



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CAMPUS FLORIANÓPOLIS – CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PERÍCIAS AMBIENTAIS

Francielson da Silva Barbosa

**CLASSIFICAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS COMO FERRAMENTA DE  
SUBSÍDIO PARA AVERBAÇÃO DA RESERVA LEGAL NO ESTADO DO PIAUÍ**

Florianópolis, SC

2023

Francielson da Silva Barbosa

**CLASSIFICAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS COMO FERRAMENTA DE  
SUBSÍDIO PARA AVERBAÇÃO DA RESERVA LEGAL NO ESTADO DO PIAUÍ**

Dissertação submetida ao Programa de Mestrado  
Profissional em Perícias Criminais Ambientais da  
Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do  
título de Mestre em Perícias Criminais Ambientais.  
Orientador: Prof. Dr. Alexandre Siminski  
Coorientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Florianópolis, SC

2023

### Ficha de identificação da obra

Barbosa, Francielson da Silva

Classificação de fragmentos florestais como ferramenta de subsídio para averbação da reserva legal no estado do Piauí / Francielson da Silva Barbosa ; orientador, Alexandre Siminski, coorientador, Milton Cezar Ribeiro, 2023.

162 p.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Perícias Criminais Ambientais. 2. Cadastro Ambiental Rural, propriedades rurais, código florestal.. 3. Métricas da paisagem, fragmentos florestais, efeito de borda.. 4. Análise multicritério, análise ambiental, decisão. . I. Siminski, Alexandre. II. Ribeiro, Milton Cezar . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Perícias Criminais Ambientais. IV. Título.

Francielson da Silva Barbosa

**Classificação de fragmentos florestais como ferramenta de subsídio para  
averbação da Reserva Legal no Estado do Piauí**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Antônio Joaquim da Silva  
Instituição IFPI

Prof. Dr. Roberto Fabris Goerl  
Instituição UFSC

Prof. Dr. Paulo Henrique Gomes de Lima  
Instituição IFPI

Prof. Dr. Kleber Isaac Silva de Souza  
Instituição IBAMA

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Perícias Criminais Ambientais

---

Prof. Dr. Carlos Henrique Lemos Soares  
Coordenador do Programa

---

Prof. Dr. Alexandre Siminski  
Orientador

Florianópolis, 2023

Dedico este trabalho aos meus pais, Francisco e Francineide,  
minha esposa Jacksandra e ao meu pequeno filho Túlio Levi.

## AGRADECIMENTOS

Agradecer é reconhecer quem foi importante em um determinado tempo e trajetória de nossas vidas. Nesse sentido, agradeço a Deus, o mestre dos mestres. Sem ele nada seria possível.

A todos os professores do Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais e a todos os colegas do curso.

À Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, por ter proporcionado e disponibilizado este Programa de Pós-graduação que tanto contribui com a comunidade.

Agradeço imensamente a paciência e o companheirismo da minha esposa Jacksandra, obrigado por todo cuidado e dedicação com o nosso filho. Obrigado por ter compreendido que em alguns momentos eu deveria me ausentar e dedicar exclusivamente aos trabalhos acadêmicos, que culminou com esta dissertação.

Agradeço ao meu filho Túlio Levi por ser essa inspiração diária e minha alegria.

Ao professor Dr. Alexandre Siminski pelos ensinamentos, paciência e zelo pela profissão e decência como servidor público, além de ser um exemplo de ser humano. Gratidão por ter aceitado ao meu convite para me orientar. Carregarei comigo tudo o que aprendi como seu orientado nesse período. Sempre que precisar, conte comigo!

Ao professor Dr. Milton Cezar Ribeiro por ter aceitado ao convite para ser meu Coorientador. Obrigado pelas contribuições e saiba que terei sempre você como uma referência em conhecimentos e ensinamentos em Ecologia de Paisagem. A partir de você, professor “Miltinho” como todos te chamam na UNESP Rio Claro, agradeço também a paciência e ensinamentos que recebi do amigo e seu orientado Maurício Vancine, esse ser incrível que tanto me ensinou.

Ao amigo Marcos Fernandes, perito criminal ambiental, a quem o considero como um irmão de outra mãe. Gratidão por tudo!

A todos os amigos e familiares pelas energias positivas e palavras de incentivo.

Agradeço ao meu amigo e colega de trabalho, Ijan Silva, por ter assumido as funções do laboratório de mineração durante meu afastamento para cursar esse mestrado.

Agradeço ao Diretor-geral e amigo Francisco Washington Soares. Obrigado pelo empenho em prol da nossa instituição, o IFPI *Campus* Paulistana.

Ao Instituto Federal de Educação do Piauí por ter permitido que eu cursasse esse mestrado, a partir da concessão, via edital, de afastamento para capacitação.

A arte de escutar é como uma luz que dissipa a  
escuridão da ignorância.

(Dalai Lama)

## RESUMO

A partir do intenso processo de ocupação dos biomas brasileiros, percebeu-se uma elevada alteração da paisagem devido aos processos de uso e ocupação do solo, sendo a agricultura a principal atividade degradadora das florestas nativas. Nesse sentido, como estratégia reguladora do uso dos recursos naturais, principalmente da vegetação nativa, o governo brasileiro implementou o Cadastro Ambiental Rural (CAR), que, entre seus diversos objetivos, inclui registrar um percentual do imóvel rural como Reserva Legal (RL), com percentuais diferentes em relação a cada bioma em que está localizada a propriedade rural. Diante disso, o presente trabalho buscou, com base na utilização de sistemas de informações geográficas e Métricas da Paisagem, classificar os fragmentos florestais nas bacias hidrográficas Canindé (BHCAN) e Alto Parnaíba (BHPAR), ambas localizadas no estado do Piauí. Através da aplicação do modelo matemático multicritério, o método AHP, foi simulada a criação de corredores ecológicos, em sentido amplo, entre os maiores fragmentos florestais presentes na BHCAN para determinar as áreas prioritárias a serem definidas como Reserva Legal. Com base nos resultados obtidos, constatou-se que a classe florestal é a mais representativa em ambas as bacias hidrográficas, seguida da classe agropecuária. Com relação aos índices métricos, foram registrados 40.775 fragmentos florestais na BHCAN e 3.951 fragmentos na BHPAR, o que indica uma alta fragmentação da paisagem. No entanto, levando em consideração o número de fragmentos florestais, de acordo com as classes de tamanho estabelecidas, a maior parte da classe Floresta está localizada em fragmentos superiores a 100 hectares, em ambas as áreas de estudo, indicando que apesar da elevada fragmentação florestal, grandes áreas ainda estão disponíveis. Quanto à estrutura fundiária, na BHCAN predominam as pequenas propriedades rurais, ao contrário da BHPAR, onde as propriedades rurais consideradas como grandes possuem tamanho médio de 3.553,50 hectares. Quanto à adesão ao CAR pelos proprietários, dos 21.842 imóveis rurais presentes na BHCAN, 20.853 possuem proposta de RL. Dos 592 imóveis identificados na BHPAR, cerca de 435 possuem RL, demonstrando que quase todos os imóveis rurais cadastrados possuem proposta de RL. Quanto às análises do CAR, 100% dos cadastros ativos na BHCAN aguardam análise e apenas 0,5% dos já realizados na BHPAR passaram por alguma análise. A geração de corredores ecológicos, por meio do método AHP, mostrou-se satisfatória na escolha das áreas prioritárias, tendo identificado os locais com maior quantidade de vegetação nativa. No entanto, embora os corredores gerados representem os locais com melhor cobertura vegetal, todos eles apresentaram déficit de vegetação nativa, que do ponto de vista ecológico merece ser recuperado para que suas funções essenciais sejam restabelecidas. Com relação às áreas destinadas a RL nos três corredores gerados, dentre os seis maiores fragmentos florestais, constatou-se que em todos eles há proposta de reserva legal em áreas que não atendem às exigências do Código Florestal, devendo essas áreas serem realocadas para outro ponto da propriedade ou realizada a recomposição da vegetação nativa.

**Palavras-chave:** Cadastro Ambiental Rural. Métricas da Paisagem. Reserva Legal.



## ABSTRACT

From the intense process of occupation of Brazilian biomes, it has been noticed a high alteration of the landscape due to the processes of use and occupation of the land, being the agriculture the main degrading activity of the native forests. In this sense, as a regulatory strategy for the use of natural resources, mainly native vegetation, the Brazilian government implemented the Rural Environmental Registry (CAR), which, among its various objectives, includes registering a percentage of rural property as a Reserve Legal (RL), with different percentages in relation to each biome in which the rural property is located. Given this, the present work sought, based on the use of geographic information systems and Landscape Metrics, to classify the forest fragments in the Canindé (BHCAN) and Alto Parnaíba (BHPAR) watersheds, both located in the state of Piauí. Through the application of the multicriteria mathematical model, the AHP method, the creation of ecological corridors was simulated, in a broad sense, between the largest forest fragments present in the BHCAN to determine the priority areas to be defined as Legal Reserves. Based on the results obtained, it was found that the forest class is the most representative in both watersheds, followed by the agriculture class. Regarding the metric indices, 40.775 forest fragments were recorded in BHCAN and 3.951 fragments in BHPAR, which indicates a high fragmentation of the landscape. However, taking into account the number of forest fragments, according to the established size classes, most of the Forest class is located in fragments greater than 100 hectares, in both study areas, indicating that despite the high fragmentation forestry, large areas are still available. As for the land structure, small rural properties predominate in BHCAN, unlike BHPAR where rural properties considered as large properties had an average size of 3.553,50 hectares. As for adherence to CAR by owners, of the 21.842 rural properties present at BHCAN, 20.853 have proposed RL. Regarding the 592 properties identified at BHPAR, around 435 have RL, demonstrating that almost all registered rural properties have a proposed RL. As for the CAR analyses, 100% of the active registrations at BHCAN are awaiting analysis and only 0,5% of those already carried out at BHPAR underwent some analysis. The generation of ecological corridors, through the AHP method, proved to be satisfactory in the choice of priority areas, having identified the places with the greatest amount of native vegetation. However, although the generated corridors represent the places with the best vegetation cover, all of them showed a deficit of native vegetation, which from an ecological point of view deserves to be recovered so that their essential functions are restored. With regard to the areas destined for RL in the three corridors generated, among the six largest forest fragments, it was found that in all of them there is a proposal for a legal reserve in areas that do not meet the requirements of the Forest Code, and these areas must be relocated to another point of the property or carried out the recomposition of the native vegetation.

**Keywords:** Rural Environmental Cadastre. Landscape Metrics. Legal Reserve.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização do bioma Caatinga.....	40
Figura 2 – Mapa Geomorfológico do estado do Piauí.....	41
Figura 3 – Classificação climática, segundo o modelo Köppen, para o estado do Piauí. ....	43
Figura 4. Perfil fitofisionômico do bioma Caatinga.....	44
Figura 5. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga arbórea.....	45
Figura 6. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga arbustiva.....	46
Figura 7. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga de mata seca. ....	46
Figura 8. Fitofisionomias (A) e área natural (B) de caatinga de carrasco. ....	47
Figura 9. Mapa de localização do bioma Cerrado. ....	49
Figura 10 – Mapa de classes de solo do Cerrado piauiense. ....	52
Figura 11. Perfil fitofisionômico do bioma Cerrado. ....	53
Figura 12. Fitofisionomia (A) e subgrupo área florestada (B) do bioma Cerrado. ....	54
Figura 13. Fitofisionomia (A) e subgrupo área arborizada (B) do bioma Cerrado. ....	54
Figura 14. Fitofisionomia (A) e subgrupo área parque (B) do bioma Cerrado. ....	55
Figura 15. Fitofisionomia (A) e subgrupo área gramíneo-lenhosa (B) do bioma Cerrado. ....	55
Figura 16. Mapa de localização da bacia hidrográfica Canindé.....	58
Figura 17. Mapa de localização da bacia hidrográfica Alto Parnaíba. ....	60
Figura 18. Obtenção de dados remotamente por meio de sensor passivo. ....	62
Figura 19. Espectro eletromagnético e comprimentos de ondas. ....	63
Figura 20. Fragmento circular (A) e alongado (B).....	71
Figura 21. Fragmentos florestais circular (A) e alongado (B).....	72
Figura 22. Fluxograma para obtenção e tratamento de dados vetoriais do SICAR.....	75
Figura 23. Janela de acesso à Coleção 7.0 MapBiomas a partir do <i>Google Earth Engine</i> . ....	77
Figura 24. Mapa de localização das bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba. ....	84
Figura 25. Percentual de uso e cobertura da terra na BHCAN entre os anos 1985 e 2020. ....	93
Figura 26. Formação campestre presente na bacia hidrográfica Canindé. ....	94
Figura 27. Área plantada de soja na bacia hidrográfica Alto Parnaíba. ....	95
Figura 28. Percentual de uso e cobertura da terra na BHPAR entre os anos 1985 e 2020.....	97
Figura 29. Tamanho médio dos imóveis rurais da BHCAN.....	100
Figura 30. Tamanho médio dos imóveis rurais da BHPAR. ....	101
Figura 31. Tamanho médio dos imóveis rurais na BHCAN e BHPAR. ....	102

Figura 32. Percentual de fragmentos florestais em relação ao tamanho médio. ....	107
Figura 33. Mapa de fragmentos florestais BHPAR. ....	110
Figura 34. Mapa de fragmentos florestais BHCAN. ....	111
Figura 35. Mapa de localização da bacia hidrográfica Canindé. ....	122
Figura 36. Níveis hierárquicos do método AHP. ....	127
Figura 37. Script para realização de sorteio dos pontos origem-destino. ....	130
Figura 38. Mapa de valores em altitude (A) e em declividade (B) da BHCAN. ....	132
Figura 39. Imagem de custo de declividade da BHCAN. ....	134
Figura 40. Mapa de custo de uso e cobertura da terra (A) e de distância euclidiana de fragmentos (B). ....	136
Figura 41. Imagem de custo total da bacia hidrográfica Canindé. ....	140
Figura 42. Determinação do custo cumulativo. ....	141
Figura 43. Determinação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais. ....	142
Figura 44. Linha central (A) e corredores ecológicos delimitados (B) entre os fragmentos florestais. ....	143
Figura 45. Quantidade de fragmentos florestais em relação ao tamanho. ....	144
Figura 46. Mapa de uso e ocupação da terra da BHCAN. ....	147
Figura 47. Área com presença de Formação Campestre na BHCAN. ....	148
Figura 48. Espelho d'água à montante (A) e válvula dispersora à jusante (B) do açude Pedra Redonda. ....	149
Figura 49. Corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais na BHCAN. ....	152
Figura 50. Mapa de áreas de Reserva Legal proposta nos corredores ecológicos. ....	153

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1. Definição dos pesos para a classe de critérios de declividade.....	133
--	-----

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Métricas de paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem. ....	88
Tabela 2. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHCAN em 1985 e 2020. ....	91
Tabela 3. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHPAR em 1985 e 2020.....	96
Tabela 4. Quantidade de imóveis e áreas cadastradas no Cadastro Ambiental Rural. ....	104
Tabela 5. Condição administrativa dos Cadastros Ambiental Rural realizados.....	105
Tabela 6. Cálculo dos índices de Ecologia da Paisagem para a classe vegetação natural nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba. ....	108
Tabela 7. Classe de tamanho dos fragmentos florestais. ....	109
Tabela 8. Escala de relativa importância estabelecida por Saaty. ....	127
Tabela 9. Modelo de matriz de prioridades. ....	128
Tabela 10. Índices aleatórios de Saaty. ....	128
Tabela 11. Intervalos utilizados para determinação do mapa de custo de uso e cobertura da terra. ....	135
Tabela 12. Matriz de comparação para determinação de prioridades. ....	137
Tabela 13. Índices aleatórios de Saaty. ....	138
Tabela 14. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHCAN em 1985 e 2020. ....	145
Tabela 15. Percentual das classes de uso e ocupação da terra nos corredores ecológicos. ....	151
Tabela 16. Classes e áreas em hectares presentes em áreas de Reserva Legal.....	154

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

### Abreviaturas:

Ha - hectares

M.ha - milhões de hectares

Km<sup>2</sup> - quilômetro quadrado

### Siglas:

ANA - Agência Nacional de Águas

AHP - Analytic Hierarchy Process

APP - Área de Preservação Permanente

ASD - Áreas Suscetíveis à Desertificação

BHCAN - Bacia Hidrográfica Canindé

BHO - Base Hidrográfica Ottocodificada

BHPAR - Bacia Hidrográfica Alto Parnaíba

CAR - Cadastro Ambiental Rural

CMC - Caminho de Menor Custo

EMBRABA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETEP - Espaço Territorial Especialmente Protegido

ETM+ - Enhanced Thematic Mapper Plus

ETRS - Earth Resources Technology Satellite

FAO - Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação

FMP - Fração Mínima de Parcelamento

GEE - Google Earth Engine

GIS - Geographic Information System

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC - Índice de Consistência

ITR - Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural

LIT - Linhas de Estabilidade Tropical

MAPBIOMAS - Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil

MDE - Modelo Digital de Elevação

MSS - Multispectral Scanner System

NASA - National Aeronautics and Space Administration

OLI - Operational Land Imager  
PIB - Produto Interno Bruto  
RBV - Return Beam Vidicon  
RL - Reserva Legal  
SICAR - Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural  
SIG - Sistemas de Informações Geográficas  
SIGEF - Sistema de Gestão Fundiária  
SINIMA - Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente  
SISNAMA - Sistema Nacional de Meio Ambiente  
TIRS - Thermal Infrared Sensor  
TM - Thematic Mapper  
UC - Unidade de Conservação  
UTM - Universal Transversa de Mercator  
ZCIT - Zona de Convergência Intertropical

