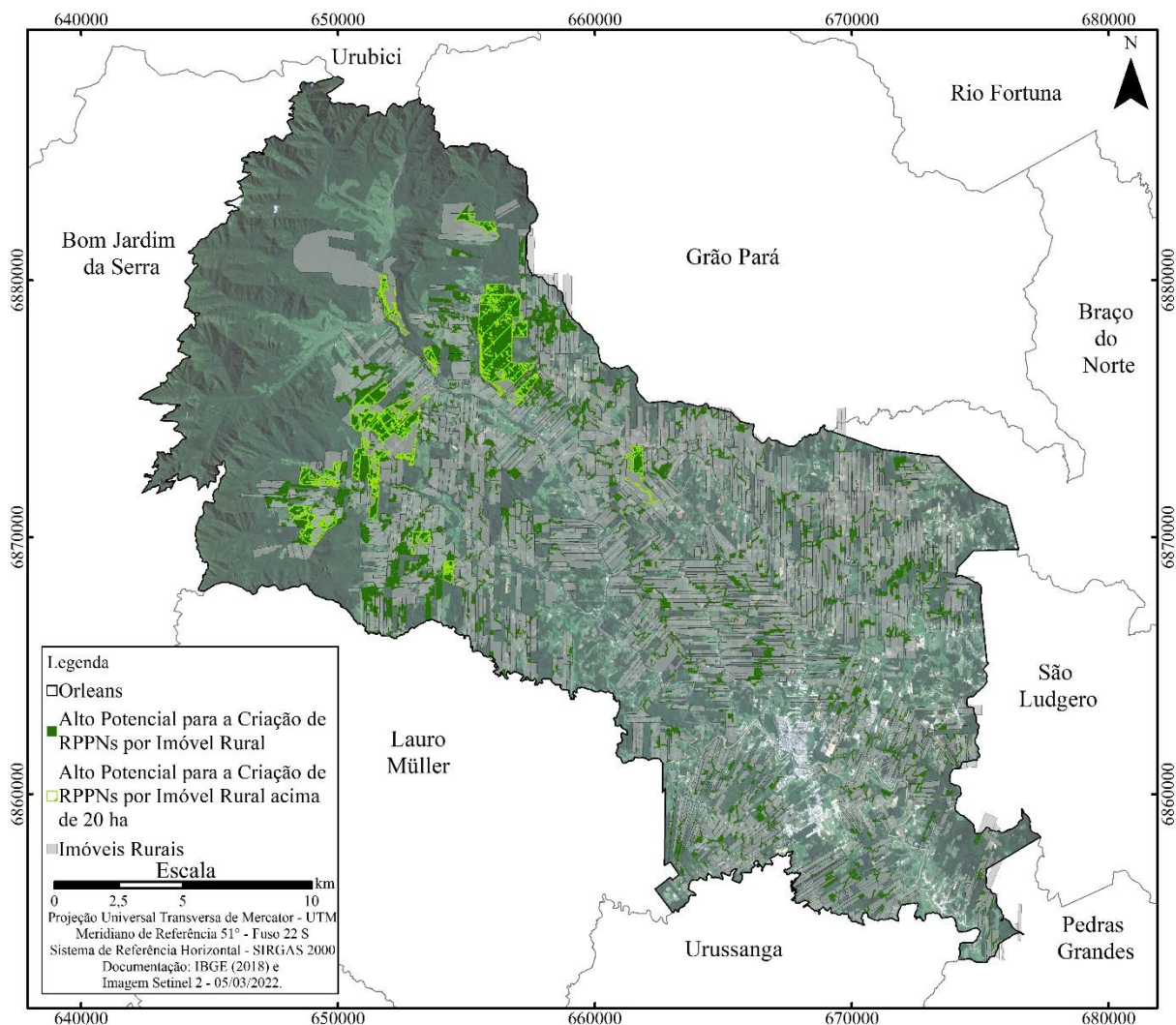
Figura 36 - Potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans



Fonte: Autora (2023).

Ao todo, 1.518 imóveis rurais apresentaram áreas com alto potencial para criação de RPPNs em seus limites, totalizando 4.677,09 ha. Entre eles, 24 apresentam condições de criarem RPPNs acima de 20 hectares (Figura 37 e Tabela 10). Esse valor é superior ao tamanho médio de 14,48 ha dos imóveis presentes no município.

Figura 37 - Áreas com alto potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural acima de 20 hectares



Fonte: Autora (2023).

Tabela 10 – Imóveis com alto potencial para a criação de RPPNs acima de 20 hectares

Identificação do Imóvel	Área do imóvel (ha)	Área de alto potencial no imóvel (ha)	Área de alto potencial no imóvel (%)
2096	519,45	458,83	88,33
2092	243,71	131,47	53,94
373	134,01	72,95	54,43
965	173,41	46,75	26,96
1988	78,81	45,20	57,35
524	49,66	39,93	80,40
1827	149,75	35,33	23,59

Identificação do Imóvel	Área do imóvel (ha)	Área de alto potencial no imóvel (ha)	Área de alto potencial no imóvel (%)
1864	553,80	33,99	6,13
1965	49,13	33,82	68,83
1603	38,25	29,97	78,35
468	55,38	29,46	53,20
1600	41,85	28,98	69,23
2013	30,57	28,40	92,92
1202	40,15	28,24	70,34
1860	48,22	25,60	53,08
1933	40,05	25,27	63,11
1560	60,49	25,03	41,38
1306	44,20	24,92	56,38
1383	60,47	24,83	41,07
1220	39,99	24,05	60,14
1254	55,54	23,52	42,36
1271	76,80	22,40	29,17
1019	34,31	20,51	59,79
637	35,58	20,06	56,39

Fonte: Autora (2023).

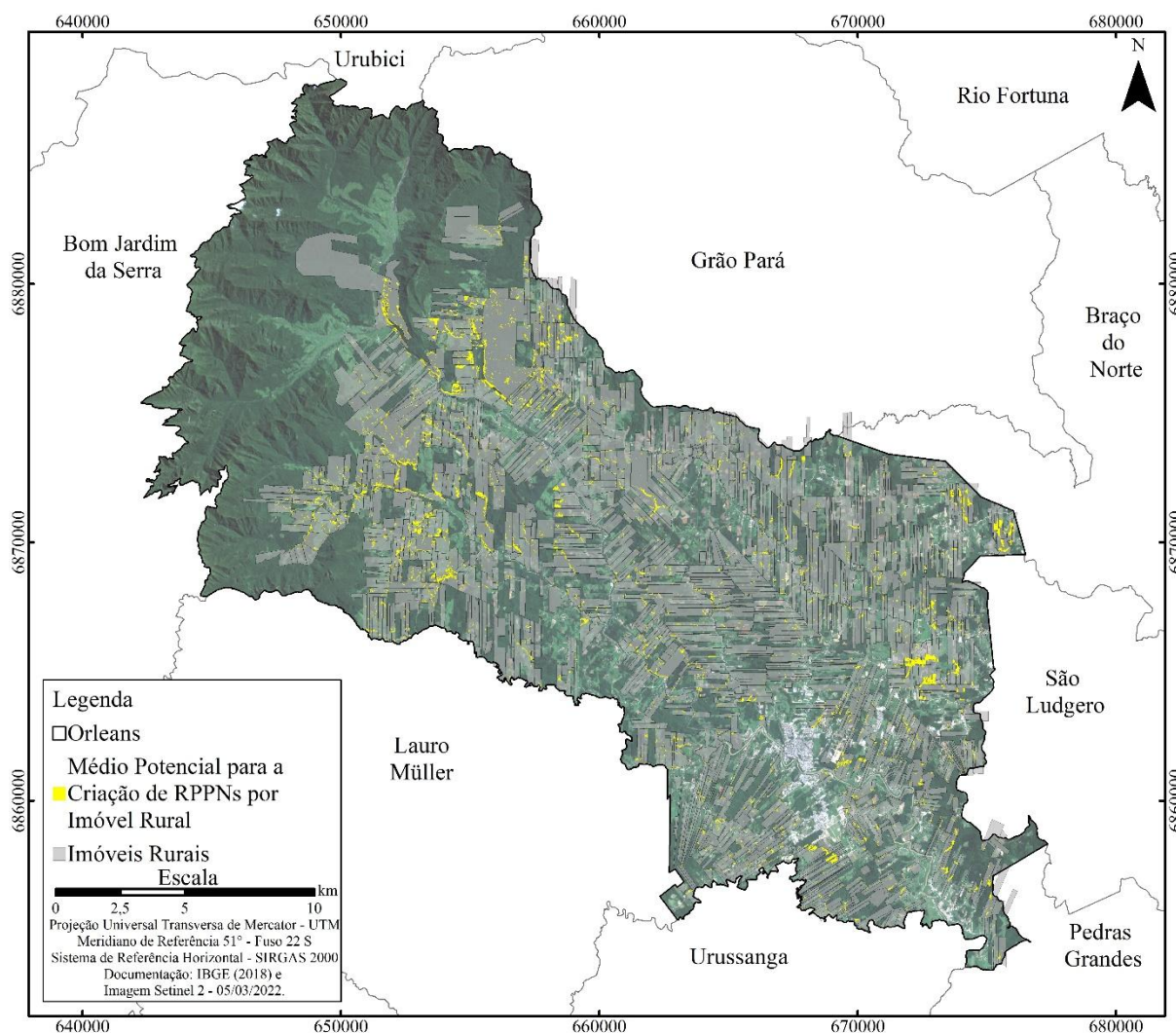
Neste cenário, destacam-se dois imóveis, sendo que um apresenta alto potencial de criação de RPPN em 458,83 ha, o que representa 88,33% da área total do imóvel, enquanto o outro tem potencial para uma RPPN em 131,47 ha, ocupando 53,94 % da sua extensão total. Esses imóveis estão concentrados nas proximidades dos parques e inseridos em suas respectivas zonas de amortecimento, dispostos sobre grandes fragmentos florestais. Tais fragmentos possuem continuidade para além dos limites do imóvel, adentrando nos territórios dos parques e, portanto, localizados em áreas protegidas.

A possibilidade do estabelecimento de futuras RPPNs nesses 24 imóveis permitirá a criação de corredores ecológicos, estendendo a preservação da biodiversidade para fora dos limites das UCs já existentes. Os corredores ecológicos possibilitarão conexões de habitats, reduzirão a fragmentação e facilitarão a dispersão de muitas espécies (Wolfhard; Raedig, 2018), além de contribuir com a manutenção de populações que demandam por áreas com maior extensão territorial (Brasil, 2000).

Outro aspecto importante que deve ser considerado está na relação da área proporcional dos imóveis com alto potencial para a criação de RPPNs. Dos 1.518 imóveis identificados nesta classe, em 425 deles, a área de alto potencial é superior a 20% do imóvel, ou seja, a área mínima definida por lei para a Reserva Legal no bioma da Mata Atlântica. A RL promove a conservação da biodiversidade, abrigando e protegendo fauna silvestre e a flora nativa (BRASIL, 2012). Além disso, elas atenuam efeitos climáticos negativos, contribuem para a sobrevivência de espécies ameaçadas de extinção, além de controlar a erosão e a recarga hídrica, e manter aspectos cênico-paisagísticos (Campos; Costa Filho; Nardine, 2002; Metzger *et al.*, 2010; Sparovek, 2012; Silva; Ranieri, 2014). Neste caso, é possível criar uma RPPN e sobrepô-la total ou parcialmente a RL, visto que a primeira é mais restritiva que a segunda.

Na classe de médio potencial por imóvel rural, foram identificadas 1.626 áreas (1.147,21 ha), sendo 1.441 (88,62%) também estão situadas em imóveis que apresentaram alto potencial. Com algumas exceções na porção leste e central do município, os demais imóveis com potencial médio estão concentrados na região oeste do município (Figura 38). Os valores de área desta classe são menores, atingindo o máximo de 27,07 ha, mas com variação de percentual entre 87,88% até menos que 1 ha do imóvel, sendo que em 56 deles é superior a 20%.

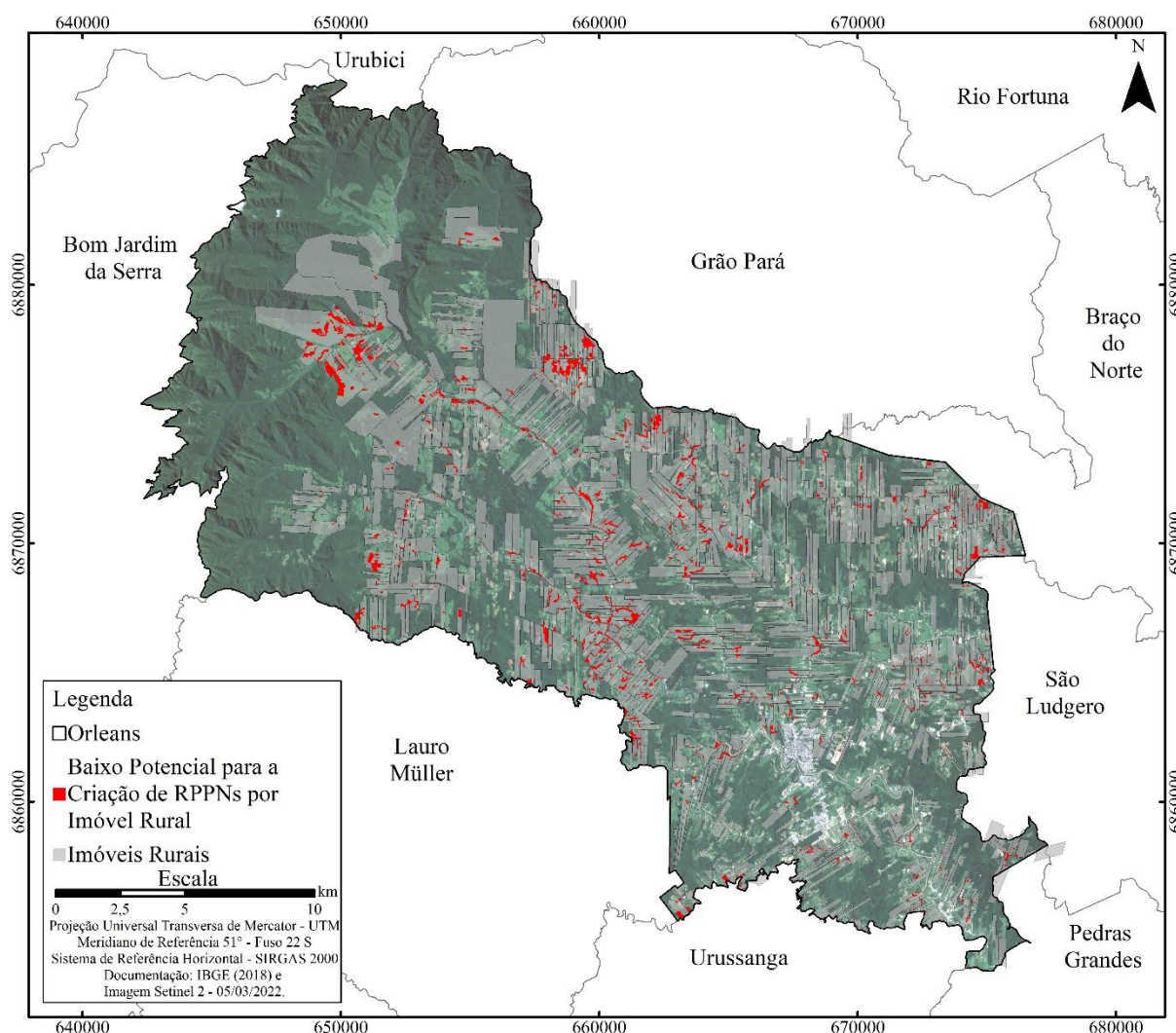
Figura 38 - Áreas com médio potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans



Fonte: Autora (2023).