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>33</b>
1.1	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO .....	37
1.2	OBJETIVO GERAL .....	38
<b>1.2.1</b>	<b>Objetivos específicos .....</b>	<b>38</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>39</b>
2.1	BIOMAS CAATINGA E CERRADO .....	39
<b>2.1.1</b>	<b>Bioma Caatinga.....</b>	<b>39</b>
<b>2.1.2</b>	<b>Bioma Cerrado.....</b>	<b>49</b>
2.2	ÁREAS DE ESTUDO .....	57
<b>2.2.1</b>	<b>Bacia hidrográfica Canindé.....</b>	<b>57</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Bacia hidrográfica Alto Parnaíba .....</b>	<b>60</b>
2.3	O SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ANÁLISE AMBIENTAL ....	61
<b>2.3.1</b>	<b>Análise multicritério no planejamento ambiental .....</b>	<b>64</b>
<b>2.3.2</b>	<b>Projeto MapBiomas .....</b>	<b>64</b>
<b>2.3.3</b>	<b>Cadastro ambiental rural .....</b>	<b>66</b>
2.4	ECOLOGIA E MÉTRICAS DA PAISAGEM.....	66
<b>2.4.1</b>	<b>Fragmentação da paisagem .....</b>	<b>67</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Métricas da paisagem.....</b>	<b>69</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>74</b>
3.1	OBTENÇÃO DA BASE DE DADOS .....	74
<b>3.1.1</b>	<b>Obtenção de dados dos imóveis rurais e reservas legais na plataforma SICAR.....</b>	<b>74</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Obtenção de dados geopolíticos e limites de bacias hidrográficas IBGE .....</b>	<b>76</b>
<b>3.1.3</b>	<b>Obtenção de dados de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomas .....</b>	<b>76</b>
<b>4</b>	<b>ARTIGO I - ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM: UM ESTUDO DE CASO SOBRE OS FRAGMENTOS FLORESTAIS</b>	



<b>DESTINADOS À RESERVA LEGAL EM DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO ESTADO DO PIAUÍ .....</b>	<b>78</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>78</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>79</b>
4.1       INTRODUÇÃO.....	80
4.2       MATERIAL E MÉTODOS.....	84
4.2.1     Área de estudo.....	84
4.2.2     Mapeamento do uso da terra e fragmentos florestais .....	85
4.3       ANÁLISES DE MÉTRICAS DA PAISAGEM .....	87
4.4       RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	90
4.4.1     Classes de uso e cobertura da terra.....	90
4.4.2     Aspectos fundiários dos imóveis rurais das áreas de estudo .....	99
4.4.3     Análises sobre a inscrição dos imóveis rurais no cadastro ambiental rural.....	103
4.4.4     Métricas da paisagem para a classe vegetação natural.....	106
4.5       CONCLUSÃO.....	115
<b>5       ARTIGO II - DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À AVERBAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS COM BASE EM MODELO MATEMÁTICO MULTICRITÉRIO .....</b>	<b>116</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>116</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>117</b>
5.1       INTRODUÇÃO.....	118
5.2       MATERIAL E MÉTODOS.....	121
5.2.1     Área de estudo.....	121
5.2.2     Composição da base de dados.....	124
5.2.3     Modelo matemático multicritério na tomada de decisões em estudos ambientais.....	125
5.2.4     Determinação dos pontos de origem e destino entre os maiores fragmentos.....	129

<b>5.2.5</b>	<b>Geração de imagens de custo com base em modelo matemático.....</b>	<b>130</b>
<b>5.2.6</b>	<b>Geração de corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais ..</b>	<b>140</b>
<b>5.3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>144</b>
<b>5.3.1</b>	<b>Análise de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica Canindé.....</b>	<b>144</b>
<b>5.3.2</b>	<b>Espacialização das classes de uso e cobertura da terra nos corredores ecológicos, em sentido amplo, entre remanescentes naturais de vegetação nativa.....</b>	<b>149</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Análise das reservas legais nos corredores ecológicos delimitados.....</b>	<b>153</b>
<b>5.4</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>155</b>
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>156</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>157</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do território brasileiro provocou uma série de mudanças na paisagem, sendo o desmatamento a alteração mais notável devido à expansão das atividades agropecuárias, infraestrutura e áreas urbanas (BACHA, 2019). Devido à grande pressão para uso de áreas agrícolas e pecuária que o Brasil possui, inúmeros problemas ambientais ocasionados pela condução de tais práticas, de forma predatória, têm sido observados nos últimos anos como a degradação do solo, perda de biodiversidade, fragmentação da cobertura vegetal, perda de *habitat* e redução da superfície de água (COSTA *et al.*, 2020).

Nesse contexto, em todos os biomas do Brasil, extensas áreas naturais foram convertidas para a implantação de lavouras, pastagens, núcleos urbanos e infraestruturas públicas (BRASILEIRO, 2009). Dentre os biomas brasileiros, a Caatinga tem perdido grandes áreas naturais as quais foram convertidas em atividades agrícolas e agropecuárias, além da extração de lenha para uso em fornos cerâmicos e usinas de calcinação na fabricação de gesso e cimento (GRANJA *et al.*, 2017). Desde o Brasil Colônia, algumas regiões do bioma Caatinga já tiveram mais de 80% de suas áreas naturais antropizadas, sendo um dos biomas menos conhecidos e o mais desprotegido, haja vista que existem apenas 168 Unidades de Conservação (UCs), o que significa apenas que 7,5% desse bioma se encontra protegido sob Unidades de Conservação e pouco menos de 2% das UCs instituídas são de Proteção Integral, a categoria mais restritiva (TEIXEIRA, 2018).

Importante frisar que todas essas atividades, aliadas às condições de aridez do bioma, torna o equilíbrio ecológico muito mais complexo, quando comparado com outros biomas, além de elevar a susceptibilidade à desertificação, como tem sido observado nos últimos anos em vários estados da região nordeste (BEZERRA *et al.*, 2011). Segundo levantamentos do Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil, Projeto MapBiomas, entre os anos de 1985 e 2020, aproximadamente 15 milhões de hectares de vegetação primária de Caatinga foram convertidos para implantação de atividades ligadas à agropecuária, além da classificação de 112 municípios como o Áreas Suscetíveis à Desertificação (ASD), em vários estados do Nordeste, a exemplo do Piauí, Ceará e Pernambuco (MAPBIOMAS, 2021).

O Cerrado, outro bioma brasileiro, também teve grande parte de suas áreas naturais convertidas em espaços agrícolas devido ao avanço das técnicas agrônômicas de manejo do solo e melhoramento de fertilidade, sendo os plantios de soja, milho, algodão e pastagens as culturas que mais se adaptaram a esse ambiente (TANAKA *et al.*, 1993). Segundo os dados de uso e cobertura da terra, do MapBiomas, entre os anos de 1985 e 2020 o Cerrado brasileiro

teve aproximadamente 16,8 milhões de hectares de áreas nativas convertidas em áreas de soja, o equivalente a um crescimento de 464% nos últimos 35 anos de áreas destinadas à agricultura (MAPBIOMAS, 2021).

Contudo, apesar das contribuições econômicas que o agronegócio proporciona para o país, quando essas atividades não são desenvolvidas em consonância com práticas de sustentabilidade, os efeitos negativos sobressaem-se em relação aos efeitos positivos, podendo ocorrer desde mudanças visuais na paisagem em um determinado local, a extinção de espécies da fauna ou flora e/ou propiciar condições para a instalação de espécies exóticas e/ou invasoras (PEREIRA; OLIVEIRA; LOBÃO, 2020).

Diante desse cenário, diversos mecanismos legais de proteção foram propostos nas últimas décadas com vistas à preservação e conservação dos recursos naturais (GOMES, 2018). Buscando melhorar a proteção das florestas, em 1934 foi instituído o primeiro Código Florestal Brasileiro, mediante a edição do Decreto Federal nº 23.793, o qual normatizava o uso das florestas, reconhecendo-as como de interesse social (NERY *et al.*, 2016). Em 1965, foi promulgado através da edição da Lei Federal nº 4.771 um novo Código Florestal, o qual em 2012 foi revogado mediante a edição e promulgação da Lei Federal nº 12.651, atual Código Florestal, o qual passou a tornar o Cadastro Ambiental Rural (CAR) obrigatório para todas as posses e propriedades rurais em todos os biomas brasileiros (SILVA, 2012).

Apesar de todos os códigos florestais possuírem alguns pontos divergentes, é notável o interesse desses instrumentos jurídicos em proteger os recursos florestais, recursos hídricos, estabilidade ecológica e a manutenção de reservas legais, Espaços Territorial Especialmente Protegidos (ETEPS) com percentuais mínimos de cobertura vegetal diferenciados para cada bioma do País (REIS, 2019).

Nesse sentido, como estratégias regulatórias do Governo Brasileiro para garantir o uso sustentável dos recursos naturais em posses ou propriedades rurais privadas, um dos principais mecanismos estabelecidos pelo Código Florestal foi baseado na adoção de medidas de comando e controle, especialmente sob as formas de Área de Preservação Permanente (APP) e a instituição de Reserva Legal (RL) (AZEVEDO, 2008). De acordo com a Lei Federal nº 12.651/2012, todo o imóvel ou posse rural deverá manter uma área com cobertura natural a título de Reserva Legal, sem prejuízos a outras normas, observados os percentuais mínimos em relação à área do imóvel, exceto os casos previstos em legislação, quando localizados na Amazônia Legal: de 80% (oitenta por cento), no imóvel situado em área de

floresta; 35% (trinta e cinco por cento), no imóvel situado em área de cerrado; e 20% (vinte por cento), no imóvel situado em área de campos gerais. Nas demais regiões do País, 20% (vinte por cento), independentemente do tipo de cobertura florestal e/ou vegetal (BRASIL, 2012). A Reserva Legal é definida na Lei Federal nº 12.651/2012, artigo 3º, III, como:

Reserva Legal: área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012).

Logo, a implantação da Reserva Legal na posse ou na propriedade rural, torna-se um instrumento fundamental para o uso sustentável dos recursos naturais (AVANCI, 2009; MELO-NETO, 2013). Além de buscar a maximização do potencial agrícola da propriedade com a conservação da natureza proporcionará, quando possível, a interligação da Reserva Legal com outros Espaços Territoriais Especialmente Protegidos e/ou outras áreas vegetadas por meio da formação de corredores ecológicos, contribuindo assim com a manutenção do fluxo gênico de fauna e flora (DELALIBERA *et al.*, 2008; POLIZIO, 2012).

Neste trabalho, o termo corredor ecológico está sendo empregado no seu sentido amplo, fazendo referências as conexões entre remanescentes de vegetação nativa com o fito de manter a uniformidade com as expressões normalmente empregadas na literatura. Para fins legais, usualmente no Brasil, esta expressão refere-se a um espaço territorial especialmente protegido *stricto sensu* vinculado ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e, também, o Código Florestal prevê corredores ecológicos conectando Reserva Legal com Área de Preservação Permanente e/ou outras áreas legalmente protegidas. Consoante o art. 14, III, Lei Federal nº 12.651/2012, a localização da área de Reserva Legal deverá levar em consideração alguns critérios, dentre eles a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal ou outras áreas legalmente protegidas, assim sendo:

A localização da área de Reserva Legal no imóvel rural deverá levar em consideração os seguintes estudos e critérios: a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com Área de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida (BRASIL, 2012).

Com a criação do CAR, no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente (SINIMA), a finalidade principal foi a de integrar todas as informações ambientais das propriedades e posses rurais para compor uma base de dados que seja capaz de monitorar,

controlar e combater o desmatamento (BRASIL, 2020). No entanto, é sabido que a instituição de uma área a título de RL, em um imóvel rural, vai muito além do cumprimento de uma condicionante imposta por lei, pois esse é um ambiente que abriga uma variedade de espécies da fauna e da flora, além de proporcionar diversos serviços ecológicos e ecossistêmicos (OLIVEIRA; WOLSKI, 2012). Entretanto, a RL quando delimitada de forma fragmentada e/ou isolada de outras áreas florestadas naturais poderá não cumprir o seu real objetivo e atenderá apenas uma condicionante imposta em lei (METZGER *et al.*, 2019).

Porém, apesar da obrigatoriedade da inscrição de todas as posses e propriedades rurais no CAR, a delimitação da Reserva Legal poderá tornar ainda mais moroso o processo de averbação, uma vez que o atual Código Florestal retira a obrigatoriedade de um técnico especializado para a realização do cadastro e, assim, permite que o próprio produtor rural faça a sua planta do imóvel com a delimitação do perímetro e das respectivas áreas de conservação, diretamente sobre a imagem de satélite (D'AVILA, 2015). Embora essa estratégia possa facilitar, a princípio, a inscrição dos imóveis no CAR, poderá resultar em maior trabalho e morosidade para os órgãos ambientais de cada estado validar tais informações (LOPES *et al.*, 2018).

Com o advento das tecnologias de informação e o avanço dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), a manipulação, armazenamento e elaboração de dados geográficos evoluíram e proporcionam cada vez mais a produção de dados cartográficos com maiores precisão e rapidez (SANTOS; PETRONZIO, 2011). Os SIG aliado às técnicas de sensoriamento remoto, ao longo das últimas décadas, têm sido cada vez mais utilizados como uma ferramenta essencial para ações de combate ao desmatamento, preservação ambiental e o estabelecimento de áreas prioritárias à conservação, além da caracterização dos usos antrópicos ao longo dos anos (PACHECO, 2021).

Nesse sentido, o uso de imagens de satélites, em conjunto com técnicas de sensoriamento remoto, tem possibilitado a geração de informações atualizadas, instantâneas e precisas em um curto intervalo de tempo da superfície terrestre, em uma determinada região do planeta (OLIVEIRA, 2019). As imagens de satélites de diversas resoluções podem ser adquiridas gratuitamente junto a sites oficiais do Governo Brasileiro e/ou outras iniciativas governamentais e podem ser processadas em *softwares* específicos (e.g. QGIS), além do processamento em nuvem em plataformas como o *Google Earth Engine* (AZCUTIA, 2020).

Diante da necessidade de constantes melhorias nas ferramentas de análises de dados geoespaciais e a comprovação da real instituição da Reserva Legal nos imóveis rurais, o presente trabalho propõe desenvolver uma metodologia e/ou rotina de trabalho que seja capaz de auxiliar os órgãos ambientais integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) a verificar se a função ambiental da Reserva Legal está sendo cumprida, a partir do estudo da estrutura das paisagens, mediante o uso de ferramentas SIG e sensoriamento remoto, uma vez que a instituição da Reserva Legal possui uma função socioambiental além do simples cumprimento à legislação ou norma jurídica, além da simulação e proposição de áreas prioritárias a serem averbadas como Reserva Legal, a partir do estabelecimento de corredores ecológicos, em sentido amplo, entre fragmentos florestais.

### 1.1 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está estruturada sob o formato de artigos científicos. Os resultados aqui alcançados, ao longo do mestrado, foram sintetizados em dois artigos, os quais apresentam os materiais e métodos utilizados, resultados e discussões e conclusão dos resultados obtidos ao longo desta pesquisa. Nesse sentido, este trabalho apresenta a seguinte estrutura:

Introdução e Referencial Teórico - aborda os aspectos gerais da pesquisa, metodologia utilizada e revisão bibliográfica acerca das áreas de estudo, bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, e dos biomas em que se localizam;

Artigo 1 - ANÁLISE- ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM: UM ESTUDO DE CASO SOBRE OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DESTINADOS À RESERVA LEGAL EM DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO ESTADO DO PIAUÍ :PIAUÍ: descreve as principais classes de uso e ocupação da terra, a quantidade de imóveis rurais inscritos junto ao Sistema de Cadastro Ambiental Rural, quantidade de imóveis rurais sem a presença de Reserva Legal proposta e o estado de conservação desses espaços;

Artigo 2 — DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À AVERBAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS COM BASE EM MODELO MATEMÁTICO MULTICRITÉRIO: propõe como alternativa a utilização do modelo matemático multicritério *Analytic Hierarchy Process* (AHP) na seleção de áreas prioritárias a serem averbadas como Reserva Legal, bem como a necessidade de recomposição florestal ou não desses ambientes; e

Considerações Finais.

## 1.2 OBJETIVO GERAL

Esta dissertação teve como objetivo classificar os fragmentos florestais presentes em duas bacias hidrográficas no estado do Piauí, levando-se em consideração os aspectos ecológicos e análises de métricas da paisagem, para auxiliar os órgãos ambientais, integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA, na tomada de decisões ao averbar as Reservas Legais propostas em imóveis rurais com base em modelo matemático que seja capaz, a partir de parâmetros mínimos, indicar as áreas prioritárias para fins de aprovação da localização das propostas de Reserva legal a serem averbadas como Reserva Legal.

### 1.2.1 Objetivos específicos

- a) Compilar os dados referentes à instituição de Reserva Legal nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, no estado do Piauí, disponíveis na plataforma do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SICAR;
- b) Quantificar as áreas destinadas à Reserva Legal nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba;
- c) Analisar os índices de Métricas da Paisagem dos fragmentos florestais nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba;
- d) Analisar os efeitos de bordas e o grau de fragmentação dos fragmentos florestais presentes nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba;
- e) Identificar áreas com maior cobertura vegetal, a partir de modelo matemático multicritério, e propor a averbação das Reservas Legais propostas nesses ambientes.



## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Ao longo deste referencial teórico serão abordados assuntos em formato de revisão de literatura versando sobre diversas temáticas, sendo apresentado inicialmente uma caracterização dos biomas Caatinga e Cerrado, locais em que estão situadas as duas áreas de estudo. Em seguida será feita uma abordagem sobre estratégias e ferramentas para a conservação da biodiversidade e da vegetação.