Na classe com baixo potencial para criação de RPPN por imóvel, foram identificadas 1.270 áreas, totalizando 1.052,26 ha, localizadas, principalmente, na porção central do município (Figura 39). A classe de baixo potencial é representada por áreas muito pequenas, sendo que 77,48% delas são menores que 1 ha, mas que podem chegar a 29,48 ha do imóvel.

Figura 39 - Áreas com baixo potencial para a criação de RPPNs por imóvel rural no município de Orleans



Fonte: Autora (2023).

Diversas áreas com baixo potencial estão dispostas sobre os imóveis rurais caracterizadas por formas estreitas e alongadas, acompanhando os cursos de água. Muitas delas são compostas por matas ciliares, portanto incluídas em APP. A vegetação próxima aos rios fornece uma série de funções eco-hidrológicas (Tambosi *et al.*, 2015) e, habitats para um grande número de espécies, como anfíbios, peixes, aves, mamíferos e insetos (Casatii, 2010; Freitas, 2010; Galetti *et al.*, 2010; Loch *et al.*, 2013). Assim, é possível utilizar as matas ciliares na formação de corredores ecológicos, conectando as áreas protegidas dos parques as futuras RPPNs.

O mapeamento mostrou que 65,60% (2.896) das áreas apresentam médio ou baixo potencial para criação de RPPNs sobre os imóveis rurais. Tal condição está relacionada a presença de fragmentos florestais em estágio sucessional médio de regeneração, que

futuramente poderão melhorar suas condições ambientais. Assim, essas áreas não devem ser descartadas, visto que o Artigo 11 do Decreto nº 5.746/2006 permite a criação de RPPNs em áreas voltadas para a recuperação ambiental, desde que não ultrapassem o limite de até 30% da UC.

Apesar de as classes média e baixa dos imóveis rurais apresentarem uma área potencial menor em comparação com a classe alta, um grupo de pequenas RPPNs pode formar corredores de biodiversidade e mosaicos, possibilitando a conectividade com UCs públicas, como os parques. Dessa forma, essas futuras RPPNs podem proporcionar caminhos de acesso e dispersão para as espécies, desempenhando um papel de ligação entre as áreas, promovendo um aumento na diversidade.

6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conservação da biodiversidade é um desafio constante e de extrema importância na atualidade, sendo que as RPPNs podem desempenhar um papel fundamental na proteção de áreas naturais e na preservação de espécies ameaçadas. Nesse contexto, o desenvolvimento deste Framework para identificação de áreas para criação de RPPNs se mostra como uma ferramenta valiosa capaz de auxiliar nesse processo.

Os critérios utilizados para classificar as áreas prioritárias em alto, médio e baixo foram selecionados, buscando englobar diferentes aspectos ambientais. A presença de fragmentos florestais desempenha um papel fundamental nesse processo, uma vez que são habitats da fauna e flora local, promovendo a conexão entre diferentes espécies.

Ao se considerar os imóveis rurais na classificação das áreas prioritárias, pôde-se incluir os proprietários rurais nos esforços de conservação. O estudo mostrou que alguns imóveis apresentam alto potencial para criarem RPPNs em áreas que passam dos 20 ha, enquanto outros podem aproveitar as áreas destinadas a Reserva Legal para estabelecerem este tipo de UC.

A maior parte das áreas dos imóveis apresentaram potencial médio ou baixo para a criação de RPPNs e com menor tamanho se comparado a classe alto. No entanto, um conjunto de pequenas RPPNs pode formar corredores de biodiversidade e mosaicos, que permitirão a conectividade com Unidades de Conservação (UCs) públicas, como os parques já existentes. Além disso, futuramente, muitas dessas áreas podem melhorar suas condições ambientais em razão regeneração criando condições para a criação de novas RPPNs.

Em estudos futuros, novos critérios podem ser acrescentados para uma identificação mais robusta das áreas prioritárias para criação de RPPNs. Por exemplo, a utilização de análises multitemporais do uso e cobertura do solo em torno dos remanescentes pode ser incluída na avaliação da vulnerabilidade das possíveis áreas prioritárias às ameaças dinâmicas. Além disso, podem ser adicionados dados de distribuição de espécies, visto que até a conclusão desta pesquisa, não havia, para a área em estudo, disponibilidade de publicações, não sendo possível utilizá-los nesta análise.

É importante ressaltar que a inclusão de novos critérios e a atualização dos dados são aspectos essenciais para aprimorar a precisão e a eficácia do processo de identificação e priorização de áreas para criação de RPPNs. À medida que novas informações se tornarem disponíveis, é recomendado que sejam incorporados à análise, a fim de garantir uma abordagem mais abrangente e atualizada. Essas considerações visam melhorar a qualidade e a confiabilidade do Framework, permitindo que uma tomada de decisões relacionadas à conservação e proteção do meio ambiente seja embasada em informações sólidas e atualizadas.

Por fim, espera-se que esse estudo possa compor o Plano de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do município de Orleans, complementando as análises já realizadas para a elaboração do documento, auxiliando na conservação da biodiversidade e dos ecossistemas locais.

7. CONCLUSÃO

Ao longo dos capítulos, as questões presentes no início da pesquisa, procuraram ser respondidas. Nesta sessão pretende-se apresentar um desfecho final referente aos questionamentos e apontar perspectivas para a continuidade de estudos futuros com a priorização de áreas para a criação de RPPNs.

Em relação a conservação em terras privadas em escala mundial, houve um grande aumento de PPAs, principalmente após a realização das conferências ambientais e dos congressos mundiais de parques promovidos pela IUCN. O crescimento dessas áreas contribui com a proteção da biodiversidade, incluindo o setor privado na conservação da natureza. Contudo, ainda é necessário maior envolvimento dos países no reconhecimento das PPAs e na alimentação dos dados do WDPA, como forma de melhorar o entendimento sobre a rede de áreas protegidas mundial.

No Brasil, conservação em terras privadas vem ganhando força com a criação das RPPNs. Embora tenha avançado em número e em área, esta categoria de UC permanece mal distribuída pelo território brasileiro, visto que há maior concentração nos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado. Por isso, torna-se necessário a busca por parcerias, para ampliar a representatividade das RPPNs nos demais biomas brasileiros e Ecossistema Costeiro. Além disso, destaca-se a importância de elaborar e implantar o plano de manejo, pois a inexistência deste documento fragiliza os objetivos de uma RPPN.

Embora a Mata Atlântica apresente o maior número de RPPNs, o histórico de ocupação do território, resultou no alto grau de fragmentação. Por meio da aplicação de métricas de paisagem, constatou-se que no município de Orleans (SC), a situação é semelhante ao que ocorre no Brasil, maior parte dos fragmentos florestais possuem área inferior a 5 ha, com formas mais regulares. Contudo, em razão da pequena extensão territorial estão mais sujeitos aos efeitos de borda, muitas vezes sem presença de área núcleo, porém ainda são importantes na manutenção da conectividade entre os demais fragmentos florestais.

Ainda aplicando as métricas de paisagem, os resultados mostraram que os fragmentos grandes e muito grandes possuem formatos mais irregulares, mas que em razão da extensão territorial, apresentaram elevados percentuais de sua área total situada em área núcleo, o que releva um melhor grau de conservação. Desta forma, são importantes na criação de áreas protegidas, incluindo corredores ecológicos ou unidades de conservação.

Em relação a aplicação do NDVI sobre os estágios secundários de regeneração, foram identificados os fragmentos de florestas maduras ou que estão em estágios mais

avançados de regeneração, que possivelmente abrigam maior biodiversidade e, portanto, mais aptos a serem protegidos. Ressalta-se também, que as florestas secundárias em processo de regeneração, desempenham um papel crucial na conservação da Mata Atlântica. Com o tempo, essas florestas são capazes de atingir níveis semelhantes às florestas primárias, assumindo assim a responsabilidade pela preservação e gestão da biodiversidade. Desta forma, é possível direcionar os esforços e os investimentos em ações de restauração e proteção dessas áreas, garantindo a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Com base nesses resultados, foi desenvolvido um Framework que permitiu identificar áreas potenciais para a criação de RPPNs no município de Orleans. Esse Framework, ao considerar critérios como tamanho dos fragmentos e estado da vegetação, pode auxiliar gestores públicos e privados na tomada de decisões estratégicas para a conservação da biodiversidade e a redução da fragmentação florestal.

Os resultados obtidos nesta pesquisa são importantes significativamente para o campo da conservação ambiental, fornecendo uma abordagem metodológica eficiente e prática para priorizar áreas para a criação de RPPNs. Além disso, o estudo destaca a importância das áreas protegidas privadas como complemento às unidades de conservação públicas, promovendo a conservação da biodiversidade em diferentes contextos.

A criação de RPPNs desempenha um papel fundamental na contribuição para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas, especialmente o objetivo de número 15, que trata da vida terrestre. O objetivo 15 tem como objetivo principal proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, incluindo a gestão sustentável das florestas, o combate à desertificação, a reversão da manipulação da terra e a prevenção da perda de biodiversidade.

No entanto, é importante ressaltar que esta pesquisa possui algumas limitações. Por exemplo, a aplicação do Framework foi restrita ao município de Orleans, portanto, estudos futuros podem expandir a abrangência geográfica e testar a eficácia do Framework em diferentes regiões. Além disso, outros critérios e metodologias podem ser inseridos e adaptados, como forma de aprimorar a realidade local, visto que Framework desenvolvido tem uma estrutura, mas é aberto a inúmeras possibilidades, sendo que o mais importante é atingir o objetivo proposto.

Outro ponto importante foi a ausência de dados relacionados a distribuição de espécies e imagens de melhor resolução espacial. Neste último, sugere-se em futuras aplicações, a utilização de imagens LIDAR (*Light Detection and Ranging*), capazes de desempenhar papel importante na análise da biodiversidade da vegetação, fornecendo informações completas sobre

a estrutura tridimensional das florestas e outros tipos de vegetação. Essas informações são essenciais para a caracterização da vegetação, o mapeamento da cobertura do dossel, a identificação de espécies e diversidade, bem como o monitoramento de mudanças na vegetação ao longo do tempo.

Em suma, esta pesquisa representa um avanço no campo da conservação ambiental ao propor um arcabouço prático e eficiente para priorizar áreas potenciais para a criação de RPPNs. Espera-se que os resultados obtidos possam contribuir para a tomada de decisões estratégicas e a implementação de ações efetivas na conservação da biodiversidade, auxiliando na redução da fragmentação florestal e na proteção dos ecossistemas naturais.

REFERÊNCIAS

- ACHARYA, Ram Prasad; MARASENI, Tek; COCKFIELD, Geoff. Global trend of forest ecosystem services valuation – An analysis of publications. **Ecosystem Services**, [S.L.], v. 39, p. 1-11, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100979>.
- ADAMS, William M.. Geographies of conservation III: nature's spaces. **Progress In Human Geography**, [S.L.], v. 44, n. 4, p. 789-801, 20 mar. 2019. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0309132519837779>.
- ADLER, Matheus. **Sisema e MPMG assinam acordo com a Vale para criação de áreas verdes de proteção**. 2022. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3647-sisema-e-mpmg-assinam-acordo-com-a-vale-para-criacao-de-areas-verdes-de-protecao>. Acesso em: 04 dez. 2022.
- AGAREZ, Fernando Vieira; VICENS, Raúl Sánchez; CRUZ, Carla Madureira; NOGUEIRA, Cláudia Romaneli; GARAY, Irene. Utilização de Índice de vegetação na classificação integrada de fragmentos florestais em Mata Atlântica de Tabuleiros no Município de Sooretama, ES. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: INPE, 2001. p. 1499-1507.
- ALBUQUERQUE, Lidiamar Barbosa de; SÁ, Flávia Nogueira; JORGE, Carolina L.. Critérios teóricos para priorizar áreas de conservação da biodiversidade: uma síntese. **Multitemas**, Campo Grande, n. 13, p. 121-141, 1998.
- ALMEIDA, Cristina Guilherme de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. (Dissertação de Mestrado em Gestão do Território) Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa-PR, 2008. 74p.
- ANACLETO, Teresa Cristina da Silveira; FERREIRA, Anamaria Achtschin; DINIZ FILHO, José Alexandre Felizola; FERREIRA, Laerte G.. Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 4, p. 437-443, dez. 2005.
- ANDRADE, Ádanna de Souza; RIBEIRO, Suezilde da Conceição Amaral; PEREIRA, Bruno Wendell de Freitas; BRANDÃO, Valter Vinícius Pereira. Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 406, 4 jun. 2020. Universidade Federal de Santa Maria.
- ANM - Agência Nacional de Mineração. **Anuário Mineral Brasileiro: principais substâncias metálicas**. Brasília: ANM, 2021.
- ARAUJO, Lucimar S.; KOMONEN, Atte; LOPES-ANDRADE, Cristiano. Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 191, p. 659-666, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.026>.
- ARAUJO, Marcos Antonio Reis. **Unidades de conservação no Brasil: da República à gestão de classe mundial**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2007. 272 p.

ARCHIBALD, Carla L.; BARNES, Megan D.; TULLOCH, Ayesha I.T.; FITZSIMONS, James A.; MORRISON, Tiffany H.; MILLS, Morena; RHODES, Jonathan R.. Differences among protected area governance types matter for conserving vegetation communities at risk of loss and fragmentation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 247, p. 108533, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108533>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; FAHRIG, Lenore; TABARELLI, Marcelo; WATLING, James I.; TISCHENDORF, Lutz; BENCHIMOL, Maíra; CAZETTA, Eliana; FARIA, Deborah; LEAL, Inara R.; MELO, Felipe P. L.. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 15 jun. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13535>.

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. **Associação Caatinga desenvolve projeto de conservação com Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza**. 2020. Disponível em: <https://www.acaatinga.org.br/associacao-caatinga-desenvolve-projeto-de-conservacao-com-fundacao-grupo-boticario-de-protecao-a-natureza/>. Acesso em: 18 nov. 2022.

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. **Projeto Caatinga Preservada - Resultados 2010 - 2012**. 2013. Disponível em: https://issuu.com/acaatinga/docs/acaatinga_e_mpx_-_2013-04_-_projeto. Acesso em: 18 nov. 2022.

AWADE, Marcelo; METZGER, Jean Paul. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, [S.L.], v. 33, n. 7, p. 863-871, nov. 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>.

BARRETTO, Eduardo Hortal Pereira; CATHARINO, Eduardo Luís Martins. Florestas maduras da região metropolitana de São Paulo: diversidade, composição arbórea e variação florística ao longo de um gradiente litoral-interior, estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, [S.L.], v. 42, n. 3, p. 445-469, set. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-72/2014>.

BARROS, Fabiana Abreu de. **Efeito de borda em fragmentos de floresta montana, Nova Friburgo, RJ**. 2006. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L.. **Ecology From Individuals to Ecosystems**. 4. ed. [S.L.]: Blackwell Publishing, 2006. 759 p.

BENÍTEZ-MALVIDO, Julieta; DÁTTILO, Wesley; MARTÍNEZ-FALCÓN, Ana Paola; DURÁN-BARRÓN, César; VALENZUELA, Jorge; LÓPEZ, Sara; LOMBERA, Rafael. The Multiple Impacts of Tropical Forest Fragmentation on Arthropod Biodiversity and on their Patterns of Interactions with Host Plants. **Plos One**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 1-15, 5 jan. 2016. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0146461>.

BENSUSAN, Nurit. Diversidade e unidade: um dilema constante: uma breve história da ideia de conservar a natureza em áreas protegidas e seus dilemas. In: BENSUSAN, Nurit; PRATES, Ana Paula (org.). **A diversidade cabe na unidade?: áreas protegidas no Brasil**. Brasília: IEB, 2014. Cap. 1. p. 30-81.

BERNARDES, Aline Tristão. **Establishment of Private Natural Heritage Reserves (RPPNS) in the Brazilian Cerrado**. 2006. 36 p.

BERNSTEIN, John; MITCHELL, Brent A.. Land trusts, private reserves and conservation easements in the United States. **Parks**, Gland, Suíça, v. 15, n. 2, p. 48-60, 2005.