Também serão abordados conceitos sobre o Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil (Projeto MapBiomas) e a implantação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), sendo este último obrigatório para todas as posses e propriedades rurais brasileiras. Por último, este referencial traz aspectos sobre a ecologia e métricas de paisagem, tendo um enfoque sobre os fenômenos efeitos de bordas e fragmentação de paisagem e em que aspectos o entendimento e compreensão destes podem contribuir com a conservação de áreas naturais.

### 2.1 BIOMAS CAATINGA E CERRADO

#### 2.1.1 Bioma Caatinga

Os processos de degradação e alteração das áreas naturais, presentes no Brasil, remota ao período Brasil colônia, sobretudo com os avanços da pecuária para o interior do país por volta dos séculos XVII e XVIII (ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009). Não diferente de outros biomas, a Caatinga teve grandes áreas nativas suprimidas para o desenvolvimento da pecuária e agricultura, com ênfase as décadas de 1960 e 1970, onde o cultivo do algodão avançou por diversos estados do Nordeste brasileiro, sendo crescente na época a demanda por novas áreas de plantio, exploração de madeira e lenha, sendo esta última amplamente utilizada como matriz energética em fornos cerâmicos (PAUPITZ, 2010).

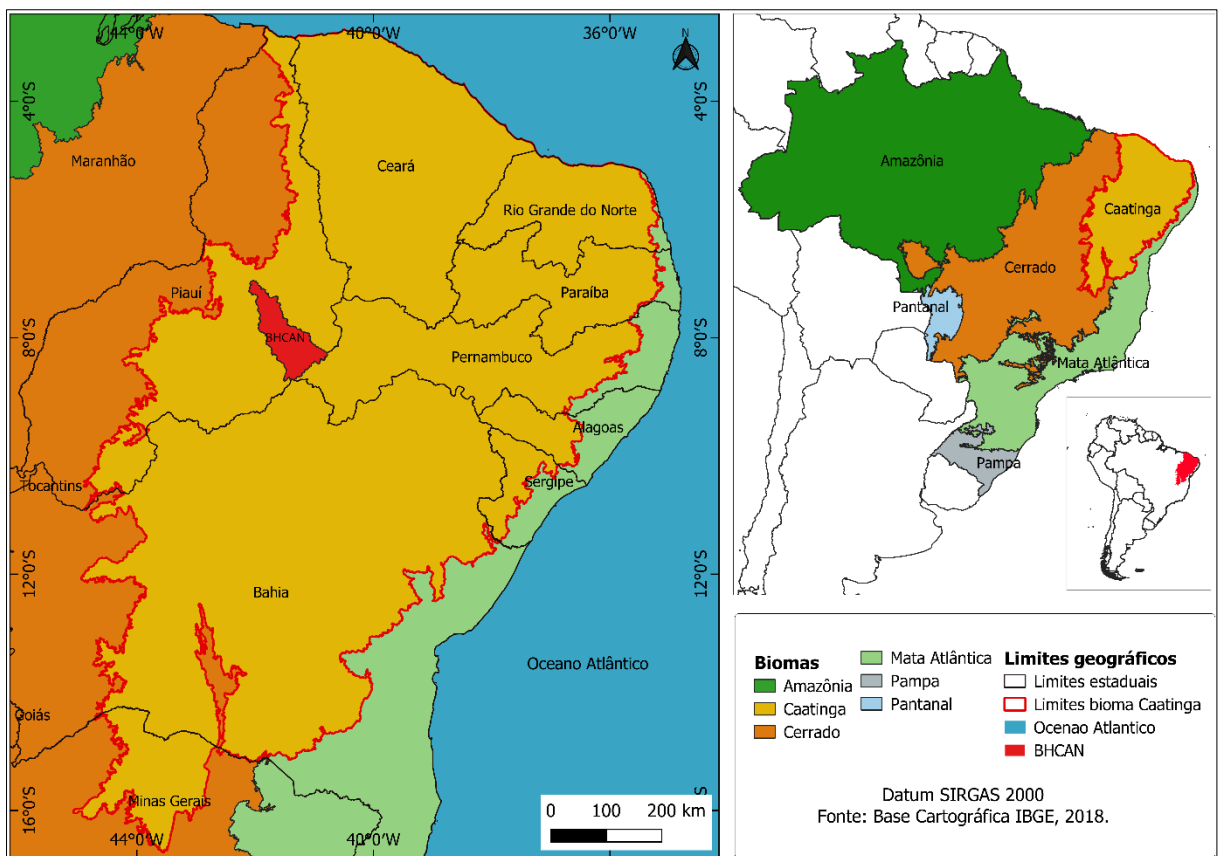
A etimologia da palavra “caatinga” possui origem Tupi-Guarani e significa “mata branca e/ou floresta branca”, sendo essa atribuição em razão do aspecto esbranquiçado da vegetação na época em que as folhas caem (ALBUQUERQUE; BANDEIRA, 1995), característica decorrente, na grande maioria, da presença das espécies pertencentes aos gêneros *Cavallinesia*, *Tabebuia* e *Myracrodruon* (COIMBRA-FILHO; CÂMARA, 1996).

O bioma Caatinga possui uma área aproximada em 900.000 km<sup>2</sup>, Figura 1, correspondendo a 10% do território brasileiro, recobrando a totalidade do estado do Ceará e grande parte dos estados do Piauí, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Paraíba, Sergipe, Bahia, Alagoas, além do vale do Jequitinhonha, no nordeste de Minas Gerais (GARCIA;

FARIAS, 2020). Limita-se a oeste e leste com os biomas Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente, e ao sul também com o Cerrado (LEAL *et al.*, 2005).

Porém mesmo sendo considerada como a única região natural restrita aos limites do território nacional, a Caatinga é o bioma menos estudado e o menos protegido, haja vista que menos de 2% de sua área é destinada a Unidades de Conservação de Proteção Integral e menos de 7% a Unidades de Conservação de Uso Sustentável (TEIXEIRA, 2018). Além de se manter nesse bioma um modelo econômico de exploração insustentável dos recursos naturais, o que tem levado a extinção de espécies (animais e vegetais) e o surgimento de vários núcleos de desertificação, mesmo sendo considerada uma das regiões mais ricas do que qualquer outra floresta sazonalmente seca presente na América do Sul (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003).

Figura 1. Mapa de localização do bioma Caatinga.



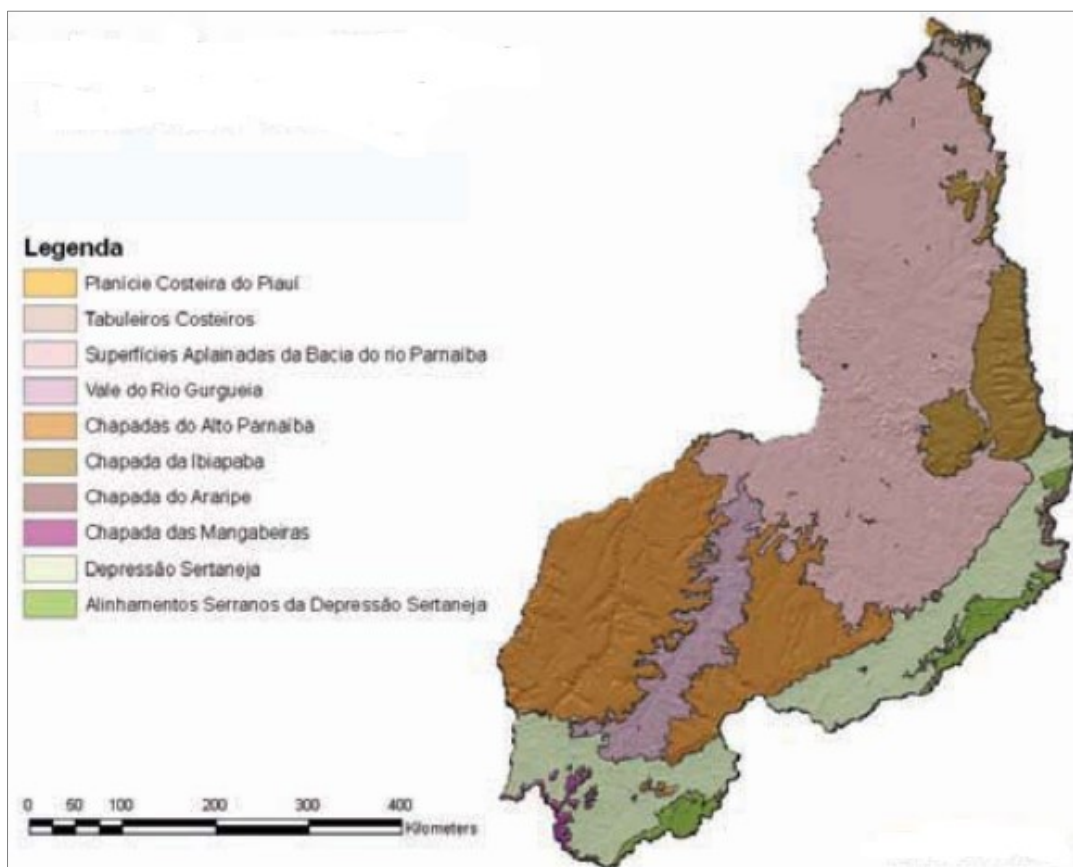
Fonte: o autor (2023).

A geomorfologia da Caatinga é composta por depressões interplanálticas, ou seja, regiões com elevações entre 300 e 600 metros e apresenta essencialmente um embasamento cristalino datado do Pré-Cambriano até sedimentos expostos pertencentes aos períodos

geológicos Cretáceo e Terciário (LEAL *et al.*, 2005). Nesse sentido, é válido acrescentar que na Depressão Sertaneja, ambiente mais expressivos do bioma Caatinga, os solos rasos e poucos profundos têm contribuído para a restrição de práticas agrícolas além de aumentar os riscos de salinização, porém é predominante nesses ambientes atividades ligadas à agricultura de subsistência e a pecuária (FILHO, 2011).

Com relação à geomorfologia presente no estado do Piauí, Figura 2, essa compreende desde unidades lito-estruturais recentes, como os ambientes sedimentares até ambientes geológicos mais antigos aqui denominados de embasamento cristalino (LIMA; BRANDÃO, 2010). Os terrenos pertencentes ao embasamento cristalino são datados do Pré-Cambriano, situados em uma faixa pertencente ao Escudo Nordestino e fazendo contato sul-sudeste com a bacia sedimentar Maranhão-Piauí (LIMA; SOMBRA; AB'SABER, 2003). Os ambientes cristalinos, presentes no Piauí, representam a continuidade das depressões sertanejas do Nordeste e ocupam cerca de 15% da superfície do estado (LIMA, 1987).

Figura 2 – Mapa Geomorfológico do estado do Piauí.



Fonte: Ferreira; Dantas (2010).

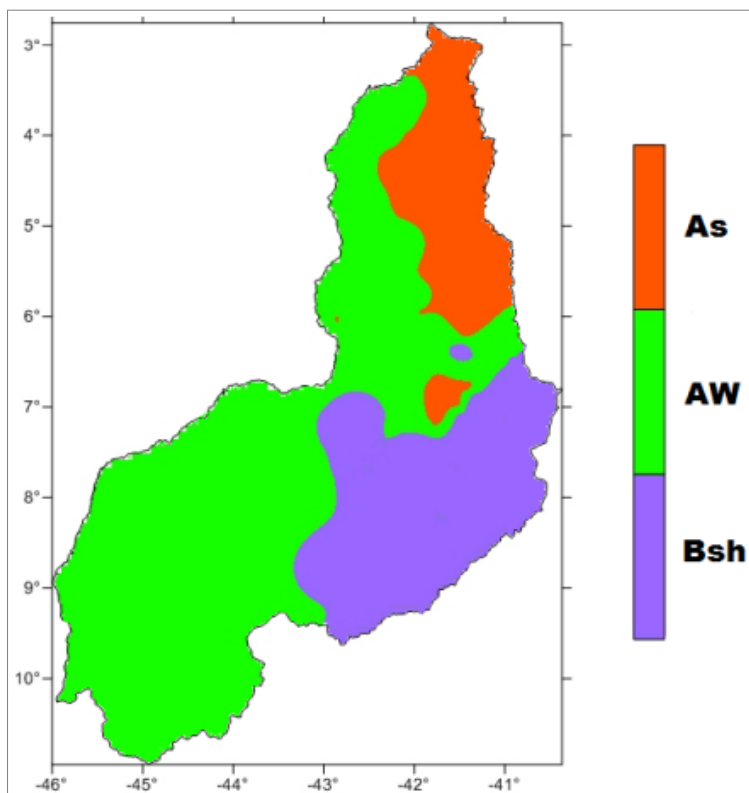
Aliada à todas essas características geomorfológicas, os padrões de drenagem seguem características distintas em várias regiões, sendo comumente observados três tipos de drenagens: (I) drenagens rápidas, de ocorrência em serras cristalinas; (II) drenagens difusas, geralmente ocorrem ao longo de pedimentos, ou seja, áreas aplainadas em ambientes semiáridos; e (III) concentração de fluxos descendentes, atividades hidrológicas associadas às planícies inclinadas (TRICART, 1961).

Logo, todos esses padrões hidrográficos mencionados têm contribuído com a configuração hidrológica atual presente na Caatinga, sendo que a maioria dos rios e riachos desaparecem logo após o final do período chuvoso e permanecem nessa condição até a próxima estação das chuvas, ou seja, permanecem secos em média de cinco a oito meses (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003).

O clima predominante no bioma Caatinga é o Semiárido quente (BSh), segundo classificação climática de Köppen-Geiger (1928), Figura 3, sendo observada em várias partes desse bioma a ocorrência de eventos climáticos extremos como a alta radiação solar, elevadas temperaturas anuais e evapotranspiração, e os mais baixos índices pluviométricos do país, resultando para a maior parte do bioma em secas extremas, condições essas que ajudam a moldar em vários aspectos as formas de vida animal e vegetal, as quais se adaptaram ao longo dos anos (REIS, 1976). No estado do Piauí, segundo classificação estabelecida por Köppen, de Oeste a Sul o clima é do tipo tropical de inverno seco (Aw); todo o semiárido piauiense tem clima classificado como semiárido quente (Bsh) e a faixa central do estado possui clima tropical com verão seco (As) (MEDEIROS *et al.*, 2013).

O domínio de Caatinga está inserido na isoietas de 1.000 mm anuais, entretanto a maior parte do bioma tem precipitações abaixo de 700 mm, distribuídas ao longo de três a quatro meses, geralmente de dezembro a março, de maneira irregular e temperaturas anuais em média de 28°C e alguns períodos com baixa umidade relativa do ar (ANDRADE-LIMA, 1981).

Figura 3 – Classificação climática, segundo o modelo Köppen, para o estado do Piauí.



Fonte: Medeiros *et al.* (2018).

Apesar de o bioma Caatinga apresentar clima semiárido, a sua biodiversidade é variada, abrigando aproximadamente 548 espécies de aves, das quais 67 são endêmicas; 183 de mamíferos; 170 de répteis; 98 de anfíbios; 371 de peixes com 203 endêmicas e 220 de abelhas; destacando as espécies vegetais, das quais abrigam cerca de 3.150 espécies e destas 700 espécies são endêmicas, porém 350 são consideradas ameaçadas de extinção (QUEIROZ *et al.*, 2017). Esse bioma possui vegetação característica de regiões semiáridas, com grande parte espinhosa e florestas sazonalmente secas na maior parte territorial, podendo encontrar áreas de caatinga arbórea, caatinga arbustiva, mata seca e carrasco (IBGE, 1992).

Na Caatinga é comum a ocorrência de plantas espinhosas, caules e folhas suculentas e uma alta incidência de elementos xerófitos, Figura 4, com destaque às bromeliáceas e cactáceas que se adaptaram em função dos longos períodos secos, além do alto número de espécies endêmicas e a elevada heterogeneidade fitofisionômica (ZAPPI, 2008).

Figura 4. Perfil fitofisionômico do bioma Caatinga.



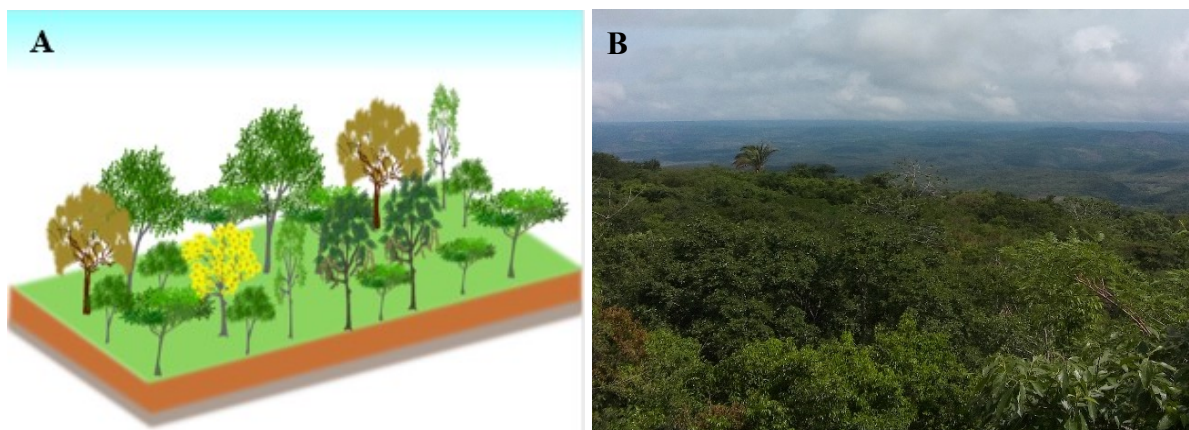
Fonte: o autor (2023); adaptado de Andrade-Lima (1981).

Em linhas gerais, a fitofisionomia da Caatinga pode ser dividida em caatinga arbórea, a qual possui árvores mais altas, podendo chegar a 20 metros e copas contínuas sombreadas na época das chuvas; caatinga arbustiva, que ocorre em áreas mais baixas e com relevos aplainados, sendo comum a ocorrência de cactáceas e árvores mais baixas, não ultrapassando os 8 metros; caatinga de mata seca, de ocorrência em bordas de serras e chapadas, perdendo menores quantidades de folhas na época seca; caatinga de carrasco, a qual está restrita à Chapada da Ibiapaba e ao sul da Chapada do Araripe (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2020).

Na fitofisionomia de caatinga arbórea, Figura 5, dentre as espécies predominantes, destacam-se a *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., popularmente conhecida como “imburana de cheiro”; *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, “Angico vermelho”; *Astronium urundeuva* (M. Allemão) Engl., “Aroeira”; *Spondias tuberosa* Arruda “Umbuzeiro”, dentre outras, sendo uma característica marcante desta fitofisionomia a formação de um dossel contínuo e um interior sombreado, principalmente na época das chuvas (CALDAS IZÍDIO *et al.*, 2013).

Dentre as espécies acima mencionadas, as mesmas possuem diversos usos e importância para as comunidades tradicionais, desde o uso da madeira no artesanato ou como plantas medicinais, sendo a “imburana de cheiro” e o “Angico vermelho” utilizadas no preparo de fitoterápicos contra gripe e doenças respiratórias, conforme citado nos trabalhos de Albuquerque *et al.* (2021) e Cavalcante; Fernandes; Santos (2022).

Figura 5. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga arbórea.



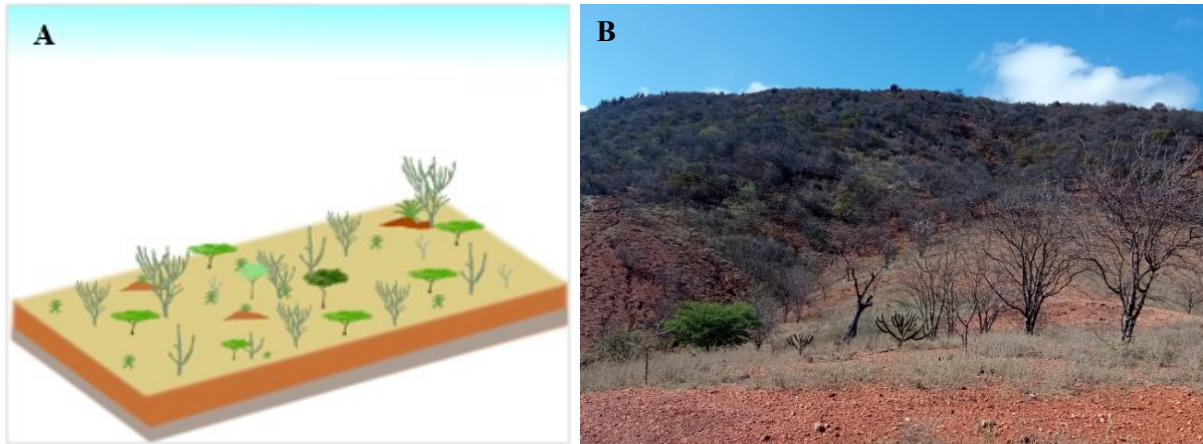
Fonte: o autor (2023).

A caatinga arbórea ocorre, predominantemente, em áreas com solos mais úmidos e mais bem desenvolvidos, de maneira fragmentada pelo bioma Catinga, sendo notável a presença desta fitofisionomia nos estados da Bahia, Rio Grande do Norte e Minas Gerais (ANDRADE-LIMA, 1981).

Com relação à caatinga arbustiva, Figura 6, essa possui porte menos elevado, geralmente não ultrapassando os 8 metros, sendo notável com maior frequência a presença de cactáceas e espécies xerófitas, principalmente *Xiquexique gounellei* (F.A.C.Weber) Lavor & Calvente, “xique-xique”; *Pilosocereus pachycladus* F.Ritter “faxeiro”, e bromeliáceas como *Neoglaziovia variegata* (Arruda) Mez “caroá” e *Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult. & Schult.f., “macambira” (JUNIOR *et al.*, 2014).

Acrescenta-se o fato de que esse ambiente fitogeográfico apresenta grandes clareiras e rochas aflorantes, ficando o solo praticamente descoberto ao longo de todo o ano, em função da vegetação raquítica e rala presente, e como principal atividade econômica nessa fitofisionomias destaca-se a criação de animais de pequeno porte, principalmente caprinos e ovinos (ANDRADE *et al.*, 2005).

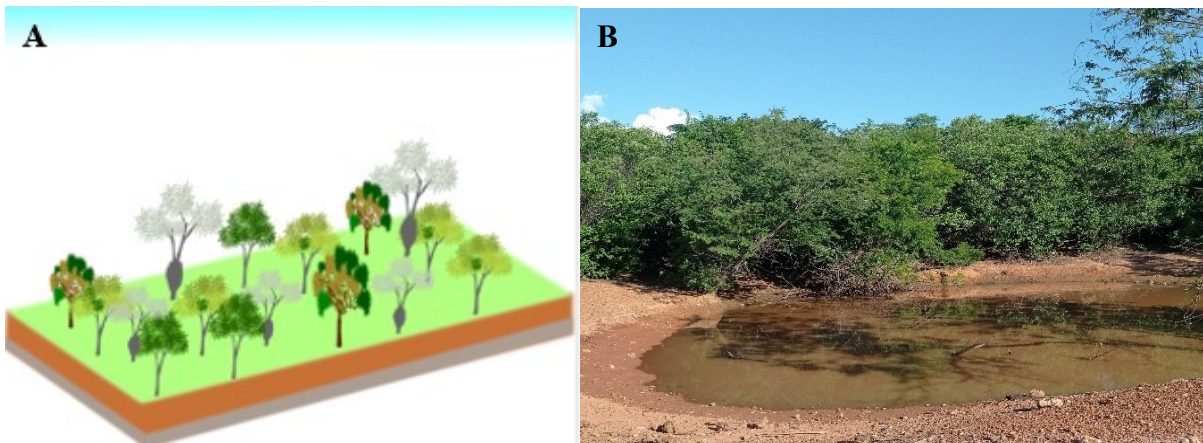
Figura 6. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga arbustiva.



Fonte: o autor (2023).

Os ambientes fitofisionômicos, caatinga de mata seca e caatinga de carrasco, ambos compartilham algumas similaridades, porém uma característica da caatinga de mata seca, Figura 7, é a presença de árvores que perdem as folhas em menores quantidades durante a estação seca, sendo comum a sua ocorrência nas encostas e topos de chapadas (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2020).

Figura 7. Fitofisionomia (A) e área natural (B) de caatinga de mata seca.



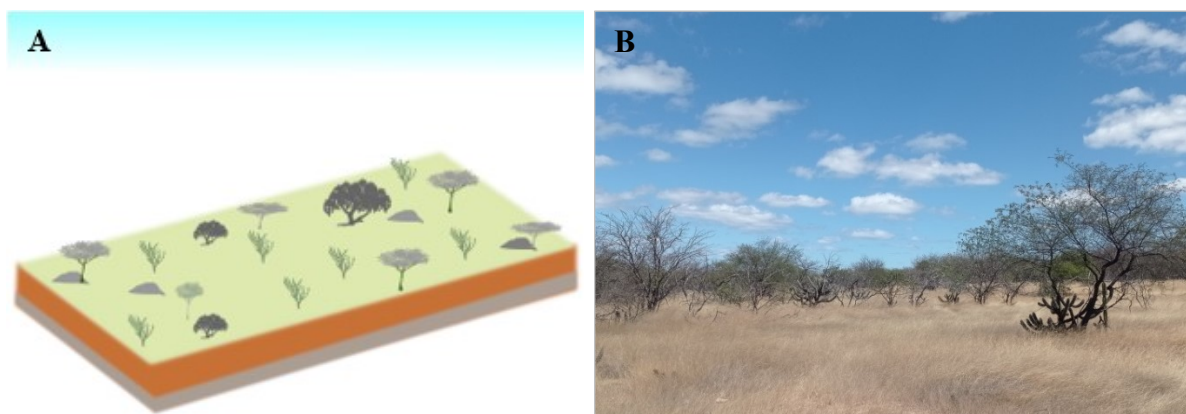
Fonte: o autor (2023).

Por outro lado, a caatinga de carrasco, Figura 8, ocorre ao sul da Chapada do Araripe e a oeste da Chapada da Ibiapaba, sendo comum nesse ambiente a presença de vegetação composta de arbustos com caules finos e outras espécies espinhosas de caules tortos (SOUSA *et al.*, 2021). Existe na literatura a caracterização de carrasco como “catanduva”, ou seja, uma



fitofisionomia de ocorrência restrita a solos arenosos em chapadas de caatinga contíguas (ARAÚJO *et al.*, 1998). Existe também a possibilidade de que o carrasco seja procedente de alterações antrópicas de outras fitofisionomias, haja vista que predominam nesse ambiente um aspecto de capoeira, ou seja, a presença de vegetação secundária com arbustos de pequeno porte, geralmente raquíticos e ramificados formando “moitas” (FERNANDES, 1998).

Figura 8. Fitofisionomias (A) e área natural (B) de caatinga de carrasco.



Fonte: o autor (2022).

Destaca-se que nas últimas décadas os processos de degradação das terras semiáridas no semiárido brasileiro, associada à pressão antrópica e as condições de aridez, têm sido intensificados e contribuído para o surgimento de vários núcleos de desertificação, como os já identificados em Gilbués, no Piauí; Irauçuba, no Ceará; Seridó, na Paraíba; e Cabrobó, em Pernambuco (SOBRINHO, 2002). Em Gilbués, no estado do Piauí, localiza-se um dos núcleos de desertificação considerado o maior do país com uma extensão aproximada de 6.000,00 km<sup>2</sup>, sendo esta degradação resultante da interação de fatores abióticos como a fragilidade ambiental dos solos e a prática de atividades de desmatamento para a pecuária e agricultura em grande escala (FRANÇA; PIUZANA; ROSS, 2017).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), a intensidade da desertificação depende de vários fatores sendo os mais notáveis a pressão populacional, as condições climáticas e o desenvolvimento econômico do País (SOUZA; ARTIGAS; LIMA, 2015). Outro aspecto marcante do bioma Caatinga é o seu relevo, o qual possui como maior destaque o escudo nordestino aplainado com um núcleo arqueado e falhado, destacando-se a Borborema que possui coberturas sedimentares residuais e as bacias

sedimentares Paleo-mesozóicas do Piauí-Maranhão; Mesozóicas do Araripe-Apodi; além das formações Plio-pleistocênicas da Formação Barreiras (FILHO, 2011).

Devido aos solos cristalinos presentes nesse bioma, o potencial produtivo é baixo em algumas regiões em função de diversas razões e/ou limitações como os elevados teores de sódio, a pouca profundidade do perfil e a reduzida disponibilidade hídrica, estando presentes em maior quantidade as ordens de solos Latossolos, Neossolos Litólicos, Argissolos e Luvisolos, além dos vertissolos, os quais são comumente encontrados nas plataformas interfluviais ao longo dos pediplanos nos domínios das caatingas (SILVA *et al.*, 2010). Pode-se destacar também a ocorrência de extensas áreas de rochas aflorantes, comumente denominadas de “lajedos/lajeiros”, ambientes aparentemente desérticos que apresentam em sua maioria plantas cactáceas e/ou suculentas, como mandacaru, macambira, facheiro, coroa-de-frade, xique-xique, dentre outras (SILVA *et al.*, 2010).

Com relação à Caatinga piauiense, essa coincide quase com a totalidade da delimitação do semiárido piauiense e tem como fonte econômica principal a agricultura de subsistência, prevalecendo solos poucos profundos ou mal desenvolvidos, característica esta que inviabiliza o desenvolvimento de uma agricultura mecanizada (MELO, 2017). Também, em decorrência do regime climático e a pouca pluviosidade, a irregularidade na disponibilidade hídrica tem moldado os tipos de culturas cultivadas, prevalecendo o cultivo de sequeiro para algumas culturas, principalmente milho e feijão (CERQUEIRA *et al.*, 2021).

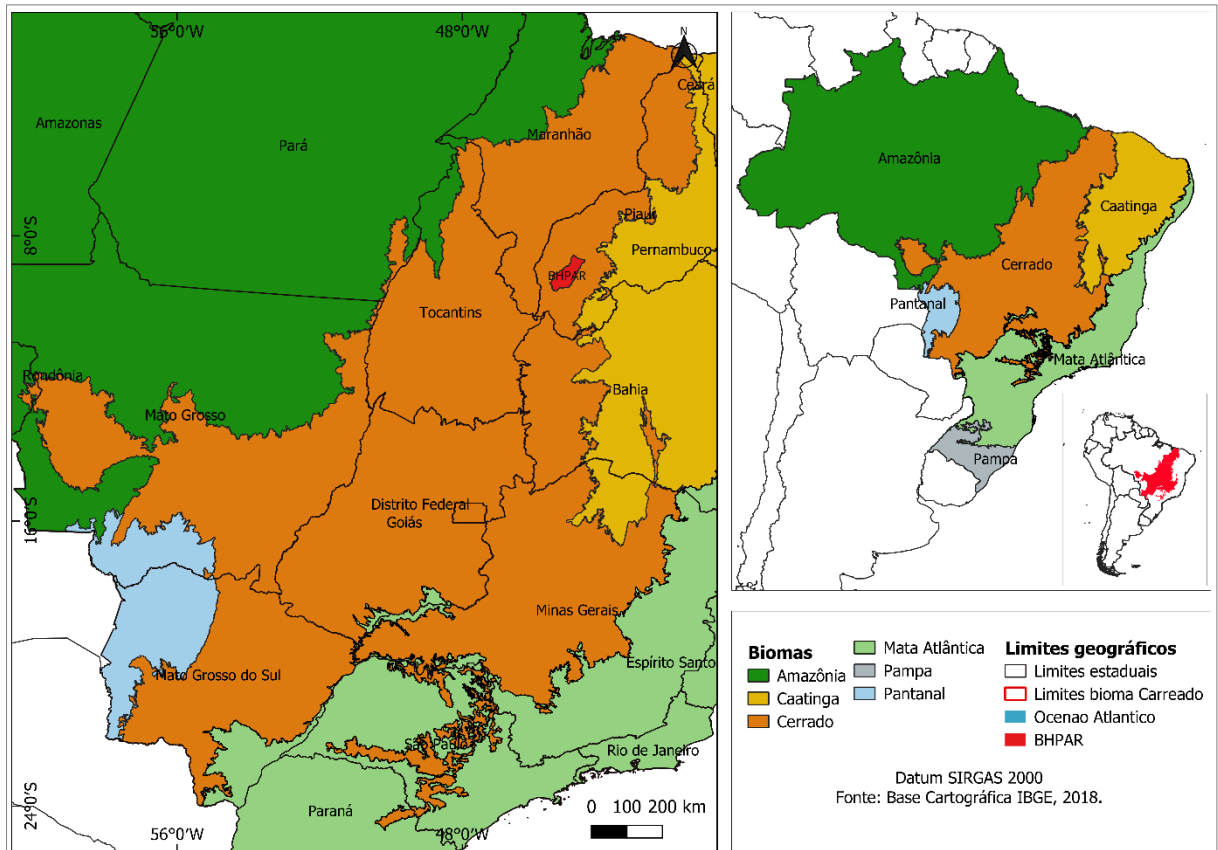
Portanto, pode-se concluir que o bioma Caatinga congrega várias “catingas”, todas com fitogeografias bem definidas, no entanto, alguns autores a classificam em apenas duas fitofisionomias, como exemplo Fernandes (1990), o qual as denomina em caatinga arbórea e caatinga arbustiva, classificação esta que não menospreza e tampouco desconsidera a sua rica biodiversidade, o elevado grau de endemismo florístico, além de uma considerável quantidade de espécies de animais, insetos e fungos.

Com relação ao presente trabalho, será adotada apenas as duas fitofisionomias mencionadas acima para caracterizar as áreas presentes no bioma Caatinga, nos limites da bacia hidrográfica Canindé, uma vez que diante da heterogeneidade desse bioma, a simplificação quanto aos aspectos fitosociológicos representam grandes ganhos quando forem realizadas as análises das áreas que foram propostas como Reserva Legal pelos proprietários e/ou posseiros ao realizarem a inscrição do Cadastro Ambiental Rural.

### 2.1.2 Bioma Cerrado

Dentre os biomas brasileiros, o Cerrado ocupa o segundo lugar em extensão territorial, Figura 9, com aproximadamente 2.000.000 km<sup>2</sup>, o equivalente a 23% do território nacional sendo considerada a segunda maior formação vegetal do Brasil e superado apenas pela Floresta Amazônica (AB’SÁBER, 2003; CASTILHO; CHAVEIRO, 2010).

Figura 9. Mapa de localização do bioma Cerrado.



Fonte: o autor (2023).

Além da grande extensão territorial, o Cerrado é um dos 25 *hotspots* mundiais de conservação e o segundo no Brasil, sendo um local que concentra alta diversidade e endemismo de espécies, porém sofre elevadas pressões antrópicas e possui uma das coberturas vegetais mais difíceis de ser mapeada, em função da grande sazonalidade e a presença de extensas áreas de agricultura (SANO *et al.*, 2007).

Esse bioma concentra uma das mais ricas floras de florestas de savanas tropicais, abrigo de cerca de 10.000 espécies de plantas, das quais 44% são endêmicas, além do elevado número de espécies de aves e vertebrados, ocupando a região central do Brasil, limitando com

os biomas Caatinga, Pantanal, Mata Atlântica e Amazônia (BASTOS, 2007). Existem vários termos para caracterizar o bioma Cerrado, sendo corriqueiro encontrarmos na literatura a denominação de “savana brasileira”, palavra com origem ameríndia e com múltiplas definições fazendo referência ao bioma Cerrado (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008).