BERTZKY, Bastian; CORRIGAN, Colleen; KEMSEY, James; KENNEY, Siobhan; RAVILIOUS, Corinna; BESANÇON, Charles; BURGESS, Neil. **Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas**. IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, UK, 2012.

BERVEGLIERI, Adilson; IMAI, Nilton N.; CHRISTOVAM, Luiz E.; GALO, Maria L.B.T.; TOMMASELLI, Antonio M.G.; HONKAVAARA, Eija. Analysis of trends and changes in the successional trajectories of tropical forest using the Landsat NDVI time series. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [S.L.], v. 24, p. 100622, nov. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100622>.

BETTS, Matthew G.; WOLF, Christopher; RIPPLE, William J.; PHALAN, Ben; MILLERS, Kimberley A.; DUARTE, Adam; BUTCHART, Stuart H. M.; LEVI, Taal. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, [S.L.], v. 547, n. 7664, p. 441-444, jul. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nature23285>.

BINGHAM, Heather C.; BIGNOLI, Diego Juffe; LEWIS, Edward; MACSHARRY, Brian; BURGESS, Neil D.; VISCONTI, Piero; DEGUIGNET, Marine; MISRACHI, Murielle; WALPOLE, Matt; STEWART, Jessica L.. Sixty years of tracking conservation progress using the World Database on Protected Areas. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 5, p. 737-743, 15 abr. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0869-3>.

BINGHAM, Heather C.; FITZSIMONS, James A.; MITCHELL, Brent A.; REDFORD, Kent H.; STOLTON, Sue. Privately Protected Areas: missing pieces of the global conservation puzzle. **Frontiers In Conservation Science**, [S.L.], v. 2, p. 1-5, 14 out. 2021. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fcsc.2021.748127>.

BINGHAM, Heather; FITZSIMONS, James A.; REDFORD, Kent H.; MITCHELL, Brent A.; BEZAURY-CREEL, Juan; CUMMING, Tracey L.. Privately protected areas: advances and challenges in guidance, policy and documentation. **Parks**, v. 23, n. 1, p. 13-28, 2017.

BONFIM, Fernando C.G.; CORDEIRO, Paulo H.C.; PERES, Carlos A.; CANALE, Gustavo R.; BERNARDO, Christine S.S.. Combining modeling tools to identify conservation priority areas: a case study of the last large-bodied avian frugivore in the atlantic forest. **Global Ecology And Conservation**, v. 17, p. 1-13, jan. 2019.

BORBA, André W.; SELL, Jaciele C.. A geodiversidade do Pampa Gaúcho e suas implicações para os problemas e as potencialidades ambientais da região. In: TEIXEIRA BORRINI-FEYERABEND, Grazia; DUDLEY, Nigel; JAEGER, Tilman; LASSEN, Barbara; BROOME, Neema Pathak; PHILLIPS, Adrian; SANDWITH, Trevor. **Governança de Áreas Protegidas: da compreensão à ação**. Gland, Suíça: IUCN, 2017. 144 p.

BOSCOLO, Danilo; METZGER, Jean Paul. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, [S.L.], v. 34, n. 6, p. 1018-1029, 7 mar. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06763.x>.

BOTELHO, Rosangela Garrido Machado; CLEVELÁRIO JÚNIOR, Judicael. Recursos naturais e questões ambientais. In: FIGUEIREDO, Adma Hamam de (org.). **Brasil: uma visão geográfica e ambiental no início do século XXI**. Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de Geografia, 2016. p. 138-318.

BOTEQUILHA-LEITÃO, André; GUIOMAR, Nuno. Padrões da paisagem. In: RIBEIRO, Sônia M. Carvalho; BOSCOLO, Danilo; CIOCHETTI, Giordano; FIRMINO, Ana; GIOMAR, Nuno (org.). **Ecologia da paisagem no contexto luso-brasileiro: volume 1**. Curitiba: Appris, 2021. Cap. 2.2. p. 83-111.

BRASIL. Decreto nº 5.746, de 05 de abril de 2006. **Regulamenta o art. 21 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Brasília, 2006.

BRASIL. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica.

BRASIL. Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 2000.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências.

BRASIL. Lei nº 11428, de 22 de dezembro de 2006. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências**. Brasília, 2006.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis Nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as leis Nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a medida provisória Nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências**. Brasília, 2012.

BRITO, Maria Cecilia Wey de. **Unidades de conservação: intenções e resultados**. São Paulo: FAPESP, 2003. 230 p.

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, fev. 1990. <https://doi.org/10.1017/s0266467400003989>.

BU, Wensheng; ZANG, Runguo; DING, Yi. Field observed relationships between biodiversity and ecosystem functioning during secondary succession in a tropical lowland rainforest. **Acta Oecologica**, [S.L.], v. 55, p. 1-7, fev. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2013.10.002>.

BUCKLEY, Ralf. Evaluating the net effects of ecotourism on the environment: a framework, first assessment and future research. **Journal of Sustainable Tourism**, [S.L.], v. 17, n. 6, p. 643-672, 5 nov. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09669580902999188>.

CABRAL, Nájila Rejane Alencar Julião; SOUZA, Marcelo Pereira de. **Área de proteção ambiental: planejamento e gestão de paisagens protegidas**. São Carlos: RiMa, 2002. 154 p.

CALDEIRA, Marcos Vinicius Winckler; VITORINO, Marcelo Diniz; SCHAADT, Suélen Schramm; MORAES, Eclair; BALBINOT, Rafaelo. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, [s. l], v. 1, n. 29, p. 53-68, 2008.

CALEGARI, Leandro; MARTINS, Sebastião Venâncio; GLERIANI, José Marinaldo; SILVA, Elias; BUSATO, Luiz Carlos. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871-880, out. 2010.

CAMARGOS, Lourdes Manresa; MOURA, Ana Clara Mourão; REZENDE, Christian. Análise Multicritérios na Identificação de Classificação de Importância Hídrica no Quadrilátero Ferrífero – MG. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 43, n. 3, p. 23-34, 30 set. 2020.

CAMPOS, João Batista; COSTA FILHO, Lysias Vellozo da; NARDINE, Maria Mercedes. Recuperação da reserva legal e a conservação da biodiversidade. **Cadernos da Biodiversidade**, v. 3, n. 1, p. 1-3, 2002.

CAPELLESSO, Elivane Salete; ROSA, Carolina Machado da; MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; MARQUES, Renato; MARQUES, Marcia C.M.. Habitat amount is a driver for biodiversity, but not for the carbon stock in post-logging natural regenerating areas in Tropical Atlantic Forest. *Biological Conservation*, [S.L.], v. 273, p. 1-9, set. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109673>.

CARDOSO, Fernanda C. G.; CAPELLESSO, Elivane S.; BRITEZ, Ricardo Miranda de; INAGUE, Gabriel; MARQUES, Marcia C. M.. Landscape conservation as a strategy for recovering biodiversity: lessons from a long :term program of pasture restoration in the southern atlantic forest. **Journal Of Applied Ecology**, [S.L.], v. 59, n. 9, p. 2309-2321, 25 jul. 2022. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14240>.

CARVALHO, Antônio F.; LAMA, Marco Antonio del. Predicting priority areas for conservation from historical climate modelling: stingless bees from atlantic forest hotspot as a case study. **Journal Of Insect Conservation**, v. 19, n. 3, p. 581-587, 30 maio 2015.

CASAS, Grasiela; DARSKI, Bianca; FERREIRA, Pedro M. A.; KINDEL, Andreas; MÜLLER, Sandra C.. Habitat Structure Influences the Diversity, Richness and Composition of Bird Assemblages in Successional Atlantic Rain Forests. **Tropical Conservation Science**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 503-524, mar. 2016. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/194008291600900126>.

CASATTI, Lilian. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 31-34, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032010000400002>.

CASTILHOS, Zélia Maria de Souza; JACQUES, Aino Victor Ávila (ed.). **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. Cap. 2. p. 26-41.

CASTRO JÚNIOR, Evaristo de; COUTINHO, Bruno Henrique; FREITAS, Leonardo Esteves de. Gestão da biodiversidade e áreas protegidas. In: GUERRA, Antonio José Teixeira; COELHO, Maria Célia Nunes (org.). **Unidades de conservação: abordagens e características geográficas**. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. Cap. 1. p. 25-65.

CEPF (Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos). **Reservas Privadas no Cerrado**. 2022. Disponível em: <https://cepfcerrado.iieb.org.br/projeto/reservas-privadas-no-cerrado/>. Acesso em: 18 nov. 2022.

CHEN, Li; FAN, Min; WANG, Qing. Spatial priority conservation areas for vegetation habitat across the Upper Reaches of Min River located in Sichuan Province, China. **Global Ecology And Conservation**, v. 17, p. 1-13, jan. 2019.

CLEMENTS, Hayley; SELINSKE, Matthew; ARCHIBALD, Carla; COOKE, Benjamin; FITZSIMONS, James; GROCE, Julie; TORABI, Nooshin; HARDY, Mathew. Fairness and Transparency Are Required for the Inclusion of Privately Protected Areas in Publicly Accessible Conservation Databases. **Land**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 96, 13 ago. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/land7030096>.

CNRPPN. Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural. **Painel de indicadores CNRPPN**. 2022. Disponível em: <https://datastudio.google.com/u/0/reporting/0B_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k>. Acesso em: 03 out 2022.

CNRPPN. **Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN**. 2023. Disponível em: https://lookerstudio.google.com/u/0/reporting/0B_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k. Acesso em: 01 jul. 2023.

CNUC. **Painel Unidades de Conservação Brasileiras**. 2022. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMGNmMGY3NGMtNWZlOC00ZmRmLWExZWItNTNiNDhkZDg0MmY4IiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTZkMzgtM2M1NTBjY9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827>. Acesso em: 19 nov. 2022.

COELHO, Micaela Silva; PEREIRA, José Diogenes Alves; LUCENA, Mycarla Míria Araújo de; SILVA, Rosilene Agra da; OLIVEIRA, Iaponira Sales de; ARAÚJO, Janny Eyry Farias Souza de. Sensoriamento remoto aplicado em área de caatinga como subsídios para conservação da biodiversidade. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 12, n. 5, p. 159-166, 28 mar. 2021. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0014>.

COELHO, Samuel; CARDOSO-LEITE, Eliana; CASTELLO, Ana Carolina Devides. Composição florística e caracterização sucessional como subsídio para conservação e manejo do PNMCBio, Sorocaba - SP. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 331-344, 31 mar. 2016. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509821125>.

COLMAN, Carina Barbosa; GUERRA, Angélica; ROQUE, Fabio de Oliveira; ROSA, Isabel M.D.; OLIVEIRA, Paulo Tarso Sanches de. Identifying priority regions and territorial planning strategies for conserving native vegetation in the Cerrado (Brazil) under different scenarios of land use changes. **Science of the Total Environment**, [S.L.], v. 807, p. 150998, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150998>.

CONAMA. Resolução nº 004, de 04 de maio de 1994. **Definir a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica em cumprimento ao disposto no artigo 6º. do Decreto 750, de 10 de fevereiro de 1993, na Resolução CONAMA nº. 10, de 01 de outubro de 1993, e a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Estado de Santa Catarina.** Brasília, 1994.

CONAMA. Resolução nº 388, de 23 de julho de 2007. **Dispõe sobre a convalidação das resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no Art. 4º § 10 da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** Brasília, 2007.

Conservation Biology, v. 32, n. 1, p. 127-134, 16 nov. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12970>.

CORRÊA, Letícia Ramires; FOLLMANN, Fernanda; FOLETO, Eliane; COSTA, Francisco da Silva; VIERA, António. O papel dos privados na gestão de áreas protegidas: o caso da Fundação Mo'ã na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estadual Mo'ã/Brasil e da Irmandade da Penha no Monte da Penha/Portugal. **Got - Journal of Geography And Spatial Planning**, [S.L.], n. 21, p. 188-207, 30 jun. 2021. CEGOT - Center of Studies on Geography and Spatial Planning. <http://dx.doi.org/10.17127/got/2021.21.008>.

CORREIA, Mônica Dorigo; SOVIERZOSK, Hilda Helena. **Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais.** Maceió: EDUFAL, 2005. 55 p.

COSTA, Anderson da Silva; LAMEIRA, Osmar Alves. O uso do NDVI derivado das imagens Pléiades na análise na estrutura da vegetação em dois fragmentos florestais. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 1-11, 14 jan. 2022. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i1.24170>.

CROFTS, Roger; DUDLEY, Nigel; MAHON, Chris; PARTINGTON, Richard; PHILLIPS, Adrian; PRITCHARD, Stewart; STOLTON, Sue. **Putting Nature on the Map: A Report and Recommendations on the Use of the IUCN System of Protected Area Categorisation in the UK.** United Kingdom: IUCN National Committee UK, 2014.

CROUZEILLES, Renato; BEYER, Hawthorne L.; MILLS, Morena; GRELLE, Carlos E. V.; POSSINGHAM, Hugh P.. Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for atlantic forest mammals. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 21, n. 9, p. 1027-1037, 15 jul. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12349>.

CUESTA, Francisco; PERALVO, Manuel; MERINO-VITERI, Andrés; BUSTAMANTE, Macarena; BAQUERO, Francis; FREILE, Juan F.; MURIEL, Priscilla; TORRES-CARVAJAL, Omar. Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. **Neotropical Biodiversity**, v. 3, n. 1, p. 93-106, 1 jan. 2017.

CUNHA, Stephany Diolino; CRIVILIN, Bruna Sampaio; ARAÚJO, Matheus da Silva; BORGES, Luís Antônio Coimbra. Fragmentação florestal na paisagem no Bioma Mata Atlântica: uma revisão sistemática da literatura. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [s. l], v. 17, n. 1, p. 15-22, 2021.

DALL'ALBA, João Leonir. **Pioneiros nas terras dos condes**. 2ª ed. Orleans: Gráfica do Lelo, 2003. 208 p.

DE CONTO, Danrlei. **Mapeamento de fragmentos florestais para elaboração de planos municipais da mata atlântica**. 2019. 64 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Agrimensura, Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Criciúma, 2019.

DEFF - Department of Environment, Forestry and Fisheries. **South Africa protected areas database - second quarter 2022**. 2022. Disponível em: https://egis.environment.gov.za/data_egis/data_download/current. Acesso em: 27 out. 2022.

DELGADO, Ellen; MORI, Gerson Meza; BARBOZA, Elgar; BRICEÑO, Nilton B. Rojas; GUZMÁN, Cristóbal Torres; OLIVA-CRUZ, Manuel; CHAVEZ-QUINTANA, Segundo G.; LÓPEZ, Rolando Salas; LAMA, Rocío López de la; SEVILLANO-RÍOS, C. Steven. Efectividad de áreas de conservación privada comunal en bosques montanos nublados del norte de Perú. **Pirineos**, [S.L.], v. 176, p. 1-19, 26 nov. 2021. Editorial CSIC. <http://dx.doi.org/10.3989/pirineos.2021.176006>.

DIAS, Braulio Ferreira de Souza. Degradação da Biodiversidade e as Metas de Aichi no Mundo e no Brasil: um balanço dos avanços e das perspectivas. **Revista Bio Diverso**, [s. l], v. 1, n. 1, p. 22-44, 2021.

DIEGUES, Antônio Carlos Sant'Ana. **O mito moderno da natureza intocada**. 6. ed. São Paulo: Hucitec, 2008. 189 p.

DINIZ, Milena F.; COELHO, Marco T.P.; SOUSA, Fernanda G. de; HASUI, Érica; LOYOLA, Rafael. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 81-89, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>.

DRESCHER, Michael; BRENNER, Jacob C.. The practice and promise of private land conservation. **Ecology And Society**, v. 23, n. 2, p. 1-8, 2018.

DUDLEY, Nigel (ed.). **Guidelines for applying protected areas management categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008.

EAKIN, Hallie; DEFRIES, Ruth; KERR, Suzi; LAMBIN, Eric F.; LIU, Jianguo; MARCOTULLIO, Peter J.; MESSERLI, Peter; REENBERG, Anette; RUEDA, Ximena; SWAFFIELD, Simon R.; WICKE, Birka; ZIMMERER, Karl. Significance of Telecoupling

for Exploration of Land-Use Change. **Rethinking Global Land Use In An Urban Era**, p. 141-161, 2014.

ELIAS, Guilherme Alves; PADILHA, Peterson Teodoro; SANTOS, Robson dos; ZANETTE, Vanilde Citadini. O bioma Mata Atlântica em Santa Catarina. In: SANTOS, Robson dos; ZANETTE, Vanilde Citadini; ELIAS, Guilherme Alves; PADILHA, Peterson Teodoro (Org.). **Biodiversidade em Santa Catarina: Parque Estadual da Serra Furada. Criciúma: Ediunes, 2016. p. 21-31.**

EMBRAPA. **Nota técnica sobre a dimensão territorial do uso e da ocupação das terras pela agropecuária no bioma Mata Atlântica.** Campinas: Embrapa, 2020.

ESTRADIVARI; AGUNG, Muh. Firdaus; ADHURI, Dedi Supriadi; FERSE, Sebastian C.A.; SUALIA, Ita; ANDRADI-BROWN, Dominic A.; CAMPBELL, Stuart J.; IQBAL, Mohamad; JONAS, Harry D.; LAZUARDI, Muhammad Erdi; NANLOHY, Hellen; PAKIDING, Fitryanti; PUSPARINI, Ni Kadek Sri; RAMADHANA, Hikmah C.; RUCHIMAT, Toni; SANTIADJI, I Wayan Veda; TIMISELA, Natelda R.; VEVERKA, Laura; AHMADIA, Gabby N. Marine conservation beyond MPAs: towards the recognition of other effective area-based conservation measures (OECMs) in Indonesia. **Marine Policy**, [S.L.], v. 137, p. 104939, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104939>.

FAIRBANKS, Dean H. K.; MCGWIRE, Kenneth C.. Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal ndvi. **Global Ecology And Biogeography**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 221-235, maio 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822x.2004.00092.x>.

FAO - Organização das Nações Unidas Para Agricultura e alimentação. **Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings.** Roma: FAO, 2020.

FARINA, Almo. **Principles and methods in landscape ecology.** Cambridge, Chapman & Hall LTDA. 1998.

FARINHA, Maycon Jorge Ulisses Saraiva; BERNARDO, Luciana Virginia Mario; SOARES FILHO, Adelsom; BEREZUK, André Geraldo; SILVA, Luciana Ferreira da; RUVIARO, Clandio Favarini. Opportunity cost of a private reserve of natural heritage, Cerrado biome – Brazil. **Land Use Policy**, [S.L.], v. 81, p. 49-57, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.028>.

FELIPE-LUCIA, María R.; SOLIVERES, Santiago; PENONE, Caterina; MANNING, Peter; PLAS, Fons van Der; BOCH, Steffen; PRATI, Daniel; AMMER, Christian; SCHALL, Peter; GOSSNER, Martin M.; BAUHUS, Jürgen; BUSCOT, François; BLASER, Stefan; BLUTHGEN, Nico; FRUTOS, Angel de; EHBRECHT, Martin; FRANK, Kevin; GOLDMANN, Kezia; HÄNSEL, Falk; JUNG, Kristen; KAHL, Tiemo; NAUSS, Thomas; OELMANN, Yvone; PENA, Rodica; POLLE, Andrea; RENNER, Swen; SCHLOTER, Michae; SCHÖNING, Ingo; SCHRUMPF, Marion; SCHULZE, Ernst-Detlef; SOLLY, Emily; SORKAU, Elisabeth; STEMPFHUBER, Bárbara; TSCHAPKA, Marco; WEISSER, Wolfgang W.; WUBET, Tesfaye; FISCHER, Markus; ALLAN, Eric. Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. **Nature Communications**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 1-11, 16 nov. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-07082-4>.

FÉLIX, Augusto César Trigueiro; FONTGALLAND, Isabel Lausanne. Áreas protegidas no Brasil e no mundo: quadro geral de sua implementação. **Research, Society And Development**, v. 10, n. 12, p. 1-8, 17 set. 2021. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i12.19970>.

FERNANDES, Marcia; FERNANDES, Milton; ALMEIDA, André; GONZAGA, Maria Isidória da Silva; GONÇALVES, Fábio. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 24, p. 1-9, 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.025015>.

FERNANDES, Milton Marques; FERNANDES, Márcia Rodrigues de Moura. ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA DO RIO UBÁ - RJ. **Ciência Florestal**, [s. l], v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERNANDES, Renner Ribeiro; NUNES, Gustavo Manzon; FANTIN-CRUZ, Ibraim; SILVA, Thiago Sanna Freire; CUNHA, Cátia Nunes da. Uso de geotecnologias na análise da ocorrência de unidades fitofisionômicas na região do Médio Araguaia. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l], v. 4, n. 65, p. 853-867, 2013.

FIGUEIROA, Apoena Calixto; LIMA, Andre de Souza de; SCHERER, Marinez Eymael Garcia; BONETTI, Jarbas. How to choose the best category for a protected area? A multicriteria analysis method based on ecosystem services conservation. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 192, n. 7, p. 2-14, 5 jun. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-020-08333-y>.

FILHO, Althen; WINCKLER, Lilian Terezinha (org.). **Anais do I Congresso sobre o Bioma Pampa: reunindo saberes**. Pelotas: UFPel, 2020. p. 30-41.

FITZSIMONS, James A.. Private protected areas in Australia: current status and future directions. **Nature Conservation**, v. 10, p. 1-23, 2015.

FITZSIMONS, James A.; WESCOTT, Geoff. Perceptions and attitudes of land managers in multi-tenure reserve networks and the implications for conservation. **Journal Of Environmental Management**, v. 84, n. 1, p. 38-48, 2007.

FITZSIMONS, James A.; WESCOTT, Geoff. The role of multi-tenure reserve networks in improving reserve design and connectivity. **Landscape And Urban Planning**, [S.L.], v. 85, n. 3-4, p. 163-173, abr. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.11.001>.

FLEGLER, Ederaldo Panceri. **As Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) no contexto da conservação da natureza do estado do Espírito Santo: perspectiva dos proprietários**. 2010. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas, Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha, 2010.

FOLEY, Jonathan A.; ASNER, Gregory P.; COSTA, Marcos Heil; COE, Michael T.; DEFRIES, Ruth; GIBBS, Holly K.; HOWARD, Erica A.; OLSON, Sarah; PATZ, Jonathan; RAMANKUTTY, Navin. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the amazon basin. **Frontiers In Ecology And The Environment**, [S.L.], v. 5,

n. 1, p. 25-32, fev. 2007. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:arfdal\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:arfdal]2.0.co;2).

FORMAN, Richard T. T.; GODRON, Michel. **Landscape Ecology**. Nova York: John Wiley & Sons, 1986.

FORMAN, Richard Townsend Turner. **Land mosaics : the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 619 p.

FREITAS, André Victor Lucci. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 53-57, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032010000400007>.

FREITAS, Flavio L. M.; ENGLUND, Oskar; SPAROVEK, Gerd; BERNDES, Göran; GUIDOTTI, Vinicius; PINTO, Luís F. G.; MÖRTBERG, Ulla. Who owns the Brazilian carbon? **Global Change Biology**, [S.L.], v. 24, n. 5, p. 2129-2142, 19 dez. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14011>.

FRÍAS, Margarita Capdepón. Las áreas protegidas privadas como escenarios para el turismo. Implicaciones y cuestiones clave. Cuadernos Geográficos, [S.L.], p. 72-90, 22 jun. 2021. Editorial de la Universidad de Granada. <http://dx.doi.org/10.30827/cuadgeo.v60i2.15336>.

FUNATURA. **Reservas privadas têm papel fundamental na conservação do Cerrado**. 2020. Disponível em: <https://funatura.org.br/reservas-privadas-contribuem-com-a-conservacao-do-cerrado/>. Acesso em: 18 nov. 2022.

GALETTI, Mauro; PARDINI, Renata; DUARTE, José Maurício Barbanti; SILVA, Vera Maria Ferreira da; ROSSI, Alexandre; PERES, Carlos Augusto. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 47-52, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032010000400006>.

GALLO, John A.; PASQUINI, Lorena; REYERSC, Belinda; COWLINDG, Richard M. The role of private conservation areas in biodiversity representation and target achievement within the Little Karoo region, South Africa. **Biological Conservation**, v. 142, n. 2, p. 446–454, 2009.

GAMEIRO Samuel; TEIXEIRA, Camila Praxedes Braga; SILVA NETO, Tomas Alexandre da; LOPES, Matheus de Freitas Leal; DUARTE, Cynthia Romariz; SOUTO, Michael Vandesteem Silva; ZIMBACK, Célia Regina Lopes. Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. **Terrae**, [s. l.], v. 13, p. 15-22, 2017.

GANEM, Roseli Senna. **Caatinga: estratégias de conservação**. Brasília: Consultoria Legislativa, 2017. 105 p.

GARIBALDI, Lucas A.; ODDI, Facundo J.; MIGUEZ, Fernando E.; BARTOMEUS, Ignasi; ORR, Michael C.; JOBBÁGY, Esteban G.; KREMEN, Claire; SCHULTE, Lisa A.; HUGHES, Alice C.; BAGNATO, Camilo. Working landscapes need at least 20% native

habitat. **Conservation Letters**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 1-10, 25 out. 2020. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/conl.12773>.

GATTO, Deividson Brito. Áreas protegidas marinhas e costeiras no Brasil: um diálogo a partir das categorias de manejo. In: SOUTO, Raquel Dezidério (org.). **Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas**. Rio de Janeiro: IVIDES, 2020. p. 78-108.

GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2017.

GOMES, Francisco Vladimir Silva; SANTOS, Ana Maria Ferreira; GUERRA, Renan Gonçalves Pinheiro; QUEIROZ, Liana Rodrigues; MENEZES, Marcelo Oliveira Teles; MORO, Marcelo Freire. Representatividade ecológica e extensão total de áreas protegidas pelas unidades de conservação no estado do Ceará, Brasil. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 34, n. 1, p. 1-15, 6 set. 2022. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia.
<http://dx.doi.org/10.14393/sn-v34-2022-64481>.

GONÇALVES, Karoline Batista. **Pantanal Transfronteiriço (Bolívia- Brasil- Paraguai) e as Áreas Protegidas: da produção de territórios as iniciativas de conservação**. 2020. 314 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geografia, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Dourados, 2020.

GOODEN, Jennifer Lynn. **From William James to Twenty-First Century Landowners: Perspectives on Private Land Conservation**. 2018. 278 f. Tese (Doutorado) - School Of Geography And The Environment St Antony'S College, University Of Oxford, Oxford, 2018.

GOODEN, Jennifer; SAS-ROLFES, Michael't. A review of critical perspectives on private land conservation in academic literature. **Ambio**, Oslo, v. 49, p. 1019-1034, 2020.

GOULD, William. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. 1861-1870, dez. 2000. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1861:rsovps\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1861:rsovps]2.0.co;2).

HADDAD, Isadora; GALVÃO, Lênio Soares; BREUNIG, Fábio Marcelo; DALAGNOL, Ricardo; BOURSCHEIDT, Vandoir; JACON, Aline Daniele. On the combined use of phenological metrics derived from different PlanetScope vegetation indices for classifying savannas in Brazil. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [S.L.], v. 26, p. 1-17, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100764>.

HADDAD, Nick M.; BRUDVIG, Lars A.; CLOBERT, Jean; DAVIES, Kendi F.; GONZALEZ, Andrew; HOLT, Robert D.; LOVEJOY, Thomas E.; SEXTON, Joseph O.; AUSTIN, Mike P.; COLLINS, Cathy D.; COOK, William M.; DAMSCHEN, Ellen I.; EWERS, Robert M.; FOSTER, Bryan L.; JENKINS, Clinton N.; KING, Andrew J.; LAURANCE, William F.; LEVEY, Douglas J.; MARGULES, Chris R.; MELBOURNE, Brett A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, John L.; SONG, Dan-Xia; TOWNSHEND, John R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 1-9, 6 mar. 2015. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, [S.L.], v. 342, n. 6160, p. 850-853, 15 nov. 2013. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>.

HARTSHORN, Gary S.. Neotropical Forest Dynamics. **Biotropica**, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 23, jun. 1980. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/2388152>.

HE, Yafen; XIE, Hualin; CHOI, Yongrok; CHEN, Qianru. Identification of Conservation Area Priority in Forest Habitat Quality and Protection Cost: a case study from Xingguo County of China. **Journal Of Forest Economics**, v. 35, n. 2-3, p. 129-147, 30 mar. 2020.

HELLER, Nicole E.; ZAVALA, Erika S.. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 142, n. 1, p. 14-32, jan. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>.

HENTZ, Ângela Maria Klein; CORTE, Ana Paula Dalla; DOUBRAWA, Betina; SANQUETTA, Carlos Roberto. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia hidrográfica do rio Iguaçu – PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015.

HERMOSILLA, Txomin; WULDER, Michael A.; WHITE, Joanne C.; COOPS, Nicholas C.; PICKELL, Paul D.; BOLTON, Douglas K.. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: three-decades of fragmentation dynamics over Canada. **Remote Sensing Of Environment**, [S.L.], v. 222, p. 65-77, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.027>.

HESSO, Janne. **Nature conservation on private lands**. 2022. Disponível em: <https://ym.fi/en/nature-conservation-on-private-lands>. Acesso em: 28 out. 2022.

HOLMES, George. **What role do private protected areas have in conserving global biodiversity?** SRI Papers (Online) Nº 46. Sustainability Research Institute (SRI), 2013.

HORA, Benedikt; MARCHANT, Carla; BORSODORF, Axel. Private Protected Areas in Latin America: between conservation, sustainability goals and economic interests. a review. **Eco.Mont (Journal On Protected Mountain Areas Research)**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 87-94, 2018. Österreichische Akademie der Wissenschaften. <http://dx.doi.org/10.1553/eco.mont-10-1s87>.

HOU, Meng; TANG, Xiao-Ping; HUANG, Gui-Lin; LI, Ren-Qiang. Identification of the priority conservation areas of national park: A case study of Lishui City, Zhejiang Province, China. **The Journal Of Applied Ecology**, v. 7, n. 31, p. 2332-2340, 2020. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509835074>.

HUANG, Sha; TANG, Lina; HUPY, Joseph P.; WANG, Yang; SHAO, Guofan. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. **Journal Of Forestry Research**, [S.L.], v. 32, n. 1, p. 1-6, 31 maio 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>.

IAT – Instituto Água e Terra. **Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)**. 2022. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Reserva-Particular-do-Patrimonio-Natural-RPPN#:~:text=Planos%20de%20Manejo%20%2D%20RPPN's&text=Em%202021%2C%20o%20Roteiro%20Metodol%C3%B3gico,correta%20gest%C3%A3o%20das%20suas%20Reservas..> Acesso em: 07 dez. 2022.

IBGE. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Coordenação de Contas Nacionais. **Contas de ecossistemas: o uso da terra nos biomas brasileiros: 2000–2018**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

IBGE. **Áreas Territoriais**. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: 15 nov. 2022.

IBGE. **Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. 168 p.

I

BGE. **IBGE - Cidades**. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sc/orleans.html>. Acesso em: 06 jan. 2023.

IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html>. Acesso em: 18 nov. 2022.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. **Inea aprova planos de manejo de sete Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs)**. 2021. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/inea-aprova-planos-de-manejo-de-sete-reservas-particulares-do-patrimonio-natural-rppns/>. Acesso em: 07 dez. 2022.

INEA. **Biodiversidade e território: o que é RPPN**. 2022. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/biodiversidade-territorio/o-que-e-rppn/>. Acesso em: 07 dez. 2022.

IUCN – WCC. **WCC-2016-Res-036-ES Apoyo a las áreas bajo protección privada**. UICN: Gland, Suíça, 2016.