Para Mistry; Berard; Durigan (2010), a definição de savana pode enquadrar aspectos climáticos e vegetacionais, corroborando ao que já era definido por Eiten (1983), o qual indicava que esse termo engloba os aspectos climáticos e vegetacionais (WALTER; CARVALHO; RIBEIRO, 2008), possuindo diversas interpretações e aplicado em vários continentes com as mais variadas latitudes e com critérios distintos (BOURLIÈRE, 1983).

Na busca pela uniformização do que pode ser entendido como savana, existem duas escolas de pensamento: a escola europeia e a americana, ambas com o objetivo de agrupar essa terminologia (WALTER, 2006). Segundo a escola de pensamento europeia, savana é tida como uma formação vegetal tropical com predomínio de gramíneas, contendo uma proporção maior ou menor de vegetação lenhosa aberta e árvores associadas. Por outro lado, para a escola de pensamento americana, além de adotar a mesma definição da escola europeia, expande o conceito para além das formações consideradas tropicais (COLLINSON, 1988).

O Cerrado, em território brasileiro, abrange áreas contínuas, disjuntas e em formatos de “ilhas”, sendo possível identificar áreas contínuas nos estados de Goiás, Tocantins e no Distrito Federal, parte dos estados da Bahia, Ceará, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Piauí e São Paulo; já as áreas disjuntas são de ocorrência ao norte nos estados do Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia e Roraima; e ao sul, em formato de pequenas “ilhas” no estado do Paraná, porém não inclusas nos mapas oficiais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (EITEN, 1983).

Com relação à gênese do bioma Cerrado, merece atenção entender quais fatores contribuíram e/ou contribuem para a formação do Cerrado Brasileiro, sendo que algumas teorias defendem que a origem das regiões savânicas no globo terrestre estejam relacionadas aos aspectos climáticos, bióticos e pedológicos (ALVIN, 1954). Contudo, é perceptível que os tipos de vegetação predominantes no Cerrado Brasileiro estão intimamente relacionados com as condições edáficas do solo, ou seja, o déficit mineral em algumas regiões e a elevada drenagem que o solo apresenta (GOODLAND; FERRI, 1979).

O arcabouço geológico do Cerrado Piauiense não difere das demais formações do Cerrado Brasileiro, o qual teve origem nos períodos Devoniano, Carbonífero e Permiano,

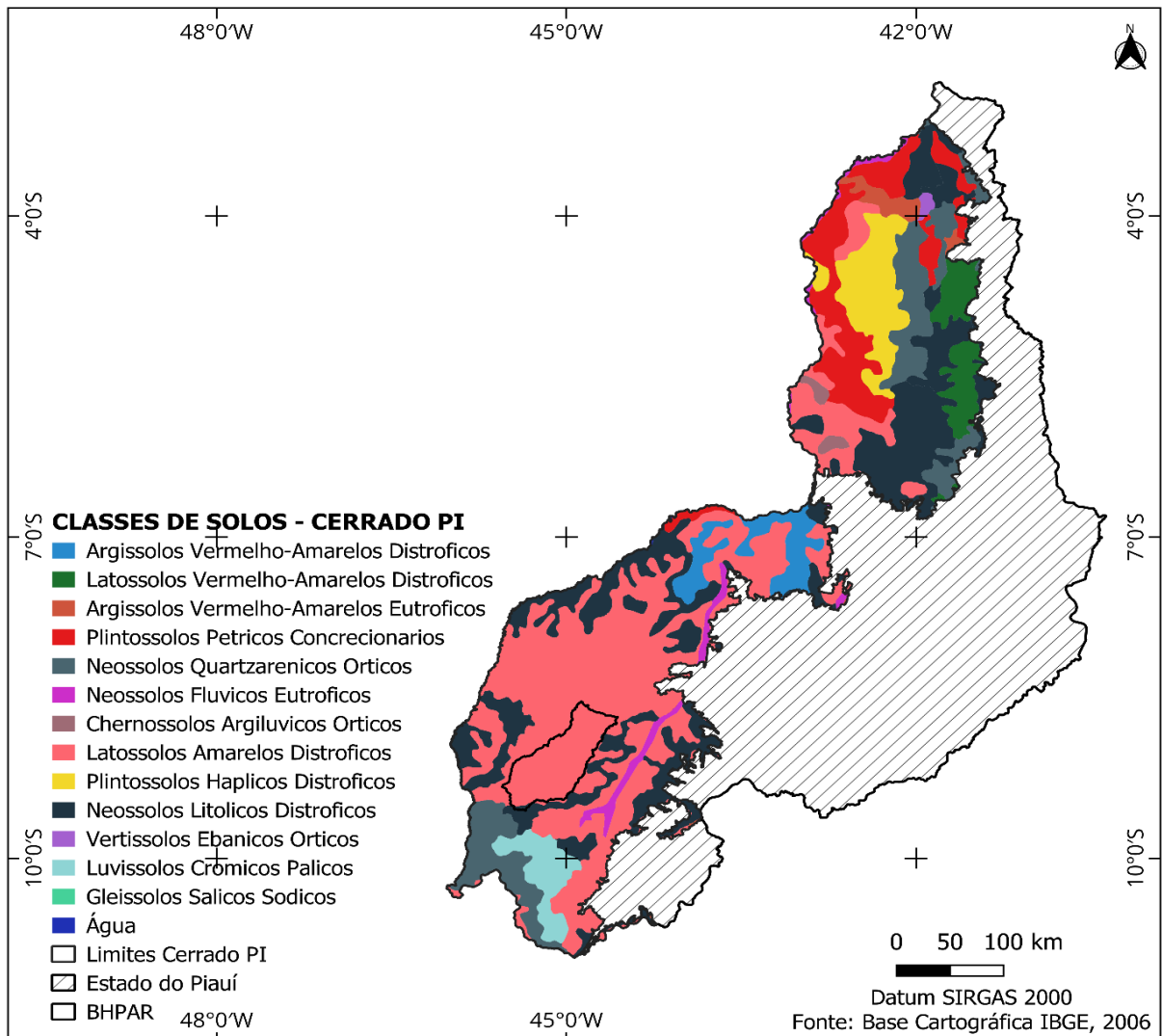
todos na era Paleozoicaera paleozoica (NEVES, 1975). Com relação às classes de solos presentes, os Argissolos Vermelho Amarelo Distrófico, que estão presentes em zonas de transição Cerrado-Caatinga e Latossolos Amarelo Distrófico, classes de maior profundidade, geralmente superiores a 2 metros, são as mais representativas (JACOMINE, 1986).

Os solos do tipo Latossolos, Figura 10, ocupam a maior parte do ambiente de Cerrado no estado do Piauí e são nesses locais onde se concentram os maiores projetos agrícolas e agropecuários (LIMA; ARAÚJO; BARBOSA, 2013). Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), o bioma Cerrado é composto pelas classes Latossolos, Neossolos e Argissolos, além dos Plintossolos e Gleissolos em memores quantidades, sendo que a vegetação presente nesse bioma está intimamente atrelada às condições de solo e natureza nutricional de cada ambiente (REATTO; CORREIA; SPERA, 1998).

No que diz respeito às classes predominantes de solos na bacia hidrográfica Alto Parnaíba, destacam-se os Neossolos e Latossolos, sendo a maior extensão da bacia ocupada pela classe de solos Latossolos Amarelo Distróficos, os quais são constituídos essencialmente por material mineral ou material orgânico pouco espesso, com profundidades variadas (SCHEER; CURCIO; RODERJAN, 2011).

O alumínio presente na maioria dos ambientes de Cerrado promove o empobrecimento do solo, devido aos elevados teores de alumínio trocável diminuir a disponibilidade de nutrientes para as plantas, resultante da competição entre as bases trocáveis pelos mesmos sítios de troca no complexo coloidal do solo, ganhando ainda mais força a partir da hipótese do oligotrofismo aluminotóxico (RUGGIERO; PIVELLO, 2013). O oligotrofismo aluminotóxico, em ambientes de Cerrado, pode ser entendido como uma condição do pouco crescimento de algumas espécies vegetais, principalmente em função da toxicidade do alumínio que acaba inibindo o crescimento de raízes e impedindo a absorção de fósforo (GOODLAND; FERRI, 1979; CASTRO, 2013).

Figura 10 – Mapa de classes de solo do Cerrado piauiense.



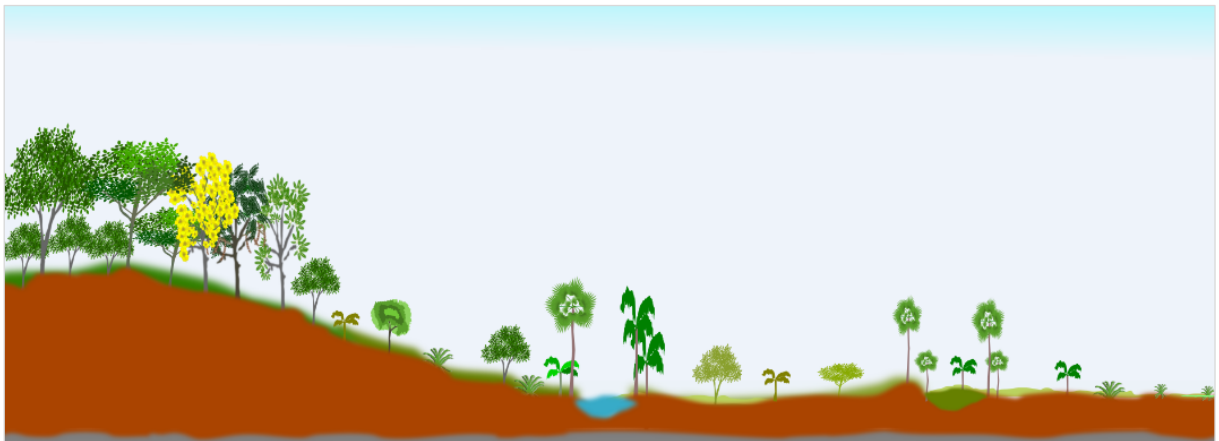
Fonte: o autor (2023).

Com relação aos aspectos climáticos, o Cerrado Brasileiro apresenta invernos secos com verões chuvosos, sendo o clima principal classificado como tropical estacional, segundo classificação climática estabelecida por Köppen (RIBEIRO; WALTER, 1998). As médias anuais de precipitação variam entre 750 a 2.000 mm, porém é entre os meses de outubro a março que ocorre a estação chuvosa, e de abril a setembro que se concentra o período seco (WALTER, 2006). A textura do solo atua diretamente na retenção ou não de água e na disponibilidade de nutrientes, que variam conforme a profundidade, sendo que as formações florestais estão localizadas em solos mais profundos e as áreas savânicas mais abertas em ambientes com solos mais rasos (CASTRO, 2013).

No que diz respeito à presença ou não de fogo no bioma Cerrado, apesar de a maioria dos ambientes estarem adaptados ao fogo, nem todas as espécies se beneficiam desse evento, uma vez que o fogo afeta negativamente a ciclagem de nutrientes (FRIZZO *et al.*, 2011). No Cerrado brasileiro, os maiores impactos do fogo para a vegetação podem estar atrelados à época em que ocorrem, sendo mais notáveis quando acontecem no final da época seca, além desse ser um forte influenciador na distribuição da composição florística (SOUZA, 2020).

De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira, as formações vegetacionais presentes no Cerrado, Figura 11, podem ser subdivididas em subgrupos de formações, assim sendo: áreas florestadas, as quais compreendem ao “cerradão”; áreas arborizadas, compostas por campo cerrado, cerrado ralo, cerrado típico e cerrado denso; áreas de parque, com campo sujo de cerrado, cerrado de pantanal, campo de murundus e campo rupestre; além das áreas gramíneo-lenhosas, composta por campo limpo de cerrado (IBGE, 2012). Contudo, a classificação e divisão desses ambientes não é uma tarefa trivial, visto que o bioma Cerrado pode ser conceituado como uma vegetação xeromorfa, a qual é de ocorrência em distintos tipos de clima e solos lixiviados, além de receber distintas nomenclaturas no País como “Tabuleiros”; “Agreste”; “Campinas”, dentre outras (VELOSO *et al.*, 1992).

Figura 11. Perfil fitofisionômico do bioma Cerrado.

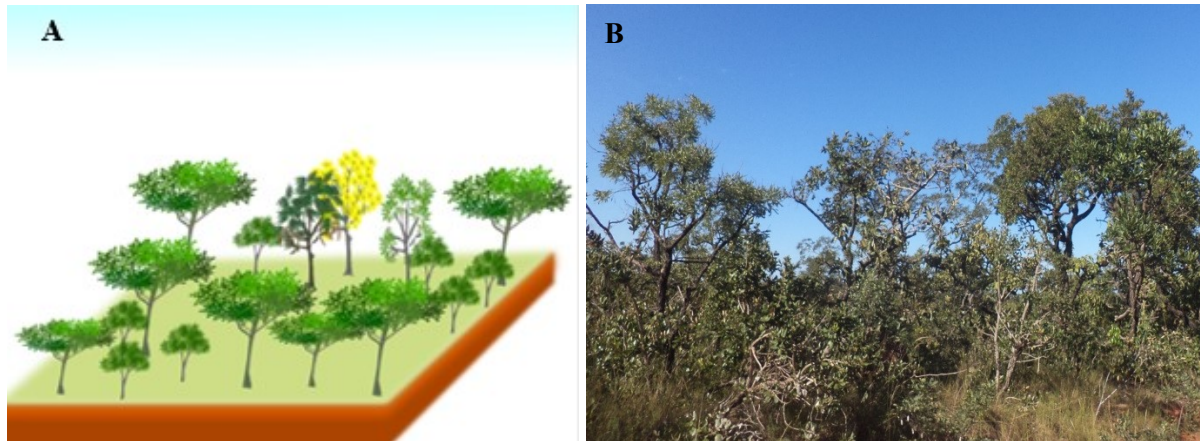


Fonte: o autor (2023); adaptado de Andrade-Lima (1981).

O subgrupo área florestada, Figura 12, ou simplesmente cerradão, é uma das formações presentes no bioma Cerrado como a mais típica desse bioma, estando restrita às áreas lixiviadas e areníticas, com solos predominantemente profundos, com a ocorrência de uma vegetação com altura média de 8 a 10 metros, sendo comum a ocorrência das espécies vegetais *Caryocar brasiliense* Cambess. (Caryocaraceae), popularmente denominado “pequi”;

*Bowdichia virgilioides* Kunth (Fabaceae Papilionoideae), sucupira-preta; *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. (Fabaceae Mimosoideae), angico-preto; dentre outras (IBGE, 2012).

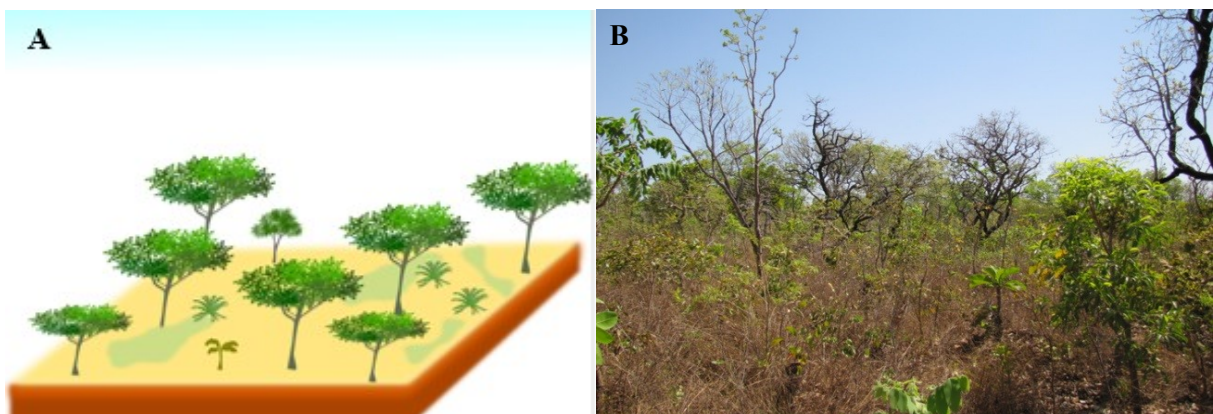
Figura 12. Fitofisionomia (A) e subgrupo área florestada (B) do bioma Cerrado.



Fonte: o autor (2023); INSTITUTO JURUMI (2022).

Com relação à subclassificação áreas arborizadas, Figura 13, esse subgrupo congrega os ambientes de campo cerrado; cerrado ralo; cerrado típico e cerrado denso, os quais apresentam uma formação rala com fitofisionomias mais abertas, aspecto graminoide contínuo e estão constantemente sujeitos ao fogo que ocorre anualmente, além de ocorrerem em vários estados, compreendendo extensas áreas no Ceará, Maranhão e Piauí (IBGE, 2012).

Figura 13. Fitofisionomia (A) e subgrupo área arborizada (B) do bioma Cerrado.