IVANOVA, Ielyzaveta M.; COOK, Carly N.. The role of privately protected areas in achieving biodiversity representation within a national protected area network. **Conservation Science And Practice**, [S.L.], v. 2, n. 12, p. 1-12, 23 out. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.307>.

JACKSON, Robert B.; JOBBÁGY, Esteban G.; AVISSAR, Roni; ROY, Somnath Baidya; BARRETT, Damian J.; COOK, Charles W.; FARLEY, Kathleen A.; MAITRE, David C. Le; MCCARL, Bruce A.; MURRAY, Brian C.. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. **Science**, [S.L.], v. 310, n. 5756, p. 1944-1947, 23 dez. 2005. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1119282>.

JENKINS, Clinton N.; PIMM, Stuart L. Definindo prioridades de conservação em um hotspot de biodiversidade global. In: ROCHA, Carlos Frederico Duarte; BERGALLO, Helena Godoy; VAN SLUYS, Monique; ALVES, Maria Alice Santos. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 19-30.

JENKS, George Frederick. **Optimal data classification for choropleth maps: Occasional Paper**. 2 ed. Departament of Geography, University Kansas, 1977, 24 p.

JENSEN, John Robert. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 598 p.

JEWITT, Debbie; GOODMAN, Peter S.; ERASMUS, Barend F.N.; O'CONNOR, Timothy G.; WITKOWSKI, Ed T.F.. Systematic land-cover change in KwaZulu-Natal, South Africa: implications for biodiversity. **South African Journal of Science**, [S.L.], v. 111, n. 9/10, p. 9, 25 set. 2015. Academy of Science of South Africa.
<http://dx.doi.org/10.17159/sajs.2015/20150019>.

JOB, Hubert; BECKEN, Susanne; LANE, Bernard. Protected Areas in a neoliberal world and the role of tourism in supporting conservation and sustainable development: an assessment of strategic planning, zoning, impact monitoring, and tourism management at natural world heritage sites. **Journal Of Sustainable Tourism**, v. 25, n. 12, p. 1697-1718, 2017.

JOPPA, Lucas N.; PFAFF, Alexander. High and Far: biases in the location of protected areas. **Plos One**, [S.L.], v. 4, n. 12, p. 1-6, 14 dez. 2009. Public Library of Science (PLOS).
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>.

JUVANHOL, Ronie Silva; FIEDLER, Nilton Cesar; SANTOS, Alexandre Rosa dos; PIROVANI, Daiani B.; LOUZADA, Franciane L.R.O.; DIAS, Henrique Machado; TEBALDI, André L.C.. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: caso dos parques estaduais de forno grande e pedra azul, estado do espírito santo. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011. FapUNIFESP (SciELO).
<http://dx.doi.org/10.4322/loram.2011.055>.

KAMAL, Sristi; GRODZIŃSKA-JURCZAK, Małgorzata; BROWN, Gregory. Conservation on private land: A review of global strategies with a proposed classification system. **Journal Of Environmental Planning And Management**, v. 58, n. 4, p. 576-597, 2015.

KATAOKA-SILVA, Adriana Massaê. **Efeito de borda em remanescentes florestais da floresta ombrófila mista da região de Guarapuava, PR**. 2006. 91 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

KELLEHER, Graeme. **Guidelines for marine protected areas**. Gland: IUCN, 1999.
KORMANN, Tanice Cristina; THOMAS, Bruna Letícia; NASCIMENTO, Dalvana Brasil do; FOLETO, Eliane Maria. Contribuição geográfica na criação de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) em Itaara - RS. **Geografar**, v. 5, n. 2, p. 13-31, 2010.

LAMA, Rocío López de la; BENNETT, Nathan; BULKAN, Janette; BOYD, David; CHAN, Kai M. A.. A legal assessment of private land conservation in South America. **Conservation Biology**, [S.L.], p. 1-10, 10 abr. 2023. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.14068>.

LANA, Jacinto Moreira de; SOUZA, Agostinho Lopes de; MEIRA NETO, João Augusto Alves; SOARES, Vicente Paulo; FERNANDES FILHO, Elpídio Inácio. Análise dos estágios de sucessão de áreas de Mata Atlântica sob a influência de plantações florestais, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, [s. l], v. 34, n. 4, p. 733-743, 2010.

LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LANGHOLZ, Jeff. Global trends in private protected areas and their implications for the northern great plains. **Great Plains Research**, Lincoln, v. 20, n. 1, p. 9-16, 2010.

LANGHOLZ, Jeffrey A.; LASSOIE, James P.. Perils and Promise of Privately Owned Protected Areas. **Bioscience**, [S.L.], v. 51, n. 12, p. 1079, 2001. Oxford University Press (OUP). [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[1079:papopo\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[1079:papopo]2.0.co;2).

LARROSA, Cecilia; CARRASCO, Luis R.; TAMBOSI, Leandro R.; BANKS-LEITE, Cristina; MILNER-GULLAND, E.J.. Spatial conservation planning with ecological and economic feedback effects. **Biological Conservation**, v. 237, p. 308-316, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.015>.

LEITE, Melina de Souza; TAMBOSI, Leandro Reverberi; ROMITELLI, Isabella; METZGER, Jean Paul. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a review. **Natureza & Conservação**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 108-118, 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.019>.

LENNOX, Gareth D.; GARDNER, Toby A.; THOMSON, James R.; FERREIRA, Joice; BERENGUER, Erika; LEES, Alexander C.; NALLY, Ralph Mac; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; FERRAZ, Silvio F. B.; LOUZADA, Julio. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 24, n. 12, p. 5680-5694, 4 out. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14443>.

LETCHER, Susan G.; CHAZDON, Robin L.. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, [S.L.], v. 41, n. 5, p. 608-617, 19 maio 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x>.

LI, Peng; ZHANG, Yuxiao; LU, Weikun; ZHAO, Min; ZHU, Meng. Identification of Priority Conservation Areas for Protected Rivers Based on Ecosystem Integrity and Authenticity: a case study of the Qingzhu river, southwest China. **Sustainability**, v. 13, n. 1, p. 1-23, 31 dez. 2020.

LIEBSCH, Dieter; MARQUES, Marcia C. M.; GOLDENBERG, Renato. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, jun. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.013>.

LIMA, Bianca Coutinho; FRANCISCO, Cristiane Nunes; BOHRER, Claudio Belmonte de Athayde. Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do estado do Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 1283-1295, 11 dez. 2017. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509830321>.

LIMA, Elizete Aparecida Checon de Freitas. **Estudo da paisagem do município de Ilha Solteira - SP: subsídios para o planejamento físico-ambiental**. 1997. 107 f. Tese

(Doutorado) - Curso de Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Carlos, 1997.

LIMA, Isabella Moura Carvalho; GOMES, Laura Jane; FERNANDES, Milton Marques. Áreas protegidas como critério de repasse do ICMS Ecológico nos estados brasileiros. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [S.L.], v. 54, p. 125-145, 2 set. 2020. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v54i0.66676>.

LIMA, Priscylla Cristina Alves de; FRANCO, José Luiz de Andrade. As RPPNs Como Estratégia Para a Conservação da Biodiversidade: o caso da chapada dos veadeiros. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 113-125, jan. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320140108>.

LIU, Jiajia; COOMES, David A.; GIBSON, Luke; HU, Guang; LIU, Jinliang; LUO, Yangqing; WU, Chuping; YU, Mingjian. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. **Biological Reviews**, [S.L.], v. 94, n. 5, p. 1636-1657, 6 maio 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12519>.

LOCH, Carlos; REBOLLAR, Paola Beatriz May; ROSENFELDT, Yuzi Anai Zanardo; RAITZ, Crisley Silveira; OLIVEIRA, Mirtz Orige. Definição de áreas para formação de corredores ecológicos através da integração de dados em um sistema de informação geográfica. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l], v. 3, n. 65, p. 455-465, 2013.

LOTTIN, Jucely. **Orleans em dados**. Florianópolis: Elbert, 2004.

LOTTIN, Jucely. **Orleans 2000: história e desenvolvimento**. Florianópolis: Elbert, 1998.

LOYOLA, Rafael D.; LEMES, Priscila; NABOUT, João Carlos; TRINDADE-FILHO, Joaquim; SAGNORI, Maíra Dalía; DOBROVOLSKI, Ricardo; DINIZ-FILHO, José Alexandre F.. A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. **Biodiversity And Conservation**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 483-495, 22 dez. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0424-x>.

LU, Yafeng; XU, Pei; LI, Qinwen; WANG, Yukuan; WU, Cheng. Planning priority conservation areas for biodiversity under climate change in topographically complex areas: a case study in Sichuan province, China. **Plos One**, v. 15, n. 12, p. 1-15, 23 dez. 2020.

MACE, Georgina M.; BARRETT, Mike; BURGESS, Neil D.; CORNELL, Sarah E.; FREEMAN, Robin; GROOTEN, Monique; PURVIS, Andy. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. **Nature Sustainability**, [S.L.], v. 1, n. 9, p. 448-451, set. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0130-0>.

MACHADO, Mariana; GUAGLIARDI, Roberta; MONSORES, José Luiz; INÁCIO, Diego Ramos. Estudo de áreas prioritárias para conservação privada no Estado do Rio de Janeiro In: GUAGLIARDI, Roberta (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2018. p. 221-234.

MAGALHÃES, Danilo Marques de. **Análise dos espaços verdes remanescentes na mancha urbana conurbada de Belo Horizonte-MG apoiada por métricas de paisagem**. 2013. 163 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

MAGALHÃES, Danilo Marques de; MOURA, Ana Clara Mourão. Landscape morphology metrics for urban areas: analysis of the role of vegetation in the management of the quality of urban environment. **Disegnarecon**; Vol. 6, [S.L.], v. 11, n. 2013, p. 81-92, 2013. Alma Mater Studiorum, Università di Bologna. <http://dx.doi.org/10.6092/ISSN.1828-5961/3390>.

MAGALHÃES, Deila da Silva; SILVA JÚNIOR, João Fernandes da; SANTOS, Livia da Silva; HADDAD, Isadora Ruiz. Análise espaço-temporal do CO2Flux e NDVI da Região de Integração do Caeté - Nordeste da Amazônia Legal Brasileira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 20., 2023, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis: INPE, 2023. p. 1890-1893.

MAGNAGO, Luiz Fernando S.; EDWARDS, David P.; EDWARDS, Felicity A.; MAGRACH, Ainhoa; MARTINS, Sebastião V.; LAURANCE, William F.. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 102, n. 2, p. 475-485, 15 jan. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12206>.

MAGNAGO, Luiz Fernando S.; MAGRACH, Ainhoa; LAURANCE, William F.; MARTINS, Sebastião V.; MEIRA-NETO, João Augusto A.; SIMONELLI, Marcelo; EDWARDS, David P.. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, [S.L.], v. 21, n. 9, p. 3455-3468, 8 jun. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12937>.

MALLMANN, Caroline L.; PRADO, Diego de Almeida; PEREIRA FILHO, Waterloo. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no parque estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul - Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l], v. 8, n. 5, p. 1454-1469, 2015.

MARCO, Paulo de; SOUZA, Rodrigo A. de; ANDRADE, André F. A.; VILLÉN-PÉREZ, Sara; NÓBREGA, Caroline Corrêa; CAMPELLO, Luiza Motta; CALDAS, Marcellus. The value of private properties for the conservation of biodiversity in the Brazilian Cerrado. **Science**, [S.L.], v. 380, n. 6642, p. 298-301, 21 abr. 2023. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.abq7768>.

MARCONI, Marina de Andrade; LAKATOS, Eva Maria. **Fundamentos de metodologia científica**. 8. ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MARETTI, Cláudio C.. Iniciativa Azul do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 8., 2018, Florianópolis. **Anais [...]**. 2018. p. 1-58.

MARETTI, Cláudio C.; LEÃO, Adriana R.; PRATES, Ana Paula; SIMÕES, Eliane; SILVA, Ricardo B.A.; RIBEIRO, Kátia T.; GELUDA, Leonardo; SAMPAIO, Manoel S.; MARQUES, Fernanda F.C.; LOBO, Anna C.. Marine and coastal protected and conserved areas strategy in Brazil: context, lessons, challenges, finance, participation, new management

models, and first results. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S.L.], v. 29, n. 2, p. 44-70, out. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.3169>.

MARETTI, Cláudio Carrera; CATAPAN, Marisete Inês Santin; ABREU, Maria Jasylene Pena de; OLIVEIRA, Jorge Eduardo Dantas de. ÁREAS PROTEGIDAS: DEFINIÇÕES, TIPOS E CONJUNTOS – REFLEXÕES CONCEITUAIS E DIRETRIZES PARA GESTÃO. In: CASES, Maria Olatz (org.). **Gestão de Unidades de Conservação: compartilhando uma experiência de capacitação**. Brasília: WWF-Brasil, 2012. p. 331-368.

MARON, Martine; SIMMONDS, Jeremy S.; WATSON, James E. M.. Bold nature retention targets are essential for the global environment agenda. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, p. 1194-1195, 2018.

MASCIA, Michael B.; PAILLER, Sharon; KRITHIVASAN, Roopa; ROSHCHANKA, Volha; BURNS, David; MLOTHA, McCard Joseph; MURRAY, Dana Roeber; PENG, Naiying. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. **Biological Conservation**, v. 169, p. 355-361, 2014.

MASSOLI, Edson Viana; STATELLA, Thiago; SANTOS, Vanderley Severino dos. ESTIMATIVA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA MICROBACIA SEPOTUBINHA, NOVA MARILÂNDIA – MT, NOS ANOS DE 1990 E 2014. **Caminhos de Geografia**, [S.L.], v. 17, n. 60, p. 48-60, 16 dez. 2016. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia. <http://dx.doi.org/10.14393/rcg176004>.

MATOS, Fabio A. R.; MAGNAGO, Luiz F. S.; MIRANDA, Carlos Aquila Chan; MENEZES, Luis F. T.; GASTAUER, Markus; SAFAR, Nathália V. H.; SCHAEFER, Carlos E. G. R.; SILVA, Mônica P.; SIMONELLI, Marcelo; EDWARDS, Felicity A.. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 26, n. 2, p. 509-522, 2 nov. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14824>.

MATOS, Tatiana Possati Vieira de; MATOS, Veridiana Possati Vieira de; MELLO, Kaline de; VALENTE, Roberta Aversa. Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, And Landscapes**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 19-31, 3 dez. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/24749508.2019.1696266>.

MAXWELL, Sean L.; CAZALIS, Victor; DUDLEY, Nigel; HOFFMANN, Michael; RODRIGUES, Ana S. L.; STOLTON, Sue; VISCONTI, Piero; WOODLEY, Stephen; KINGSTON, Naomi; LEWIS, Edward. Area-based conservation in the twenty-first century. **Nature**, [S.L.], v. 586, n. 7828, p. 217-227, 7 out. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>.

MAZUCATO, Thiago. O projeto de pesquisa. In: MAZUCATO, Thiago (org.). **Metodologia da pesquisa e do trabalho científico**. Penápolis: FUNEPE, 2018. p. 47-51.
MCGARIGAL, Kevin; MARKS, Barbara J.. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 132 p.

MCKINLEY, Duncan C.; RYAN, Michael G.; BIRDSEY, Richard A.; GIARDINA, Christian P.; HARMON, Mark E.; HEATH, Linda S.; HOUGHTON, Richard A.; JACKSON, Robert B.; MORRISON, James F.; MURRAY, Brian C.. A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 21, n. 6, p. 1902-1924, set. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/10-0697.1>.

MENDES, Lucas José; MILAGRE, Jocimar Caiafa; MORAIS JÚNIOR, Vicente Toledo Machado de; COSWOSK, Guilherme Gonçalves. Forest cover analysis of a highly fragmented basin in northern Espírito Santo State, Brazil. **Scientia Forestalis**, [S.L.], v. 50, p. 1-9, 2 ago. 2022. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais (IPEF). <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v50.32>.

MENEGASSO, Juliana Debiasi. **Mapeamento do risco de inundação na bacia hidrográfica do Rio Belo, Orleans, SC**. 2019. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2019.

MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo. **A natureza como o maior patrimônio: desafios e perspectivas da conservação voluntária em áreas protegidas privadas no Brasil**. 2014. 192 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, 2014.

MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo. **Caracterización de las reservas naturales privadas en América Latina**. 1999. 170 f. Tese (Doutorado) - Programa de Educación Para El Desarrollo y La Conservación, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 1999.

MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo. Cuando lo privado se vuelve público: Conservación de la diversidad biológica en tierras privadas en Brasil. In: Asociación Conservación de la Naturaleza. **Voluntad de Conservar: Experiencias seleccionadas de conservación por la Sociedad civil en Iberoamérica**. San José, Costa Rica: Asociación Conservación de La Naturaleza, 2008. p. 34-45.

MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo. Viabilizando um sonho: captação de recursos e financiamento de projetos em Reservas Particulares do Patrimônio Natural. In: CASTRO, Rodrigo; BORGES, Maria (orgs.) **RPPN conservação em terras privadas desafios para a sustentabilidade**. Planaltina do Paraná: Edições CNRPPN, 2004. p. 38-56.

MESTANZA-RAMÓN, Carlos; MONAR-NUÑEZ, Joel; GUALA-ALULEMA, Paola; MONTENEGRO-ZAMBRANO, Yuri; HERRERA-CHÁVEZ, Renato; MILANES, Celene B.; ARGUELLO-GUADALUPE, Carla; BUÑAY-GUISÑAN, Pamela; TOLEDO-VILLACÍS, Marco. A Review to Update the Protected Areas in Ecuador and an Analysis of Their Main Impacts and Conservation Strategies. **Environments**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 79, 5 maio 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/environments10050079>.

METSO - Forest Biodiversity Programme for Southern Finland. **METSO – The Forest Biodiversity Programme for Southern Finland**. 2022. Disponível em: <https://metsonpolku.fi/en/metso-programme>. Acesso em: 28 out. 2022.

METZGER, Jean Paul. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

METZGER, Jean Paul. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 142, n. 6, p. 1138-1140, jun. 2009. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.012>.

METZGER, Jean Paul. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 08, n. 01, p. 92-99, 2010.

METZGER, Jean Paul. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

METZGER, Jean Paul; LEWINSOHN, Thomas M.; JOLY, Carlos A.; CASATTI, Lilian; RODRIGUES, Ricardo R.; MARTINELLI, Luiz A.. **Impactos potenciais das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos: documento-síntese produzido por pesquisadores do programa Biota-FAPESP e pela ABECO (Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação)**, 2010.

MEZZOMO, Maristela Denise Moresco. **Planejamento da paisagem e conservação da natureza em RPPNs na bacia hidrográfica do Rio Mourão, Paraná**. 2013. 255 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

MIARA, Marcos Antonio; FIORI, Chisato Oka. Proposta de modelo metodológico para identificação de áreas potenciais a conservação – um estudo de caso: entorno do Parque Nacional dos Campos Gerais –PR. **Raega**, Curitiba, v. 25, p. 305-342, 2012.

MILANO, Miguel Serediuk. Conceitos básicos e princípios gerais de planejamento, manejo e administração. In: ENCONTRO DE PLANEJAMENTO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1999, Santa Tereza. **Anais [...]**. Santa Tereza: UFES, 1999. p. 1-51.

MINAS GERAIS. Decreto nº 39.401, de 21 de janeiro de 1998. **Dispõe sobre a instituição, no estado de Minas Gerais, de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN, por destinação do proprietário**. Belo Horizonte, MG.

MINAS GERAIS. Lei nº 18.030, de 12 de janeiro de 2009. **Dispõe sobre a distribuição da parcela da receita do produto da arrecadação do ICMS pertencente aos municípios**. Belo Horizonte, MG.

MITCHELL, Brent A.; STOLTON, Sue; BEZAURY-CREEL, Juan; BINGHAM, Heather C.; CUMMING, Tracey L.; DUDLEY, Nigel; FITZSIMONS, James A.; MALLERET-KING, Delphine; REDFORD, Kent H.; SOLANO, Pedro. **Guidelines for privately protected areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series Nº. 29**. Gland, Switzerland: IUCN. xii + 100pp, 2018.

MITTERMEIER, Russel A.; FONSECA, Gustavo A.B.; RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina; A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, n. 19, p. 601 - 607. 2005.

MITTERMEIER, Russell A.; GIL, Patricio Robles; HOFFMAN, Michael; PILGRIM, John; BROOKS, Thomas; MITTERMEIER, Cristina Goettsch; LAMOREUX, John; FONSECA, Gustavo Ab da. **Hotspots Revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Cidade do México: Cemex, 2004.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

MONTENEGRO, Rosa Livia Gonçalves; COSTA, Sávio Augusto Tavares. Dinâmica das exportações no estado de Minas Gerais: uma análise de shift-share (2006-2016). **Geosul**, [S.L.], v. 36, n. 79, p. 219-248, 3 set. 2021. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e73466>.

MORAES, Mayra Cristina Prado de; MELLO, Kaline de; TOPPA, Rogério Hartung. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 39, n. 1, p. 1-8, fev. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000100001>.

MOREIRA, Mirley Ribeiro; RIEDEL, Paulina Setti; HAMBURGER, Diana Sarita. Sombras: um critério fotointerpretativo para imagens de sensoriamento remoto na compartimentação do meio físico. **Geografia**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 177-188, 2008.

MOREIRA, Romero da Costa. **Influência do posicionamento e da largura de bandas de sensores remotos e dos efeitos atmosféricos na determinação de índices de vegetação**. 2000. 179 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2000.

MORSELLO, Carla. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo: Annablume, 2001. 343 p.

MOURA, Ana Clara Mourão. Aplicações de modelos de mensuração de métricas de paisagem nos estudos da dinâmica de ocupação urbana no Quadrilátero Ferrífero e região metropolitana de Belo Horizonte – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 24. 2010, Aracaju. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia, 2010. p. 1545 – 1554.

MOURA, Ana Clara Mourão. **Geoprocessamento na gestão e planejamento urbano**. 3. ed. Belo Horizonte: Interciência, 2014.

MOURA, Ana Clara Mourão; JANKOWSKI, Piotr. Contribuições aos estudos de análises de incertezas como complementação às análises multicritérios - “Sensitivity Analysis to Suitability Evaluation”. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 4, n. 68, p. 665-684, 2016.

MYERS, Norman. Threatened Biotas: "Hot Spots" in Tropical Forests. **The Environmentalist**, Oxford, v. 3, n. 8, p. 187-208, 1988.

NASCIBEM, Fábio Gabriel; SILVA, Ramon Felipe Bicudo da; VIVEIRO, Alessandra Aparecida; GONÇALVES JUNIOR, Oswaldo. The Role of Private Reserves of Natural Heritage (RPPN) on natural vegetation dynamics in Brazilian biomes. **Land Use Policy**, [S.L.], v. 132, p. 1-11, set. 2023. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106820>.

NEWBOLD, Tim; HUDSON, Lawrence N.; ARNELL, Andrew P.; CONTU, Sara; PALMA, Adriana de; FERRIER, Simon; HILL, Samantha L. L.; HOSKINS, Andrew J.; LYSENKO, Igor; PHILLIPS, Helen R. P.. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, [S.L.], v. 353, n. 6296, p. 288-291, 15 jul. 2016. American Association for the Advancement of Science (AAAS).
<http://dx.doi.org/10.1126/science.aaf2201>.

NICHOL, Janet E.; ABBAS, Sawaid; FISCHER, Gunter A.. Spatial patterns of degraded tropical forest and biodiversity restoration over 70-years of succession. **Global Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 11, p. 134-145, jul. 2017. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.005>.

OJIDOS, Flávio Silva. Conservação em ciclo contínuo: modelo de gestão para financiamento de Reserva Particular do Patrimônio Natural. In: GUAGLIARDI, Roberta (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2018. p. 179-188.

OLIVEIRA, Guilherme de; BARRETO, Bruno de Souza; SANTOS, Daniela da Silva dos; MATOS, Vinícius Queiroz de; SANTOS, Maria Cecília Seara. Combining the effects of biological invasion and climate change into systematic conservation planning for the Atlantic Forest. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 20, n. 10, p. 2753-2765, 5 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-018-1727-y>.

OLIVEIRA, Marcelo Teixeira Cesar de. **Proprietários e as razões da conservação voluntária nas Reservas Particulares do Patrimônio Natural da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo**. 2020. 436 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

OLIVEIRA, Valeska Buchemi de; PAGLIA, Adriano Pereira; FONSECA, Mônica; GUIMARÃES, Erika. **RPPN e biodiversidade: o papel das reservas particulares na proteção da biodiversidade da Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação Sos Mata Atlântica, 2010.

ORLEANS. Lei nº 918, de 30 de novembro de 1989. **Cria Reserva de Preservação**. Orleans, 1989.

OTT, Paulo Henrique; DUARTE, Marcelo Maisonette; ABREU, Maria Jasyline Pena de; OLIVEIRA, Jorge Eduardo Dantas de. ÁREAS PROTEGIDAS. In: HERNANDEZ, Aline Reis Calvo; SIMÕES, Fabiano; BORDIN, Juçara; BERRETA, Márcia dos Santos Ramos;

BINKOWSKI, Patrícia (org.). **Glossário de verbetes em ambiente e sustentabilidade**. São Francisco de Paula: Uergs, 2021. p. 331-367. (Série Ambiente e Sustentabilidade).

OVERBECK, Gerhard Ernst; MÜLLER, Sandra Cristina; FIDELIS, Alessandra; PFADENHAUER, Jörg; PILLAR, Valério de Patta; BLANCO, Carolina Casagrande; BOLDRINI, Ilsi Iob; BOTH, Rogério; FORNECK, Eduardo Dias. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: PILLAR, Valério de Patta; MÜLLER, Sandra Cristina;

OZDEMIREL, Banu Kaya. Detection of Priority Areas for Conservation: a case study in the lesser caucasus region. **Ekoloji**, [S.L.], p. 1-7, 2014. Cevre Koruma ve Arastirma Vakfi. <http://dx.doi.org/10.5053/ekoloji.2014.931>.

PACHECO, Roberta Guagliardi. Criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Estado do Rio de Janeiro. In: MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo; VIEIRA, Maria Cristina Weyland (Orgs.). **Memórias do VIII Congresso Interamericano de Conservação em Terras Privadas**. Livro de Resumos. Confederação Nacional de RPPN, The Nature Conservancy, Instituto BioAtlântica, Associação Patrimônio Natural, Instituto Estadual de Florestas do Rio de Janeiro, 2008. 355p. Rio de Janeiro, RJ.

PÁDUA, Maria Tereza Jorge Pádua. Sistema brasileiro de unidades de conservação: de onde viemos e para onde vamos? In: ENCONTRO DE PLANEJAMENTO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1999, Santa Tereza. **Anais [...]**. Santa Tereza: UFES, 1999. p. 52-69.

PAN, Yude; BIRDSEY, Richard A.; PHILLIPS, Oliver L.; JACKSON, Robert B.. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics**, [S.L.], v. 44, n. 1, p. 593-622, 23 nov. 2013. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>.

PASQUINI, Lorena; COWLING, Richard M.; TWYMAN, Chasca; WAINWRIGHT, John. Devising Appropriate Policies and Instruments in Support of Private Conservation Areas: lessons learned from the Klein Karoo, South Africa. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 24, n. 2, p. 470-478, abr. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01344.x>.

PEGAS, Fernanda de Vasconcellos; CASTLEY, J. Guy. Ecotourism as a conservation tool and its adoption by private protected areas in Brazil. **Journal Of Sustainable Tourism**, v. 22, n. 4, p. 604-625, 24 jan. 2014.

PEGAS, Fernanda de Vasconcellos; CASTLEY, J. Guy. Private reserves in Brazil: distribution patterns, logistical challenges, and conservation contributions. **Journal for Nature Conservation**, [S.L.], v. 29, p. 14-24, fev. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.007>.

PELLIN, Angela. **Avaliação dos aspectos relacionados à criação e manejo de reservas particulares do patrimônio natural no Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil**. 2010. 227 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

PELLIZZARO, Patrícia Costa; HARDT, Letícia Peret Antunes; HARDT, Carlos; HARDT, Marlos; SEHLI, Dyala Assef. **GESTÃO E MANEJO DE ÁREAS NATURAIS**

PROTEGIDAS: CONTEXTO INTERNACIONAL. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 1, p.21-40, jan. 2015.

PEREIRA, Adriana Soares; SHITSUKA, Dorlivete Moreira; PARREIRA, Fabio José; SHITSUKA, Ricardo. **Metodologia da pesquisa científica**. Santa Maria: UAB/NTE/UFSM, 2018.

PEREIRA, Debora Gabriele dos Santos Pinto; PANARELLI, Eliana Aparecida; PINHEIRO, Leandro de Souza; GONÇALVES, André Vinícius Martinez; PEREIRA, Lucas de Paula. ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESERVA LEGAL: ESTUDO DE CASO NA BACIA DO CÓRREGO BEBEDOURO. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 1, n. 20, p. 105-126, 2017.

PEREIRA, Diego Luiz Carvalho de Brito; OLIVEIRA JUNIOR, Arnaldo Freitas de; FONSECA FILHO, Ricardo Eustáquio. Unidades de conservação: uma revisão sobre as RPPN no setor de mineração de minas gerais. **Brazilian Journal of Development**, [S.L.], v. 8, n. 9, p. 64482-64510, 28 set. 2022. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv8n9-271>.

PEREIRA, Juliana; BATTISTON, Federico; JORDÁN, Ferenc. Priority areas for protection of plant-pollinator interaction networks in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 136, p. 1-6, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108598>.

PERRONE, Michela; FEBBRARO, Mirko di; CONTI, Luisa; DIVÍLEK, Jan; CHYTRÝ, Milan; KEIL, Petr; CARRANZA, Maria Laura; ROCCHINI, Duccio; TORRESANI, Michele; MOUDRÝ, Vítězslav. The relationship between spectral and plant diversity: disentangling the influence of metrics and habitat types at the landscape scale. **Remote Sensing Of Environment**, [S.L.], v. 293, p. 1-14, ago. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2023.113591>.

PETTORELLI, Nathalie; LAURANCE, William F.; O'BRIEN, Timothy G.; WEGMANN, Martin; NAGENDRA, Harini; TURNER, Woody. Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. **Journal Of Applied Ecology**, [S.L.], v. 51, n. 4, p. 839-848, 6 maio 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12261>.

PHILLIPS, Adrian. **Management guidelines for IUCN category V protected areas : protected landscapes/seascapes**. Galnd: IUCN, 2002.

PINTO, Fernando; PINTO, Alexandra; PORANGABA, Gustavo; BARBOSA, Luciano; MELO, Thayse; GAMA, Gabriela. **Projeto Mutum-de-Alagoas Reserva Particular do Patrimônio Natural**. Maceió: IPMA, 2012.

PINTO, Luiz Paulo; BEDÊ, Lúcio; PAESE, Adriana; FONSECA, Mônica; PAGLIA, Adriano; LAMAS, Ivana. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. In: ROCHA, Carlos Frederico Duarte; BERGALLO, Helena Godoy; VAN SLUYS, Monique; ALVES, Maria Alice Santos (ed.). **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 69-96.

PIROVANI, Daiani Bernardo; SILVA, Aderbal Gomes da; SANTOS, Alexandre Rosa dos; CECÍLIO, Roberto Avelino; GLERIANI, José Marinaldo; MARTINS, Sebastião Venâncio.

Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 38, n. 2, p. 271-281, abr. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622014000200007>.

PLISCOFF, Patricio; FUENTES-CASTILLO, Taryn. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. **Environmental Conservation**, [S.L.], v. 38, n. 3, p. 303-311, 9 maio 2011. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0376892911000208>.