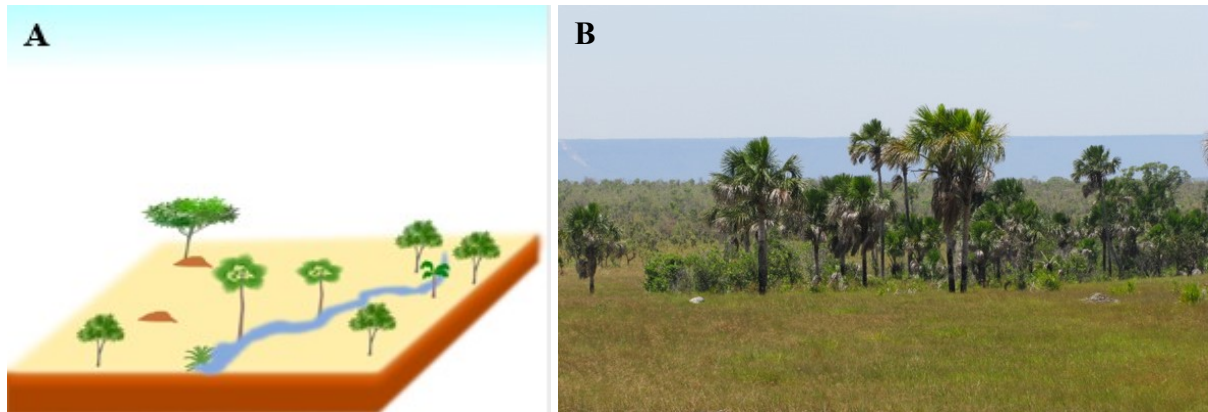


Fonte: o autor (2022); ICMBio (2020).



Com relação às áreas de parque ou para alguns autores “Savana Parque”, Figura 14, é uma subclassificação que engloba as denominações de Campo-Sujo-de-Cerrado, Cerrado-de-Pantanal, Campo-de-Murundus e Campo Rupestre, de ocorrência em todo o Brasil, porém são feições restritas aos campos litossólicos com estrato florístico graminoide, sendo encontrado na Ilha de Marajó e Pantanal Mato-Grossense-do-Sul (IBGE, 2012).

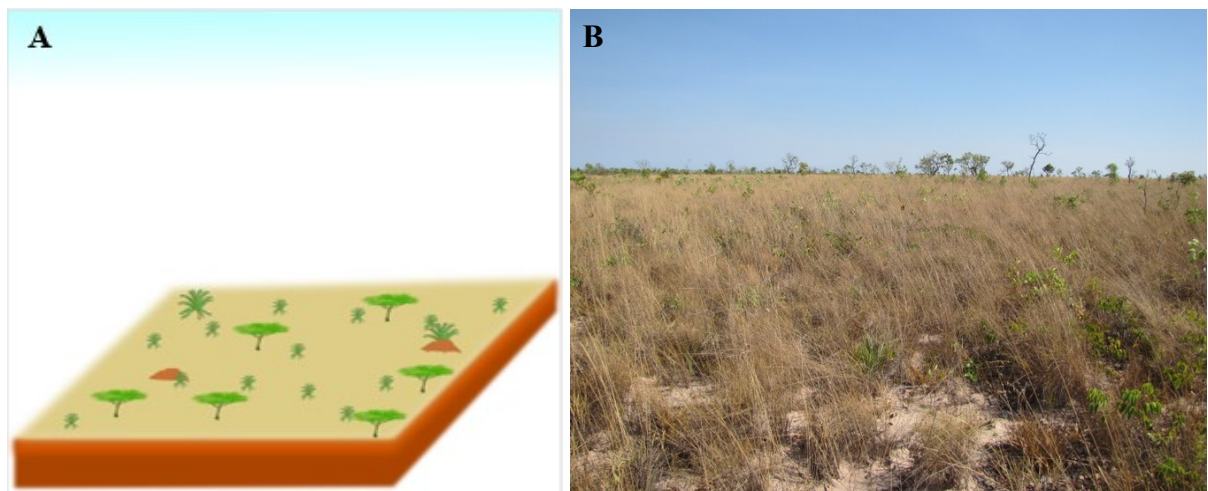
Figura 14. Fitofisionomia (A) e subgrupo área parque (B) do bioma Cerrado.



Fonte: o autor (2022); ICMBio (2020).

Com relação ao subgrupo área gramíneo-lenhosa, Figura 15, essa fitofisionomia simplesmente denominada de “Campo-Limpo-de-Cerrado”, possui em sua forma natural gramados entremeados por árvores lenhosas de pequena estrutura, sendo uma peculiaridade desse ambiente maior resistência ao fogo e ao pisoteio de animais (VELOSO *et al.*, 1992).

Figura 15. Fitofisionomia (A) e subgrupo área gramíneo-lenhosa (B) do bioma Cerrado.



Fonte: o autor (2022); ICMBio (2020).

Em relação aos usos e ocupação do solo, o bioma Cerrado tem perdido extensas áreas naturais para a implantação de pastagens e silvicultura, sendo o cultivo de pastagens para o gado uma das principais atividades responsáveis pela conversão de áreas naturais (SANO *et al.*, 2019). Segundo dados do Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil (MapBiomias), o Cerrado já perdeu aproximadamente 20% de sua área natural, quase 27 milhões de hectares e desses aproximadamente 26 milhões de hectares foram destinados à agropecuária, a qual ocupa cerca de 45% do total da área do bioma (MAPBIOMAS, 2021).

Por outro lado, as normas jurídicas vigentes e as políticas de proteção ambiental não têm sido capazes de conferir maior proteção ao bioma Cerrado, uma vez que menos de 9% desse bioma possui proteção mediante a instituição de Unidades de Conservação, sejam elas de Proteção Integral ou de Uso Sustentável (RAUSCH *et al.*, 2019). Destaca-se que todas as mudanças ocorridas nas últimas décadas no bioma Cerrado, decorrente de ações antrópicas, têm o potencial de reduzir e/ou colocar em risco a biodiversidade desse bioma, uma vez que este possui um alto grau de endemismo e as fragmentações do *habitat* tornam as espécies ali presentes cada vez mais vulneráveis, características estas que o classificou como *hotspot* mundial da biodiversidade (SOUZA; AQUINO; DRUCIAKI, 2020).

É válido mencionar, ainda, que as atividades de conversão de áreas naturais do bioma Cerrado continuam se deslocando ano após ano e, áreas até então, que não sofriam pressões do agronegócio, estão sendo ocupadas por extensas plantações de *commodities*, principalmente soja e milho, além da criação de gado, em um território denominado como MATOPIBA, nomenclatura esta que corresponde à parte inicial dos nomes dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (BOLFE, 2016).

Em território piauiense, o bioma Cerrado ocupa uma área aproximada em 9 milhões de hectares, o equivalente a 3% da área territorial do estado e, destes, cerca de 70% compreende ao domínio Cerrado e 30% a área de transição Caatinga-Cerrado (AGUIAR; MONTEIRO, 2005), podendo facilmente receber a alcunha de última fronteira agrícola do País (PRAGANA *et al.*, 2012). Nesse bioma, os maiores projetos agrícolas presentes no estado do Piauí se concentram no extremo Sul e Sudoeste do estado, com uma ocupação aproximada em 10% deste ecossistema (AGUIAR; MONTEIRO, 2005), podendo ser explicado esse aumento de projetos agrícolas em função da disponibilidade de terras agricultáveis mais baratas nessa região do Piauí (LOPES; LIMA; DOS REIS, 2021).

Por último, com relação à área de pesquisa localizada na bacia hidrográfica Alto Parnaíba, este trabalho se concentrará em analisar os fragmentos florestais destinados como áreas de Reserva Legal proposta, em posses e propriedades rurais na supracitada bacia, considerando os subgrupos de formação do bioma Cerrado conforme classificação do IBGE (2012), sendo predominante nesta área de pesquisa a subclassificação áreas arborizada do Cerrado.

## 2.2 ÁREAS DE ESTUDO

Este trabalho adotou duas bacias hidrográficas para estudo, assim sendo: (I) bacia hidrográfica Canindé (BHCAN), localizada no bioma Caatinga; e (II) bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR), localizada no bioma Cerrado. As duas bacias hidrográficas são pertencentes a bacia hidrográfica do Parnaíba, sendo a primeira localizada na região sudeste do Piauí, a qual tem como principal rio o Canindé, com suas nascentes na divisa dos estados Piauí-Pernambuco, no município de Acauã Piauí. A segunda bacia está localizada ao sul do Piauí, possui como principal rio o Uruçuí-Preto, nas proximidades do Parque Nacional das Nascentes do Parnaíba e na área de influência da MATOPIBA.

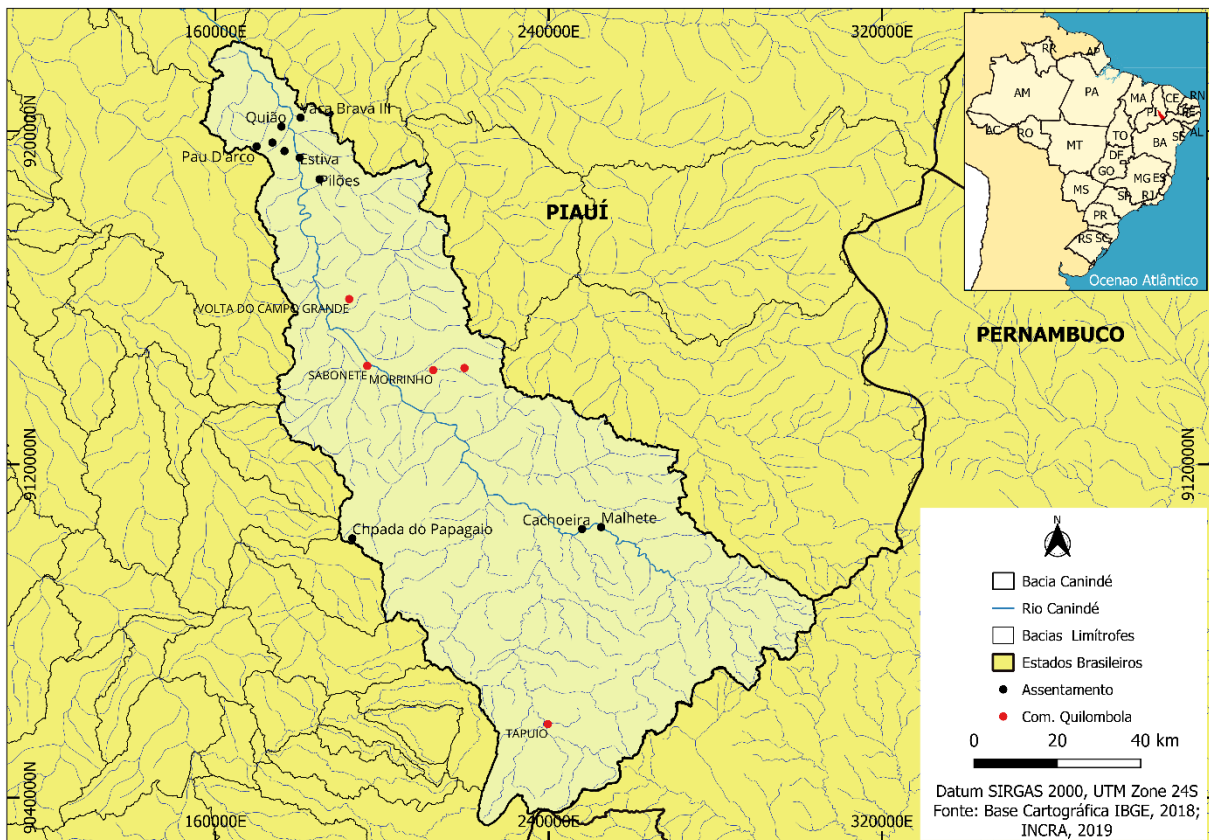
As bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba são classificadas como de nível 5, conforme classificação de Otto Pfafstetter. A Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) possui 7 níveis de classificação e é utilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA) para a realização de atividades que visam gerir os usos dos recursos hídricos em território nacional (SILVA *et al.*, 2008).

A escolha desses dois ambientes de estudo, em biomas distintos, se deu diante da necessidade de melhor compreender os principais usos e ocupação da terra e o processo de implantação do Cadastro Ambiental Rural.

### 2.2.1 Bacia hidrográfica Canindé

A bacia hidrográfica Canindé está localizada na região sudeste do estado do Piauí, pertencente a bacia hidrográfica do Parnaíba, com área total de 10.071,25 km<sup>2</sup>, Figura 16. O principal rio é o Canindé, o qual dispõe dois dos maiores açudes para abastecimento de água em região semiárida, sendo os açudes Ingazeiras e Pedra Redonda. Essa bacia apresenta geomorfologia diversificada, compreendendo desde superfícies aplainadas e conservadas até a ocorrência de topos convexos e ligeiramente aguçados com princípios de erosão (LIMA; BRANDÃO, 2010).

Figura 16. Mapa de localização da bacia hidrográfica Canindé.



Fonte: o autor (2022).

O arcabouço geológico é amplamente variado, sendo possível encontrar terrenos situados sobre embasamento cristalino e, nas áreas mais altas, a presença de terrenos sedimentares pertencentes às formações geológicas do Cenozoico que compõem as coberturas terciárias e quaternárias; Mesozoico, que tem como característica a presença de gabros; e Pré-Cambriano superior e inferior, com a presença de sequências de ortogneisse e gnaiss fecoidal, respectivamente (LIMA, 1987).

Devido às características geomorfológicas presentes na BHCAN, as altitudes variam entre 149,84 e 721,06 metros, ocorrendo na maior parte da bacia a predominância de superfícies aplainadas, estando as áreas com maiores elevações e escarpadas restritas ao embasamento cristalino (PELLERIN, 1979). Os solos presentes nesta bacia são classificados como Latossolos Amarelos Distróficos; Latossolos Vermelhos-Amarelos Distróficos; Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos; Neossolos Litólicos Distróficos; Neossolos Litólicos Eutróficos; Neossolos Quartzarenicos Orticos; e Luvisolos Cromicos Orticos,

sendo este último o mais representativo em extensão na área de estudo (CABRAL; VALLADARES; AQUINO, 2020).

Segundo a classificação estabelecida por Köppen, o clima se enquadra na classificação BSh (quente semiárido), com estação chuvosa concentrada, geralmente de dezembro a abril, de forma irregular com precipitações abaixo de 750 mm e temperatura média anual entre 26°C e 35°C (MEDEIROS; CAVALCANTI; MEDEIROS-DUARTE, 2020). A vegetação presente é a do tipo Caatinga, a qual em períodos secos, entre maio e setembro, perde as folhas completamente ganhando um tom acinzentado, sendo possível encontrar diversas espécies cactáceas e espinhosas. No entanto, apesar das condições edafoclimáticas do bioma, diversas espécies animais e vegetais estão presentes, sendo algumas endêmicas, além da expressiva riqueza de répteis, anfíbios e peixes (OLIVEIRA; SILVA; MOURA, 2019).

Em relação aos aspectos demográfico e socioeconômico, a bacia hidrográfica Canindé possui 23 municípios, total ou parcialmente, inseridos em seu domínio com uma população estimada em 173.758 habitantes e renda média de R\$ 12.623,45 (IPEADATA, 2018). A principal atividade rural nesta bacia hidrográfica é a agricultura familiar e a criação de animais de pequeno porte (caprinos e ovinos), já nas áreas urbanas das sedes dos municípios a economia principal advém do comércio e da prestação de serviços.

No que se refere à estrutura fundiária da BHCAN, prevalece a pequena propriedade rural, ou seja, são posses e/ou propriedades rurais com áreas de até 280 hectares, o equivalente a quatro módulos fiscais, conforme dispõe a Lei Federal nº 8.629/1993, art. 4º (BRASIL, 1993). Não existem terras indígenas nesta bacia hidrográfica, porém estão presentes cinco comunidades remanescentes de quilombo, com registro de reconhecimento junto à Fundação Palmares e inscritas no Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF), além de outras aguardando reconhecimento. São comunidades remanescentes de quilombo presentes na BHCAN: Volta do Campo Grande; Sabonete; Morrinho; Tapuio e Fazenda Nova.

Quanto aos assentamentos da reforma agrária, foram identificados dez assentamentos rurais (Quião; Vaca Brava III; Paru D'arco I e II; Pilões; Cachoeira; Morro do Riacho da Areia; Malhete; Chapada do Papagaio e Estiva) com informações registradas no SIGEF, além de outros que aguardam regularização documental (INCRA, 2022).

Com relação à presença de áreas protegidas, a bacia hidrográfica Canindé não dispõe de Unidades de Conservação e tampouco outro tipo de área protegida demarcada dentro de seus limites, com exceção de Espaços Especialmente Protegidos, em áreas privadas, como

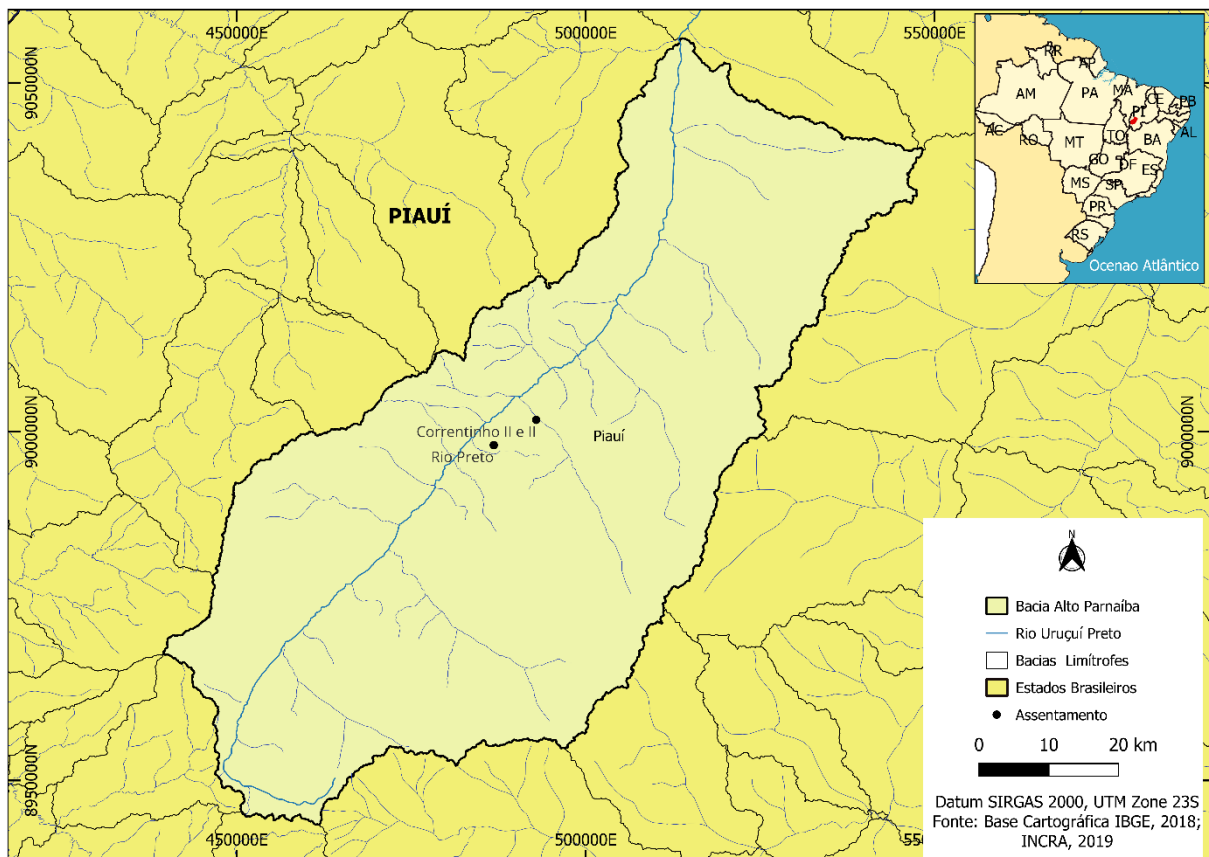
Área de Preservação Permanente (APP), em áreas urbanas e rurais, e Reserva Legal (RL), presentes em imóveis exclusivamente rurais.