PONZONI, Flávio Jorge; SHIMABUKURO, Yosio Edemir; KUPLICH, Tatiana Mora. **Sensoriamento remoto e vegetação**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

PRIMACK, Richard B.; RODRIGUES, Efraim. **Ecologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 328 p.

PRO NATURA. **Vivre la diversité de la nature – dans nos réserves naturelles**. 2022. Disponível em: <https://www.pronatura.ch/fr/decouvrir-des-reserves-naturelles>. Acesso em: 28 out. 2022.

PUREZA, Fabiana; PELLIN Angela; PÁDUA, Claudio. **Unidades de Conservação**. São Paulo: Matrix, 2015.

PÜTZ, Sandro; GROENEVELD, Juergen; ALVES, Luciana Ferreira; METZGER, Jean Paul ; HUTH, Andreas. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for brazilian atlantic forests. **Ecological Modelling**, [S.L.], v. 222, n. 12, p. 1986-1997, jun. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>.

REIS, Igor Pires; ROCHA-SANTOS, Larissa; LEAL, Adrielle; FARIA, Deborah; MIELKE, Marcelo Schramm. Landscape forest loss changes sunfleck dynamics in forest fragments of southern Bahia, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, [S.L.], v. 37, n. 2, p. 64-71, mar. 2021. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467421000110>.

REIS, Nelio Roberto dos; BARBIERI, Márcio Luiz da Silva; LIMA, Isaac Passos de; PERACCHI, Adriano Lúcio. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (*Mammalia, Chiroptera*): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho?. **Revista Brasileira de Zoologia**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 225-230, jun. 2003. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-81752003000200009>.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A.. From hotspot to hopespot: an opportunity for the brazilian atlantic forest. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 208-214, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

RIBEIRO, Hugo José; FERREIRA, Nilson Clementino; KOPP, Kátia Alcione; PEREIRA, Tatiane Souza Rodrigues; OLIVEIRA, Wellington Nunes de. SENSORIAMENTO REMOTO EM ECOLOGIA DA PAISAGEM: ESTADO DA ARTE. **Geociências**, São Paulo, v. 36, n. 1, p. 257-267, 2019.

RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; PONZONI, Flávio Jorge; HIROTA, Márcia Makiko. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIGUEIRA, Dary Moreira Gonçalves; MOLINARI, Adam Luís Minho; MARIANO, Dante Luís Silva; REIS, Rodrigo Maman; PORTUGAL, Adriana Brizon; SANTANA, Neildes de Souza; SANTOS, Rafael Alves dos. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 197-202, mar. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062012000100019>.

RIPPERGER, Simon P.; TSCHAPKA, Marco; KALKO, Elisabeth K.V.; RODRÍGUEZ-HERRERA, Bernal; MAYER, Frieder. Resisting habitat fragmentation: high genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.L.], v. 185, p. 9-15, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.006>.

ROCHA, Nicole Andrade da; BORGES, Junia Lúcio de Castro; MOURA, Ana Clara Mourão. Conflitos das dinâmicas de transformação urbana e ambiental à luz da ecologia da paisagem. **Parc Pesquisa em Arquitetura e Construção**, v. 7, n. 1, p. 23-34, 30 mar. 2016.

ROCHA, Nicole Andrade da; CASAGRANDE, Pedro; MOURA, Ana Clara Mourão. Análise combinatória e pesos de evidência na produção de análise de multicritérios em modelos de avaliação. **Geografía y Sistemas de Información Geográfica (Geosig)**, n. 10, p. 37-61, 2018.

ROCHA-SANTOS, Larissa; PESSOA, Michael S.; CASSANO, Camila R.; TALORA, Daniela C.; ORIHUELA, Rodrigo L.L.; MARIANO-NETO, Eduardo; MORANTE-FILHO, José C.; FARIA, Deborah; CAZETTA, Eliana. The shrinkage of a forest: landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 196, p. 1-9, abr. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>.

ROSA, Paulo Afonso da; BREUNIG, Fábio Marcelo; ALMEIDA, Cláudia Maria de; BALBINOT, Rafaelo. Relação entre população rural e cobertura florestal no noroeste do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 68/10, p. 1993-2006, 2016.

ROZENDAAL, Danaë M. A.; BONGERS, Frans; AIDE, T. Mitchell; ALVAREZ-DÁVILA, Esteban; ASCARRUNZ, Nataly; BALVANERA, Patricia; BECKNELL, Justin M.; BENTOS, Tony V.; BRANCALION, Pedro H. S.; CABRAL, George A. L.; CALVO-RODRIGUEZ, Sofia; CHAVE, Jerome; CÉSAR, Ricardo G.; CHAZDON, Robin; CONDIT, Richard; DALLINGA, Jorn; ALMEIDA-CORTEZ, Jarcilene S. de; JONG, Ben de; OLIVEIRA, Alexandre de; DENSLOW, Julie S.; DENT, Daisy H.; DEWALT, Saara J.; DUPUY, Juan Manuel; DURÁN, Sandra M.; DUTRIEUX, Loïc P.; ESPÍRITO-SANTO, Mario M.; FANDINO, María; FERNANDES, Geraldo Wilson; FINEGAN, Bryan; GARCÍA, Hernando; GONZALEZ, Noel; MOSER, Vanessa Granda; HALL, Jefferson S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, José Luis; HUBBELL, Stephen; JAKOVAC, Catarina C.; HERNÁNDEZ, Alma Johanna; JUNQUEIRA, André B.; KENNARD, Deborah; LARPIN, Denis; LETCHER, Susan G.; LICONA, Juan-Carlos; LEBRIJA-TREJOS, Edwin; MARÍN-

SPIOTTA, Erika; MARTÍNEZ-RAMOS; Miguel; MASSOCA, Paulo E. S.; MEAVE Jorge A.; MESQUITA, Rita C. G.; MORA, Francisco; MÜLLER, Sandra C.; MUÑOZ, Rodrigo; OLIVEIRA NETO, Silvio Nolasco de; NORDEN Natalia; NUNES, Yule R. F.; OCHOA-GAONA, Susana; ORTIZ-MALAVASSI, Edgar; OSTERTAG, Rebecca; PEÑA-CLAROS, Marielos; PÉREZ-GARCÍA, Eduardo A.; PIOTTO, Daniel; POWERS, Jennifer S.; AGUILAR-CANO, José; RODRIGUEZ-BURITICA, Susana; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, Jorge; ROMERO-ROMERO, Marco Antonio; RUÍZ, Jorge; SANCHEZ-AZOFEIFA, Arturo; ALMEIDA, Arlete Silva de; SILVER, Whendee L.; SCHWARTZ, Naomi B.; THOMAS, William Wayt; TOLEDO, Marisol; URIARTE, Maria; SAMPAIO, Everardo Valadares de Sá; BREUGEL, Michiel van; WAL, Hans van der; MARTINS, Sebastião Venâncio; VELOSO; Maria D. M.; VESTER Hans F. M.; VICENTINI, Alberto; VIEIRA, Ima C. G.; VILLA, Pedro; WILLIAMSON, G. Bruce; ZANINI, Kátia J.; ZIMMERMAN, Jess; POORTER, Lourens. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, [S.L.], v. 5, n. 3, p. 1-10, mar. 2019. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>.

SAFAR, Nathália Vieira Hissa; MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; SCHAEFER, Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud. Resilience of lowland Atlantic forests in a highly fragmented landscape: insights on the temporal scale of landscape restoration. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 470-471, p. 1-10, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118183>.

SANO, Edson Eyji; PONZONI, Flávio Jorge; MENESES, Paulo Roberto; BAPTISTA, Gustavo Macedo de Mello; TONIOL, Alana Carla; GALVÃO, Lênio Soares; JESUS, Whashington de; ANNA FRANCA ROCH, Sant. Reflectância da vegetação. In: MENESES, Paulo Roberto; ALMEIDA, Tati de; BAPTISTA, Gustavo Macedo de Mello (org.). **Reflectância dos materiais terrestres: análise e interpretação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2019. p. 189-223.

SANTOS JUNIOR, Paulo Cesar Araújo; MARQUES, Fernanda Cristina; LIMA, Marcos Robalinho; ANJOS, Luiz dos. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza & Conservação**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 1-7, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.001>.

SANTOS, Jeangelis Silva; LEITE, Catherine Cristina Claros; VIANA, Julyana Cristina Cândido; SANTOS, Alexandre Rosa dos; FERNANDES, Milton Marques; ABREU, Vítor de Souza; NASCIMENTO, Timóteo Paladino do; SANTOS, Leandro Soares dos; FERNANDES, Márcia Rodrigues de Moura; SILVA, Gilson Fernandes da. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 88, p. 414-424, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>.

SANTOS, João Flávio Costa dos; MENDONÇA, Bruno Araújo Furtado de; ARAÚJO, Emanuel José Gomes de; ANDRADE, Caio Frossard de. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017.

SANTOS, Viviane S.D.; MAGRIS, Rafael A.; SOARES, Ana Cristina S.; VIEIRA, Raísa R.s.; MACHADO, Ricardo B.. Connectivity and strategic opportunity to promote the establishment of private-owned protected areas in the Atlantic Forest (Serra do Mar and Bahia

regions). **Journal For Nature Conservation**, [S.L.], v. 66, p. 1-9, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126149>.

SANTOS, Viviane S.D.; MAGRIS, Rafael A.; SOARES, Ana Cristina S.; VIEIRA, Raísa R.s.; MACHADO, Ricardo B.. Connectivity and strategic opportunity to promote the establishment of private-owned protected areas in the Atlantic Forest (Serra do Mar and Bahia regions). **Journal For Nature Conservation**, [S.L.], v. 66, p. 126-149, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126-149>.

SÃO PAULO. Lei nº 17.348, de 12 de março de 2021. **Altera a Lei nº 3.201, de 23 de dezembro de 1981, que dispõe sobre a parcela, pertencente aos municípios, do produto da arrecadação do imposto sobre operações relativas à circulação de mercadorias e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação**. São Paulo, 2021.

SÁ-SILVA, Jackson Ronie; ALMEIDA, Cristóvão Domingos de; GUINDANI, Joel Felipe. Pesquisa documental: pistas teóricas e metodológicas. **Revista Brasileira de História & Ciências Sociais**, [s. l], v. 1, n. 1, p. 1-15, 2009.

SAURA, Santiago; RUBIO, Lidón. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, [S.L.], p. 523-537, jan. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>.

SAWYER, Donald; MESQUITA, Beto; COUTINHO, Bruno; ALMEIDA, Fabio Vaz de; FIGUEIREDO, Isabel; ELOY, Ludivine. **Perfil do Ecossistema: Hotspot de Biodiversidade do Cerrado**. Brasília: SuperNova, 2018. 280 p.

SCHACHT, Gustavo Luis. **Reservas Particulares do Patrimônio Natural no estado do Paraná (Brasil) e as Áreas Protegidas Privadas na Catalunha (Espanha): situação atual, políticas públicas e gestão ambiental**. 2017. 239 f. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Geografia Física - Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

SCHACHT, Gustavo Luis; ROCHA, Yuri Tavares. DE PROPRIETÁRIOS RURAIS A PROPRIETÁRIOS DE RPPN: O CASO DO PARANÁ. **Rede – Revista Eletrônica do Prodepa Fortaleza**, [s. l], v. 13, n. 1, p. 68-78, 2019.

SCHAFFARTZIK, Anke; MAYER, Andreas; GINGRICH, Simone; EISENMENGER, Nina; LOY, Christian; KRAUSMANN, Fridolin. The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950–2010. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 87-97, 2014.

SCHLAGER, Edella; OSTROM, Elinor. Property-Rights Regimes and Natural Resources: a conceptual analysis. **Land Economics**, [S.L.], v. 68, n. 3, p. 249, ago. 1992. University of Wisconsin Press. <http://dx.doi.org/10.2307/3146375>.

SCHORN, Lauri Amândio; GALVÃO, Franklin. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, [S.L.], v.

36, n. 1, p. 59-74, 24 ago. 2006. Universidade Federal do Paraná.
<http://dx.doi.org/10.5380/rf.v36i1.5508>.

SCUSSEL, Cristiane; ZOCHE, Jairo José; LADWIG, Nilzo Ivo; CONTO, Danrlei de. Fragmentação florestal em área de Mata Atlântica no Sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S.L.], v. 24, p. 1-23, 31 dez. 2020. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/2236499443836>.

SEVEGNANI, Lucia; UHLMANN, Alexandre; GASPER, André Luis de; VIBRANS, Alexander Christian; SANTOS, Anita Stival dos; VERDI, Marcio; DREVECK, Susana; KORTE, Alexandre; MEYER, Leila. Estágios sucessionais na Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, Alexander Christian; SEVEGNANI, Lucia; GASPER, André Luis de; LINGNER, Débora Vanessa (ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. IV, Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013. Cap. 1. p. 311-322.

SHIIBA, Nagisa; WU, Hsing Hao; HUANG, Michael C.; TANAKA, Hajime. How blue financing can sustain ocean conservation and development: a proposed conceptual framework for blue financing mechanism. **Marine Policy**, [S.L.], v. 139, p. 104575, maio 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104575>.

SHUMBA, Tafadzwa; VOS, Alta de; BIGGS, Reinette; ESLER, Karen J.; AMENT, Judith M.; CLEMENTS, Hayley S.. Effectiveness of private land conservation areas in maintaining natural land cover and biodiversity intactness. **Global Ecology And Conservation**, v. 22, p. 1-11, 2020.

SIFAP – Sistema Federal de Áreas Protegidas. **Áreas Protegidas**. 2022. Disponível em: <https://sifap.gob.ar/areas-protegidas>. Acesso em: 21 out. 2022.

SILVA JUNIOR, Celso H. L.; HEINRICH, Viola H. A.; FREIRE, Ana T. G.; BROGGIO, Igor S.; ROSAN, Thais M.; DOBLAS, Juan; ANDERSON, Liana O.; ROUSSEAU, Guillaume X.; SHIMABUKURO, Yosio E.; SILVA, Carlos A.. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 1-9, 14 ago. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41597-020-00600-4>.

SILVA, Alessandra Leite da; LONGO, Regina Márcia. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 30, n. 4, p. 1176-1191, 1 dez. 2020. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509842640>.

SILVA, Alessandra Leite da; NUNES, Adélia Jesus Nobre de; MARQUES, Mara Lúcia; RIBEIRO, Admilson Írio; LONGO, Regina Márcia. Assessing the fragility of forest remnants by using landscape metrics. Comparison between river basins in Brazil and Portugal. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 193, n. 4, p. 1-17, 9 mar. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-021-08953-y>.

SILVA, Felipe Pessoa da; MARCO JÚNIOR, Paulo de. The role of protected areas in safeguarding bat diversity in Brazil. **Biodiversity And Conservation**, [S.L.], v. 32, n. 8-9, p.

2909-2924, 26 maio 2023. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-023-02635-6>.

SILVA, Fredson Pereira da; SANTOS, Carlos Alberto Batista. Impactos sobre a conservação de recursos naturais em áreas de exploração mineral. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [S.L.], v. 7, n. 17, p. 1471-1482, 2020. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade. [http://dx.doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)071727](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas(2020)071727).

SILVA, Jessica Santos da; RANIERI, Victor Eduardo Lima. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 115-132, 2014.

SILVA, José Maria Cardoso da; DIAS, Teresa Cristina Albuquerque de Castro; CUNHA, Alan Cavalcanti da; CUNHA, Helenilza Ferreira Albuquerque. Funding deficits of protected areas in Brazil. **Land Use Policy**, p. 1-6, 2021.

SILVA, José Maria Cardoso da; PINTO, Luiz Paulo; SCARANO, Fábio Rubio. Toward integrating private conservation lands into national protected area systems: lessons from a megadiversity country. **Conservation Science And Practice**, [S.L.], v. 3, n. 7, p. 1-8, 4 maio 2021. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.433>.