#### 2.2.12.2.2 Bacia hidrográfica Alto Parnaíba

Geograficamente, a bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR), Figura 17, localiza-se na região sul do estado do Piauí, ocupando uma área aproximada de 5.218 km<sup>2</sup>, na área de influência da região denominada MATOPIBA. Possui como principal rio o Uruçuí-Preto, nos limites da bacia hidrográfica do Parnaíba, nas proximidades das nascentes do Rio Parnaíba.

O clima predominante da bacia Alto Parnaíba pode ser classificado como do tipo quente semiúmido do tipo Aw, de acordo com a classificação de Köppen, com precipitações anuais entre 800 e 1.500 mm anuais, concentrando nos meses de novembro/dezembro e de janeiro/abril (MEDEIROS *et al.*, 2013).

Figura 17. Mapa de localização da bacia hidrográfica Alto Parnaíba.



Fonte: o autor (2022).

A geologia dessa bacia hidrográfica possui sua estrutura geológica posicionada entre os cinturões de dobramento dos crátons Amazônico, São Luís e São Francisco, com natureza intracratônica evoluída a partir do paleozoico com depósitos sedimentares do mesozoico por extensas áreas (SANTOS, 2005). O relevo predominante enquadra-se como tabular aplainado, com superfícies de baixa altimetria e depressões restritas a pequenas áreas, com altitude média em torno de 400 a 600 metros (MELO, 2017).

Com relação às classes de solo predominantes na bacia, destacam-se os Neossolos e Argissolos, que devido à topografia aplainada tem favorecido o desenvolvimento da agricultura de grande porte, com destaque para as plantações de soja, milho, algodão e pastagens para criação de gado (AGUIAR; MONTEIRO, 2005).

De acordo com o censo IBGE de 2010, aproximadamente 70.000 pessoas residem nos 6 municípios localizados na bacia hidrográfica Alto Paraíba com um PIB per capita médio de R\$ 39.765,77 (IPEADATA, 2018). As atividades ligadas à pecuária e a plantação de grandes culturas (soja, milho e algodão) são as principais atividades econômicas e também as responsáveis pela elevação do PIB per capita dos municípios desta bacia hidrográfica.

Quanto à presença de comunidades tradicionais na bacia hidrográfica alto Parnaíba, não foram identificadas nenhuma área indígena e nem comunidade remanescentes de quilombo, apenas a presença de assentamentos da reforma agrária (Correntinho II e Rio Preto). Em relação à presença de Unidades de Conservação, destaca-se a Estação Ecológica Uruçuí-Una que tem parte dos seus limites dentro desta bacia hidrográfica (INCRA, 2022).

Ademais, os outros espaços destinados à preservação e conservação ambiental estão relacionados à instituição de Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente em posses e/ou propriedades rurais privadas.

### 2.3 O SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ANÁLISE AMBIENTAL

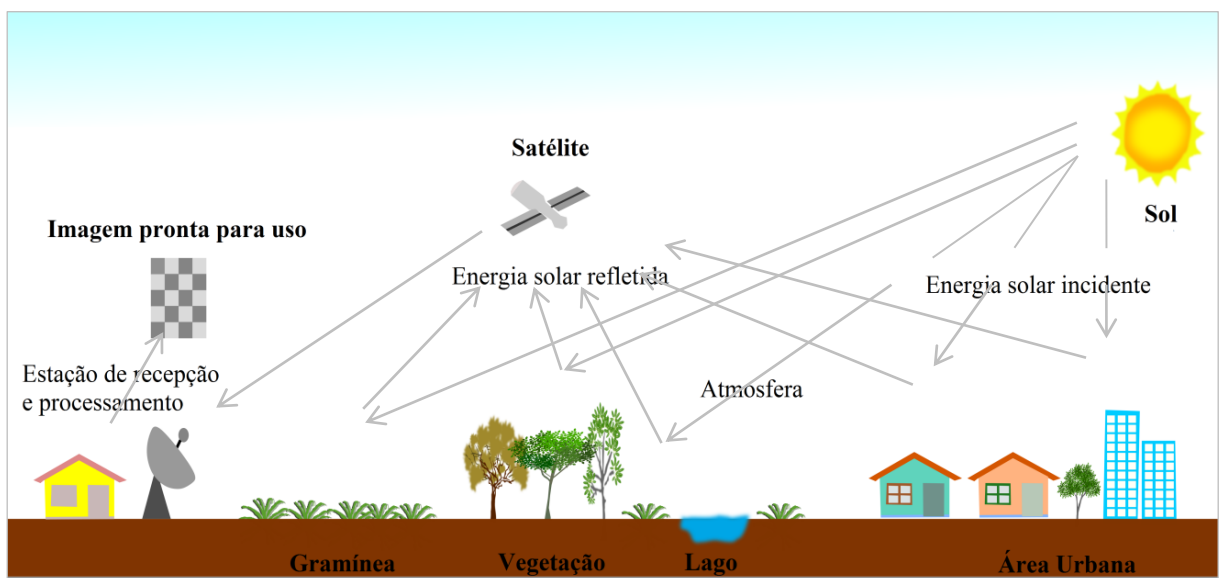
O sensoriamento remoto refere-se a uma tecnologia capaz de obter imagens e/ou dados da superfície da Terra, mediante a captação e registro da energia que é emitida ou refletida pela superfície e/ou objetos, sendo necessária a instalação de sensores em balões, aeronaves ou satélites (FLORENZANO, 2011). Historicamente, o sensoriamento remoto pode ser dividido em dois períodos, sendo o primeiro de 1860 a 1960, onde os dados eram baseados no uso de fotografias aéreas; já o segundo compreende do ano de 1960 até os dias atuais, em que são amplamente utilizados os satélites (NÓBREGA, 2020). Inicialmente os dados

provenientes do sensoriamento remoto estavam estritamente vinculados ao uso militar, sendo somente anos mais tarde liberados para uso civil (FREESE-JONHSON, 2007).

De maneira geral, os dados de sensoriamento remoto utilizam como fonte de energia a radiação eletromagnética, a qual se propaga por aproximadamente 300.000 km/s, com frequência medida em hertz (Hz) e o comprimento de ondas em unidades de metro, sem a necessidade de um meio material para a sua propagação (MENESES; ALMEIDA, 2012).

O fluxo de energia proveniente do sol, Figura 18, ao incidir sobre uma superfície, provoca uma série de interações sobre o material constituinte dos objetos e como resultados dessa interação podem resultar em energia absorvida, transmitida ou refletida pela superfície/objeto, total ou parcialmente, sendo que parte do fluxo da energia que é refletida expressa a reflectância do objeto; a energia absorvida expressa a absorptância e a energia transmitida à transmitância, no entanto a energia de maior importância para o sensoriamento remoto é a refletida, uma vez que esta é captada pelos sensores (SLATER, 1980).

Figura 18. Obtenção de dados remotamente por meio de sensor passivo.



Fonte: o autor (2022); adaptado de Florenzano (2011).

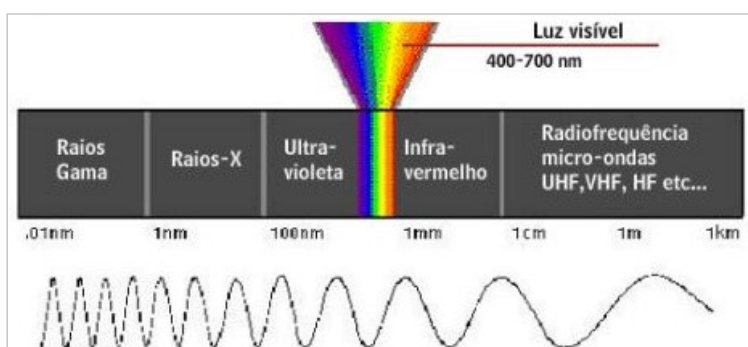
Nesse sentido, a obtenção de dados em sensoriamento remoto é baseada na aquisição de informações as quais são armazenadas pelos sensores, que captam a energia eletromagnética irradiada por um objeto, sendo a energia emitida ou refletida por objetos da superfície física da Terra transmitida aos sensores em forma de ondas eletromagnéticas e as



informações recebidas pelo sensor podem ser codificadas em termos de frequência, intensidade e polarização da onda (ANTUNES, 2001). A partir da distribuição do espectro eletromagnético é possível observar diversos comprimentos de onda e as respectivas frequências, sendo identificados comprimentos de ondas desde muito curtos como os raios gama, até ondas de comprimento maiores como as ondas de rádio (MORAES, 2002).

Importante destacar que o olho humano é sensível à radiação eletromagnética e é capaz de enxergar e distinguir cores somente a partir do violeta ao vermelho, Figura 19, ou seja, na faixa do visível onde a onda eletromagnética tem comprimentos variando entre 400 nm e 780 nm (CASTRO, 2013; SIMÕES, 2014).

Figura 19. Espectro eletromagnético e comprimentos de ondas.



Fonte: Araújo (2017).

A partir de interpretações e tratamento dos dados das respostas eletromagnéticas é possível identificar qual o tipo de objeto ou superfície foram imageados em função de variações das curvas da energia que é refletida, ou seja, os objetos presentes na superfície terrestre refletem e absorvem, de maneira seletiva, a energia eletromagnética devido à diferente composição molecular que possuem e essa característica denominada resposta espectral dos objetos é quem permite a identificação e/ou diferenciação dos alvos em uma fotografia aérea ou em imagens de satélites (SOUZA FILHO; CRÓSTA, 2003).

Logo, é fundamental compreender as potencialidades que os satélites agregam para os estudos ambientais, especialmente no monitoramento sobre as alterações da cobertura e o uso da terra, uma vez que a detecção de tais mudanças contribuem com a implementação de políticas públicas de conservação ambiental, além de auxiliar no combate ao desmatamento e no desenvolvimento de estratégias contra crimes ambientais (GONZAGA *et al.*, 2022).

### 2.3.1 Análise multicritério no planejamento ambiental

O planejamento ambiental pode ser compreendido como o estudo que busca uma adequação quanto aos usos, o controle e a proteção dos recursos ambientais, levando-se em consideração, também, os aspectos social e econômico (SANTOS; FERREIRA, 2004). Segundo Farias (2015), pode-se considerar o planejamento ambiental como uma ferramenta imprescindível para a efetividade de um desenvolvimento sustentável, uma vez que este é capaz de conduzir as ações de utilização dos recursos naturais levando-se em consideração a capacidade de suporte do meio ambiente (SANTOS, 2016).

Nessa perspectiva, com vistas a realização de um planejamento ambiental mais eficaz, dentre os vários métodos de análise ambiental, as análises multicritério tem ganhado relevância nos últimos, a exemplo o Processo Analítico Hierárquico, em inglês *Analytic Hierarchy Process* (AHP), o qual foi desenvolvido por Saaty (1997) e trata-se de uma metodologia capaz de auxiliar na elucidação de questões decisivas, as quais dependem de escolhas com menor subjetividade (DIAS; SILVA, 2014; GOMES; BIAS, 2018).

Logo, o método AHP tem se mostrado como uma técnica viável para a solução de determinados problemas quanto a identificação e definição de áreas adequadas a determinados usos e/ou definir como de conservação (LOUZADA; SANTOS; SILVA, 2010). Como exemplo, esse método tem sido utilizado com frequência na delimitação de corredores entre remanescentes de vegetação nativa e/ou entre Unidades de Conservação, conforme descrito nos trabalhos de Dias; Silva (2014); Leal (2016); Takahashi *et al.* (2021).

Neste trabalho, no Capítulo II, as áreas prioritárias a serem identificadas como prioritárias a averbação como Reserva Legal serão definidas de acordo com o método AHP, a partir do estabelecimento de corredores ecológicos, em sentido amplo, entre os maiores fragmentos florestais que apresentarem as melhores condições ambientais de cobertura.

### 2.3.2 Projeto MapBiomias

A partir de mudanças causadas pelo homem, os ambientes naturais têm sido fortemente alterados e em algumas regiões perdido completamente suas características originais, seja em função do estabelecimento de cidades ou a abertura de áreas para pastagens e culturas agrícolas (SANTOS; FERREIRA, 2004).

Nesse sentido, o Brasil tem avançado em algumas áreas do monitoramento ambiental, porém inicialmente deu-se maior ênfase ao bioma Amazônico (MARCOVITCH, J;

PINSKY, 2019). Contudo, existem mais cinco biomas (Pampa, Pantanal, Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga) e, talvez, dentre todos os biomas a Caatinga seja o mais negligenciado do ponto de vista de conservação, uma vez que é o menos conhecido e o mais desprotegido (PINHO, 2008), existindo apenas 168 Unidades de Conservação em todo o bioma e apenas 2% desse total referem-se a Unidades de Conservação de Proteção Integral, a categoria mais restritiva (BRASIL, 2020).

Dentre as iniciativas de monitoramento ambiental no Brasil, recentemente têm-se destacado o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomas) criado em 2015, o qual refere-se a uma iniciativa de monitoramento de uso da terra, com dados abertos e colaborativo com a pretensão de preencher essa lacuna deixada pelo poder público (SOUZA; AZEVEDO, 2017).

O MapBiomas é um projeto multi-institucional com a participação de institutos de pesquisas, universidades, ONGs e empresas de tecnologia, como a *Google*, que tem promovido o mapeamento anual do uso e cobertura da terra do Brasil desde o ano de 1985 até o presente, estando em 2022 na sua 7ª Coleção (MAPBIOMAS, 2021). Todo o trabalho desenvolvido pelo MapBiomas é baseado no processamento de dados em nuvem, a partir da série temporal Landsat, utilizando a plataforma *Google Earth Engine*, ficando todos os dados, após processados, disponíveis de forma livre e gratuita nesta mesma plataforma. É oportuno frisar que o tamanho do fragmento mínimo, considerado no diagnóstico, é de 0,09 hectares o equivalente a 900 m<sup>2</sup>.

Antes da disponibilização dos dados das coleções de mapeamento da cobertura e uso da terra, pelo MapBiomas, são realizados testes de acurácia para verificar quanto próximo se encontram os dados obtidos de forma indireta com a realidade, ou seja, qual o erro relativo à alocação e o erro de área. De acordo com Mikhail; Ackermann (1976), o termo acurácia é empregado na literatura para descrever o grau de proximidade de uma estimativa com seu parâmetro, ou seja, com o valor verdadeiro.

A Coleção 7, MapBiomas, possui 27 classes de uso e cobertura da terra. O nível 1 desta coleção representa as informações de maneira mais abrangente, por exemplo, Floresta; Formação Natural não Florestal; Agropecuária; Área não Vegetada e Corpo D'água. Nos níveis 2 e 3 estão descritos o detalhamento de cada classe (MAPBIOMAS, 2022).

Os mapas produzidos pelo projeto MapBiomas foram validados, a partir da inspeção de 85.152 amostras aleatórias, por 3 intérpretes diferentes e os pontos não concordantes passam por validação de um intérprete sênior que toma a decisão final (MAPBIOMAS,

2022). Na Coleção 7 a acurácia global para o nível 1 foi de 91,3%, com discordância de alocação de 7,1% e discordância de quantidade de 1,5%. Para os níveis 2 e 3 a acurácia global foi de 87,2% e 87,9%, respectivamente, indicando uma boa precisão (MAPBIOMAS, 2022).

### 2.3.3 Cadastro ambiental rural

O Cadastro Ambiental Rural (CAR) é um registro eletrônico de âmbito nacional obrigatório para todas as posses e propriedade rurais, em todo território nacional, com a finalidade de integrar todas as informações ambientais presentes nos imóveis rurais (ATTANASIO; NETO; JUNIOR, 2013). O CAR foi criado em observância à Lei Federal nº 12.651, de 2012, e regulamentado pela Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 2, de maio de 2014.

Como informações ambientais a serem informadas durante a inscrição das posses e propriedades rurais, deve-se constar nesse cadastro, dentre outras, as áreas de uso consolidado, formações remanescentes de vegetação nativa, áreas de uso restrito, Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal, informações estas que são essenciais para compor uma base de dados de combate ao desmatamento e ao planejamento ambiental (BRASIL, 2012).