SILVA, Maria S. F.; SOUZA, Rosemeri M.. Spatial patterns of forest fragmentation in the Flona Ibura – Sergipe. **Mercator**, [S.L.], v. 13, n. 03, p. 121-137, 30 dez. 2014. Mercator - Revista de Geografia da UFC. <http://dx.doi.org/10.4215/rm2014.1303.0009>.

SILVA, Samuel Ferreira da; MENDES, Natália Gomes de Souza; BERMUDEZ, Wanderson Lyrio; SANTOS, Alexandre Rosa dos; GARCIA, Giovanni de Oliveira. Spatial analysis of forest fragments of the Rio da Prata subwatershed in Ibirapu and Aracruz, ES, Brazil. **Revista Vértices**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 121-132, 2015. Essentia Editora.
<http://dx.doi.org/10.5935/1809-2667.20150008>.

SIMÃO NETO, Isaac. **Análise da efetividade das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNS) de âmbito federal em Santa Catarina**. 2017. 180 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SIMÃO, Isaac; FREITAS, Mário Jorge Cardoso Coelho de. As motivações dos proprietários de terra para a criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural federais do estado de Santa Catarina, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 45, p. 231-257, 30 abr. 2018.

SIMINSKI, Alexandre; ZAMBIASI, Daisy Christiane; SANTOS, Karine Louise dos; FANTINI, Alfredo Celso. Dynamics of Natural Regeneration: implications for landscape restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers In Forests And Global Change**, [S.L.], v. 4, p. 1-15, 11 mar. 2021. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/ffgc.2021.576908>.

SIMS-CASTLEY, Rebecca; KERLEY, Graham I.H.; GEACH, Beverley; LANGHOLZ, Jeff. Socio-economic significance of ecotourism-based private game reserves in South Africa's Eastern Cape Province. **Parks: private protected areas**, v. 15, n. 2, p. 6-18, 2005.

SIQUEIRA, Flávia Freire de. **A importância de pequenos elementos da paisagem para a conservação da Mata Atlântica**. 2020. 119 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2020.

SOARES, Ana Cristina da Silva. **Priorização e avaliação da importância das Unidades de Conservação privadas (RPPNs) para a conectividade de remanescentes na sub-região biogeográfica “Bahia” (Mata Atlântica Brasileira)**. Brasília: ICMBio, 2019.

SOBRAL-SOUZA, Thadeu; LIMA-RIBEIRO, Matheus Souza. De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 21, n. 02, p. 93-107, jul. 2017. *Oecologia Australis*.
<http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2017.2102.01>.

SOS MATA ATLÂNTICA. **A Mata Atlântica é a floresta mais devastada do Brasil**. 2022a. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica/>. Acesso em: 18 nov. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Mata Atlântica**. 2022b. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica/>. Acesso em: 18 nov. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Programa de RPPNs faz 10 anos com mais de 57 mil hectares protegidos**. 2013. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/noticias/programa-de-rppns-completa-10-anos-com-mais-de-57-mil-hectares-de-mata-protegidos/>. Acesso em: 15 nov. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório Anual 2021**. 2021. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Relatorio_21_julho.pdf. Acesso em: 17 jan. 2023.

SOUSA, Angélica Silva de; OLIVEIRA, Guilherme Saramago de; ALVES, Laís Hilário. A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos. **Cadernos da Fucamp**, [s. l], v. 20, n. 43, p. 64-83, 2021.

SOUZA, João Vitor Campos de. **Congressos Mundiais de Parques Nacionais da UICN (1962-2003): registros e reflexões sobre o surgimento de um novo paradigma para a conservação da natureza**. 2013. 214 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

SOUZA, José Luciano de. Elaboração de Plano de Manejo para Reservas Particulares do Patrimônio Natural. In: GUAGLIARDI, Roberta (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2018. p. 167-197.

SOUZA, José Luciano de. **Perguntas e Respostas sobre Reserva Particular do Patrimônio Natural**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade Brasília / DF, setembro / 2012 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012. 75 p.

SOUZA, José Luciano de; VIEIRA, Célia Lontra; SILVA, Desirre Cristiane Barbosa da. **Roteiro metodológico para elaboração de plano de manejo para Reservas Particulares do Patrimônio Natural**. Brasília: ICMBio, 2015. 86 p.

SOUZA, José Luciano; FONSECA, Mônica. **Roteiro para o reconhecimento de Reserva Particular do Patrimônio Natural**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2018. 76 p.

SPAROVEK, Gerd. Caminhos e escolhas na revisão do Código Florestal: quando a compensação compensa. **Visão Agrícola**, Piracicaba, v. 7, n. 10, p. 25-28, 2012.

STEIGLEDER, Annelise Monteiro. A proteção jurídica do Bioma Pampa. In: TEIXEIRA FILHO, Althen; WINCKLER, Lilian Terezinha (org.). **Anais do I Congresso sobre o Bioma Pampa: reunindo saberes**. Pelotas: UFPel, 2020. p. 177-196.

STOLTON, Sue; REDFORD, Kent. H.; DUDLEY, Nigel. **The Futures of Privately Protected Areas: Developing Capacity for a Protected Planet**. Gland, Switzerland: IUCN, 2014.

SUTIL, Thaise. **Framework para zoneamento de áreas de proteção ambiental**. 2022. 182 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2022.

TABARELLI, Marcelo; AGUIAR, Antonio Venceslau; RIBEIRO, Milto Cezar; METZGER, Jean Paul. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, [s. l], v. 37, n. 2, p. 88-92, 2012.

TABARELLI, Marcelo; AGUIAR, Antonio Venceslau; RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; PERES, Carlos A.. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 143, n. 10, p. 2328-2340, out. 2010. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.

TAMBOSI, Leandro Reverberi; VIDAL, Mariana Moraes; FERRAZ, Silvio Frosini de Barros; METZGER, Jean Paul. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, ago. 2015.

TAYLOR, Martin F. J.; SATTLER, Paul S.; EVANS, Megan; FULLER, Richard A.; WATSON, James E. M.; POSSINGHAM, Hugh P.. What works for threatened species recovery? An empirical evaluation for Australia. **Biodiversity and Conservation**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 767-777, 14 jan. 2011. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9977-8>.

THIAGO, Carlos Roberto Lima; MAGALHÃES, Ivo Augusto Lopes; SANTOS, Alexandre Rosa dos. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 595-612, 2020.

TILMAN, David; CLARK, Michael; WILLIAMS, David R.; KIMMEL, Kaitlin; POLASKY, Stephen; PACKER, Craig. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, v. 546, p. 73-81, 2017.

TORRESANI, Michele; ROCCHINI, Duccio; ALBERTI, Alessandro; MOUDRÝ, Vítězslav; HEYM, Michael; THOUVERAI, Elisa; KACIC, Patrick; TOMELLERI, Enrico. LiDAR GEDI derived tree canopy height heterogeneity reveals patterns of biodiversity in forest ecosystems. **Ecological Informatics**, [S.L.], v. 76, p. 1-16, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102082>.

UNEP-WCMC, IUCN and NGS . **Protected Planet Report 2018**. UNEP-WCMC, IUCN and NGS: Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA, 2018. p. 71.

UNEP-WCMC, UNEP, IUCN. **Relatório Planeta Protegido 2020**. 2021. Disponível em: <http://livereport.protectedplanet.net/>. Acesso em: 28 maio 2021.

UPADHAYA, Krishna; THAPA, Namita; LAKADONG, N. John; BARIK, Saroj Kanta; SARMA, Kiranmay. Priority Areas for Conservation in Northeast India: A Case Study in Meghalaya Based on Plant Species Diversity and Endemism. **International Journal Of Ecology And Environmental Sciences**, v. 2, n. 39, p. 125-136, 2013.

VARNIER, Macleidi. MONITORAMENTO DA BIODIVERSIDADE E ANÁLISE ESPACIAL A PARTIR DO SENSORIAMENTO REMOTO: estudo de caso sobre a introdução de árvores exóticas no planalto catarinense, sul do brasil. **Boletim Alfenense de Geografia**, [S.L.], v. 2, n. 4, p. 245-258, 2022. Even3. <http://dx.doi.org/10.29327/243949.2.4-14>.

VASCONCELOS, Tiago S.; PRADO, Vitor H.M.. Climate change and opposing spatial conservation priorities for anuran protection in the Brazilian hotspots. **Journal For Nature Conservation**, v. 49, p. 118-124, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2019.04.003>.

VÉLEZ, Eduardo; CHOMENKO, Luiza; SCHAFFER, Wigold; MADEIRA, Marcelo. Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. In: PILLAR, Valério de Patta; MÜLLER, Sandra Cristina; CASTILHOS, Zélia Maria de Souza; JACQUES, Aino Victor Ávila (ed.). **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. Cap. 28. p. 356-403.

VENTER, Oscar; MAGRACH, Ainhua; OUTRAM, Nick; KLEIN, Carissa Joy; POSSINGHAM, Hugh P.; MARCO, Moreno di; WATSON, James E.M.. Bias in protected-area location and its effects on long-term aspirations of biodiversity conventions.

VIBRANS, Alexander Christian; MCROBERTS, Ronald Edward; LINGNER, Débora Vanessa; NICOLETTI, Adilson Luiz; MOSER, Paolo. Extensão original e remanescentes da Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, Alexander Christian; SEVEGNANI, Lucia; GASPER, André Luis de; LINGNER, Débora Vanessa (ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. IV, Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013. Cap. 1. p. 25-33.

VIBRANS, Alexander Christian; OLIVEIRA, Laio Zimmermann; GASPER, André Luís de; LINGNER, Débora Vanessa; SCHORN, Lauri Amândio; SILVA, Daniel Augusto da. Unprecedented large-area turnover estimates for the subtropical Brazilian Atlantic Forest based on systematically-gathered data. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 505, p. 119902, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119902>.

VICENS, Raúl Sánchez; CRUZ, Carla Bernadette Madureira; RIZZINI, Cecilia Maria.. Utilização de Técnicas de Sensoriamento Remoto na Análise da Cobertura Vegetal da Reserva Florestal de Linhares, ES, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. **Anais [...]**. Santos: INPE, 1998. p. 1561-1572.

VIEIRA, Jonas Nunes; PINHEIRO, Helena Saraiva Koenow; BUENO, Mateus Marques; CARVALHO JUNIOR, Waldir de; PEREIRA, Nilson Rendeiro; CARVALHO, Daniel Costa de; SOARES, Paula Fernanda Chaves. Priority Areas for Water Resources Conservation: study case Canal Guandu watershed. **Aquatic Science And Technology**, v. 9, n. 1, p. 1-17, 24 set. 2020.

VIEIRA, Maria Cristina Weyland; MESQUITA, Carlos Alberto Bernardo. Tecendo uma rede: memórias do movimento de representação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural. In: GUAGLIARDI, Roberta (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2018. p. 105-133.

VIEIRA, Raísa R.S.; PRESSEY, Robert L.; LOYOLA, Rafael. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 233, p. 152-161, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.010>.

VITALI, Mariana. UHLIG, Vivian Mara. Unidades de Conservação de Santa Catarina. **Revista Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v.1, n.1, p. 43-61, 2010.

VITALLI, Patrícia de Luca. **Análise dos aspectos jurídicos correlatos à zona de amortecimento de unidades de conservação: estudo de caso da Estação Ecológica de Assis (SP)**. 2007. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

WANG, Ran; GAMON, John A.. Remote sensing of terrestrial plant biodiversity. **Remote Sensing Of Environment**, [S.L.], v. 231, p. 111-218, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2019>.

WANG, Ran; GAMON, John; MONTGOMERY, Rebecca; TOWNSEND, Philip; ZYGIELBAUM, Arthur; BITAN, Keren; TILMAN, David; CAVENDER-BARES, Jeannine. Seasonal Variation in the NDVI–Species Richness Relationship in a Prairie Grassland Experiment (Cedar Creek). **Remote Sensing**, [S.L.], v. 8, n. 2, p. 1-15, 5 fev. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs8020128>.

WDPA - World Database on Protected Areas. **September 2022 update of the WDPA and WD-OECM**. 2022. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/en/resources/september-2022-update-of-the-wdpa-and-wd-oecm>. Acesso em: 10 out. 2022.

WIEDMANN, Sonia Maria Pereira; GUAGLIARDI, Roberta. A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN): unidade de conservação particular. In: GUAGLIARDI, Roberta (org.). **Programa Estadual de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: 10 anos de apoio à conservação da biodiversidade**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2018. p. 11-40.

WILLIS, Katherine; JEFFERS, Elizabeth S.; TOVAR, Carolina; LONG, Peter R.; CAITHNESS, Neil; SMIT, Mathijs G. D.; HAGEMANN, Randi E.; COLLIN-HANSEN, Christian; WEISSENBERGER, Jürgen. Determining the ecological value of landscapes beyond protected areas: determining the ecological value of landscapes beyond protected areas. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 3-12, 2012.

WOLFHARD, Lorena Valeria Guzmán; RAEDIG, Claudia. Connectivity Conservation Management: Linking Private Protected Areas. In: NEHREN, Udo; SCHLÜTER, Sabine; RAEDIG, Claudia; SATTLER, Dietmar; HISSA, Helga (ed.). **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. [S.l.]: Springer, 2019. Cap. 11. p. 155-171.

WOODLEY, Stephen; BERTZKY, Bastian; CRAWHALL, Nigel; DUDLEY, Nigel; LONDOÑO, Julia Miranda; MACKINNON, Kathy; REDFORD, Kent; SANDWITH, Trevor. Meeting aichi target 11: what does success look like for protected area systems? **Parks**, v. 18, n. 1, p. 23-36, 2012.

XIAO, Juan; SUAB, Stanley Anak; CHEN, Xinyu; SINGH, Chander Kumar; SINGH, Dharmendra; AGGARWAL, Ashwani Kumar; KOROM, Alexius; WIDYATMANTI, Wirastuti; MOLLAH, Tanjinul Hoque; MINH, Huynh Vuong Thu. Enhancing assessment of corn growth performance using unmanned aerial vehicles (UAVs) and deep learning. **Measurement**, [S.L.], v. 214, p. 1-17, jun. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.measurement.2023.112764>.

YIN, Robert K. **O Estudo de caso**. Porto Alegre: Bookman, 2015.

YU, Huan; LIU, Xiangmeng; KONG, Bo; LI, Ruopu; WANG, Guangxing. Landscape ecology development supported by geospatial technologies: a review. **Ecological Informatics**, [S.L.], v. 51, p. 185-192, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.03.006>.

ZAMBRANO, Jenny; CORDEIRO, Norbert J.; GARZON-LOPEZ, Carol; YEAGER, Lauren; FORTUNEL, Claire; NDANGALASI, Henry J.; BECKMAN, Noelle 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. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0235210>.

ZANINI, Kátia Janaina; BERGAMIN; Rodrigo Scarton; MACHADO, Rafael Engelman; PILLAR, Valério de Patta; MÜLLER, Sandra Cristina Atlantic rain forest recovery: successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 4, p. 1056-1068, 15 fev. 2014. <https://doi.org/10.1111/jvs.12162>.

ZENG, Jie; CHEN, Tianyang; YAO, Xiaowei; CHEN, Wanxu. Do Protected Areas Improve Ecosystem Services? A Case Study of Hoh Xil Nature Reserve in Qinghai-Tibetan Plateau. **Remote Sensing**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 471, 2 fev. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12030471>.

ZUNGU, Manqoba M.; MASEKO, Mfundo S.T.; KALLE, Riddhika; RAMESH, Tharmalingam; DOWNS, Colleen T.. Effects of landscape context on mammal richness in the urban forest mosaic of eThekweni municipality, Durban, South Africa. **Global Ecology and**

Conservation, [S.L.], v. 21, p. 9-15, mar. 2020. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00878>.

ZWIENER, Victor P.; PADIAL, André A.; MARQUES, Márcia C. M.; FALEIRO, Frederico V.; LOYOLA, Rafael; PETERSON, A. Townsend. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 23, n. 8, p. 955-966, 15 jun. 2017. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12588>.