Contudo, a inscrição do imóvel rural no CAR é o ponto de partida para que o proprietário obtenha a regularização ambiental do seu imóvel rural, além de permitir alguns ganhos econômicos como a obtenção de crédito agrícola e deduções tributárias no Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural – ITR (AHRENS; AHRENS, 2015).

## 2.4 ECOLOGIA E MÉTRICAS DA PAISAGEM

A Ecologia da Paisagem pode ser compreendida como uma disciplina, no campo da ecologia, que se dedica a estudar e entender os mais diversos aspectos e inter-relações entre as ações do homem e as suas atividades desempenhadas, além das interações entre padrões espaciais e processos ecológicos em várias escalas (TURNER, 1989; PORTO; MENEGAT, 2004). Inicialmente, a Ecologia da Paisagem surgiu na Europa como um suporte para a geografia física e a ciência da vegetação (PIVELLO; METZGER, 2007), podendo ser atribuída à concepção mais usual deste termo ao geógrafo C. Troll, o qual o elaborou no ano de 1939, fazendo referências à Ecologia da Paisagem como uma disciplina capaz de estudar a

totalidade de um ambiente, nos campos visual e humano, integrando a Atmosfera, Geosfera, Hidrosfera, Biosfera com a Antroposfera (SANTOS, 2017).

A Ecologia da Paisagem em seus primórdios foi distribuída em duas vertentes de estudo, uma vertente ecológica e a outra geográfica (METZGER, 2001). A Ecologia da Paisagem, com enfoque geográfico, busca entender os processos de influência que o homem exerce sobre a natureza; já a Ecologia da Paisagem com enfoque ecológico prioriza compreender a importância das relações ecológicas em termos de conservação de biodiversidade no contexto espacial (KOBELITZ; PEREIRA JUNIOR; AJUZ, 2011).

Resumidamente, a Ecologia é uma ciência que objetiva entender as relações e interações dos organismos em seu ambiente natural (ODUM, 1983). Os processos de interação entre os organismos são dinâmicos e às vezes implicam em uma localização espacial, com necessidade de uma maior integração entre as várias áreas do conhecimento, para que seja possível entender todo o contexto (HAWKINS; SELMAN, 2002). Sendo assim, pode-se conceituar Ecologia da Paisagem como uma disciplina que objetiva reunir os campos das ciências que se dedicam a estudar a paisagem e seus aspectos ecológicos para além dos limites de um ecossistema (OT'AHIEL, 1999; MARTINS *et al.*, 2004).

Portanto, no presente trabalho, a Ecologia da Paisagem será necessária para melhor compreender a dinâmica de uso e ocupação do solo das áreas de pesquisa, além de fornecer subsídios que permitam analisar os efeitos de bordas dos fragmentos florestais, sobretudo os presentes em ambientes propostos como Reserva Legal. Nesse mesmo sentido, serão analisados os aspectos que proporcionaram a fragmentação da paisagem, além das métricas de forma e conectividade funcional presentes na paisagem das bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, ambas localizadas no estado do Piauí, Nordeste brasileiro.

#### **2.4.1 Fragmentação da paisagem**

Nas últimas décadas, extensas áreas naturais foram convertidas em pastagens e agricultura, resultando em uma paisagem altamente modificada, onde áreas naturais contínuas têm sido fragmentadas formando uma paisagem em mosaico constituída por fragmentos, manchas, corredores e uma matriz (METZGER, 2003). Nesse sentido, como uma das causas mais relacionadas à extinção de espécies, a perda e fragmentação de habitat traz diversos prejuízos ecossistêmicos às espécies como a redução de áreas naturais, aumento dos processos de fragmentação, aumento das atividades de predação nas bordas e a susceptibilidade à invasão por espécies exóticas (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013). Após a fragmentação de uma

área contínua diversos fragmentos surgem, reduzindo o tamanho da área inicial, surgindo uma “matriz” que difere da área original (ROBINSON; WILCOVE, 1994).

A alteração de áreas naturais, em virtude de atividades antrópicas resultantes da ocupação humana de forma irregular, tem resultado no surgimento de grandes faixas degradadas e habitats fragmentados, sendo que essa fragmentação é responsável, na maioria das vezes, pelos prejuízos causados aos ecossistemas e o isolamento de áreas (HADDAD *et al.*, 2015). A ocorrência da fragmentação, em ambientes naturais, resulta em diversos efeitos negativos sobre a cadeia de serviços ecossistêmicos, uma vez que afeta desfavoravelmente os organismos, a biomassa em circulação e elementos abióticos (MITCHELL *et al.*, 2015).

Diante dos efeitos da fragmentação, mosaicos menores são gerados o que resulta em habitats menores e maior intensidade do efeito de borda nos fragmentos florestais, influenciando assim na complexidade dos fragmentos em suportar as funções ecológicas antes desempenhada, haja vista que com a redução do habitat ocorrerá aumento de ambientes de transição entre o centro do fragmento e a matriz do entorno (FERREIRA *et al.*, 2019). Logo, efeito de borda são modificações ambientais que, na maioria das vezes, alteram a estrutura e a composição da vegetação marginal em uma floresta (SILVA *et al.*, 2021).

De acordo com Rusca *et al.* (2017), as interações de processos ecológicos em fragmentos estão intimamente atreladas à distância das perturbações ocorridas desde a borda do fragmento até o interior da floresta. À medida que o efeito de borda avança para o interior do fragmento, é possível visualizar e prever a quantidade de área conservada que existe no núcleo do fragmento, local que não sofre efeito de borda (MAGNAGO *et al.*, 2016).

Nesse sentido, pode-se propor que quanto mais irregular e menor for um fragmento florestal, maior será a área de contato com a matriz e maior será o efeito de borda, estando as mudanças estruturais da vegetação, distribuição, riqueza, abundância e diversidade intimamente relacionadas ao efeito de borda (OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Também, em decorrência dos processos de fragmentação, alguns efeitos imediatos são susceptíveis a surgirem sobre a forma de uso do habitat pelas espécies como: (I) a redução na extensão inicial de habitat; (II) elevação do número de manchas/fragmentos; (III) redução do tamanho do fragmento/área inicial; e (IV) o aumento do isolamento entre os fragmentos (FAHRIG, 2003). Ademais, os processos de fragmentação e a consequente perda de habitat acabam gerando diversos efeitos negativos, além dos já citados anteriormente, como a alteração na abundância e distribuição das populações (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Para uma melhor compreensão de alguns padrões e fatores que afetam a dinâmica natural de uma paisagem, faz-se necessário o estudo de alguns índices de estrutura da paisagem (METZGER, 1999), uma vez que mediante o estudo das métricas da paisagem é possível à quantificação de alguns padrões da paisagem e o cômputo do uso e ocupação do solo, além de permitir a compreensão estrutural da paisagem (BEZERRA *et al.*, 2011).

No presente trabalho serão analisados quatro grupos de métricas, assim sendo: (I) métricas de área; (II) métricas de borda; (III) métricas de tamanho e densidade; e (IV) métricas de forma, nos dois ambientes de estudo selecionados.

#### 2.4.2 Métricas da paisagem

Métricas da paisagem, em estudos ambientais, tem o objetivo de identificar os mecanismos e/ou as causas de texturas ou padrões que subsidiem no desenvolvimento de modelos de estudos da paisagem (SANTOS, 2017). As métricas da paisagem podem ser agrupadas em índices não espaciais (índices de composição) ou índices espaciais (índices de disposição), sendo os primeiros índices responsáveis por descrever a quantidade de unidades e o quanto cada área ocupa; já os últimos índices trazem informações relativas sobre a fragmentação e descrevem informações dos atributos das manchas (METZGER, 2003; RUTLEDGE, 2003).

A métrica da paisagem relativa à área ou simplesmente *patch* é considerada a mais importante, pois é capaz de refletir a medida mais próxima da realidade e é uma das métricas mais difundidas entre os pesquisadores, uma vez que diversas outras medidas podem ser efetuadas de forma direta ou indireta a partir dela (PEREIRA *et al.*, 2001). Para a realização do cálculo dessa métrica, somam-se todas as áreas relativas às manchas de uma determinada classe dentro da paisagem para obter o resultado, que é de grande importância para a determinação de outros índices (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

A Área de Classe (CA) - sigla em inglês -, expressa o somatório das áreas de todos os fragmentos pertencentes a uma determinada classe de uso e cobertura da terra com valores em hectares, calculada pela seguinte fórmula:

$$CA = \sum_{i=1}^n C_i a_i(jclass) \quad \text{Equação 1}$$

Também é importante determinar a porcentagem da paisagem (%LAND), que expressa o percentual de ocorrência de cada classe, Equação 2:

$$\%LAND = \frac{\sum_{j=1}^n A_{ij}}{A} \times (100)$$

Equação 2

Onde:

$j = 1, \dots, n$  manchas;

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ;

$A$  = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

Nesse sentido, as áreas maiores tendem a abrigar um maior número de indivíduos da mesma espécie, em relação às menores áreas, além de suportarem maior quantidade de espécies, influenciar na troca de nutrientes, nível de energia e no fluxo dessas (BENNETT; SAUNDERS, 2010; SANTOS, 2017). Manchas ou áreas maiores proporcionam alguns benefícios ecológicos como proteção da qualidade da água ou efeito tampão contra processos de extinção; por outro lado, áreas menores podem resultar em alta densidade de espécies e funcionarem como trampolins ecológicos ou *stepping stones* (BRAGA, 2010).

As métricas relativas às bordas estão intimamente relacionadas à substituição de áreas naturais por uma matriz antrópica, acarretando assim na criação de fragmentos isolados (FORMAN; GODRON, 1986). Os fragmentos florestais remanescentes passam a ter suas bordas em contato direto com a matriz antrópica, ficando susceptíveis às alterações e mudanças ambientais nessa área de influência ou de contato, ocorrendo o denominado “efeito de borda” (RODRIGUEZ, 2001). Os efeitos de bordas, conceitualmente, podem ser agrupados em abióticos e biológicos diretos e indiretos, sendo o primeiro relacionado às mudanças ambientais como exposição do vento e altas temperaturas nas bordas; já os efeitos biológicos diretos estão relacionados com as mudanças quanto à distribuição das espécies em decorrência de fatores bióticos, ao contrário do que ocorre com os efeitos biológicos indiretos os quais estão atrelados às formas de interação entre as espécies (GALETTI; ALVES-COSTA; CAZETTA, 2003).

Com relação às métricas relativas às bordas, é importante calcular o total de bordas da paisagem (TE) e suas respectivas densidades de bordas (ED). O total de bordas da paisagem (TE) é determinado de acordo com a Equação 3 e irá expressar a soma de todos os perímetros das manchas em metros.

$$TE = \sum_{i=1}^n P_{ij}$$

Equação 3

Onde:

$p_{ij}$  = perímetro da mancha  $ij$



Com relação à densidade do total de bordas (ED), essa é calculada considerando a quantidade de bordas em relação à área da classe (m/ha) representando a razão entre o comprimento das bordas (m) e a área (ha) das classes/paisagem (FERNANDES; FERNANDES, 2017), sendo que a paisagem que apresentar maior densidade de borda por unidade de área, conseqüentemente terá maior grau de fragmentação, Equação 4.

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m} e_{ik}}{A} (10.000) \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

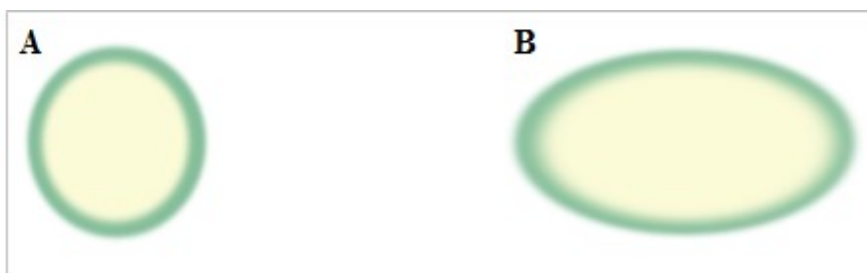
$k = 1, \dots, m$  tipos de manchas (classes);

$e_{ik}$  = comprimento total (m) de borda na paisagem entre os tipos de manchas (classes)  $i$  e  $k$ ;

$A$  = área total da paisagem ( $m^2$ ).

Importante destacar que fragmentos florestais, Figura 20, com formatos circulares tendem a possuir menores quantidades de bordas ao contrário das formas alongadas que aumentam consideravelmente esses valores (FORMAN, 1995).

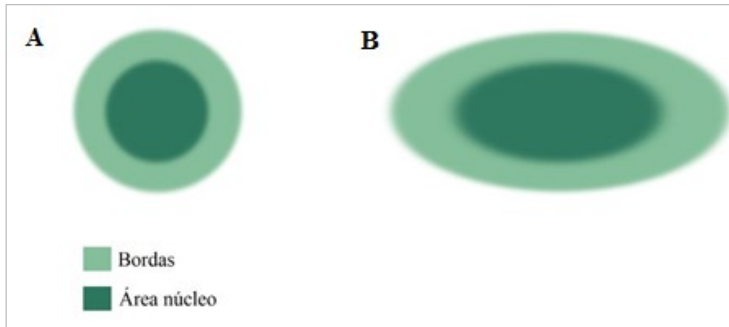
Figura 20. Fragmento circular (A) e alongado (B).



Fonte: o autor (2022); adaptado de Ricklefs (2011).

As métricas de forma possuem relação direta com o efeito de borda, ou seja, quanto maior for à regularidade de seu formato, menor será a extensão das áreas da margem, ao contrário das manchas alongadas que tendem a favorecer a instalação de corredores ecológicos (CASIMIRO, 2002). O formato dos fragmentos, Figura 21, se correlaciona com as ações antrópicas do entorno, ou seja, manchas com formatos lineares tendem a possuírem maiores margens e conseqüentemente sofrem maiores pressões da matriz do entorno ao contrário do que ocorre em fragmentos de formato circular (SANTOS, 2017).

Figura 21. Fragmentos florestais circular (A) e alongado (B).



Fonte: o autor (2022); adaptado de Bennett; Saunders (2010).

As métricas de tamanho e densidade são importantes em trabalhos de Ecologia da Paisagem em virtude de permitirem determinar o número de manchas de cada classe encontrada na paisagem, pois um maior número de manchas é indicativo de maior fragmentação da paisagem ou da classe (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Mediante à Equação 5 é possível obter o número de manchas presentes na paisagem.

$$\text{NumP} = \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

$P_{ij}$  = tipo de mancha.

Ainda nesse sentido, é válido calcular o tamanho médio da mancha e o coeficiente de variação do tamanho da mancha, uma vez que o primeiro índice é capaz de quantificar a área média da mancha e o último o desvio padrão do tamanho da mancha. O tamanho médio da mancha (MPS), calculado em hectares (ha), é obtido pela média dos tamanhos dos fragmentos (ha) de uma determinada classe ou de todos os fragmentos da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995), Equação 6.

$$\text{MPS} = \frac{\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{1000} \right) \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

$j = 1, \dots, n$  manchas;

$a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha  $ij$ ;

$n_i$  = número de manchas da classe  $i$ , ou o número de todas as manchas da paisagem.

O coeficiente de variação do tamanho da mancha (PScoV), o qual expressa o desvio padrão do tamanho da mancha, é determinado segundo a Equação 7. O coeficiente de variação do tamanho da mancha é obtido pela divisão do desvio padrão do tamanho das manchas pelo tamanho médio das manchas multiplicado por 100.

$$PScoV = \frac{DP}{TMM} (100) \quad \text{Equação 7}$$

Ao calcularmos as métricas de forma, três classes são primordiais para o seu entendimento: Índice de forma média (MSI); Índice de forma média ponderada (AWMSI); e Dimensão fractal da mancha média (MPFD). Os índices MSI e AWMSI referem-se à complexidade da forma dos fragmentos, ou seja, quando os valores alcançados estiverem próximos de 1 significa que os fragmentos possuem formas menos complexas. Quando esse valor aumenta, aumenta a irregularidade dos fragmentos (PIRES, 1995; MCGARIGAL, 1995). O MSI é determinado somando o perímetro de todos os fragmentos dividido pelo quadrado da área de uma classe ( $TE/CA^2$ ), ou seja, médias das formas dos fragmentos da paisagem.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad \text{Equação 8}$$

A determinação do AWMSI acontece efetuando o somatório do perímetro de todas as manchas dividido pelo quadrado da área da classe de uso, sendo esse resultado dividido pelo número de manchas da classe e a média ponderada das classes pela área total, Equação 9.

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \quad \text{Equação 9}$$

Por último, calcula-se a dimensão fractal da mancha média (MPFD) para determinar a complexidade da forma do fragmento, sendo que valores próximos a 1 indicam formas de perímetros simples; por outro lado, valores próximos a 2 correspondem a formas mais complexas, conforme dispõe as Equação 10 (MCGARIGAL, 1995).

$$MPFD = \frac{2 \in (0,25p_{ij})}{\ln a_{ij}} \quad \text{Equação 10}$$

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 OBTENÇÃO DA BASE DE DADOS

Para a criação da base de dados deste trabalho, uma série de procedimentos metodológicos foram estabelecidos. Inicialmente realizou-se uma consulta prévia aos principais sites de informações geoespaciais de acesso público. A partir de análises preliminares, e de acordo com os objetivos desta pesquisa, optou-se em adquirir ou não os dados consultados. Cada dado obtido foi arquivado em pastas específicas para posterior tratamento e interpretação, sendo que todo o trabalho foi baseado no uso de dados geoespaciais, *softwares* de geoprocessamento e de estatísticas de acesso livre, além de plataformas para tratamento de dados *on-line* em grande escala, quando necessário.

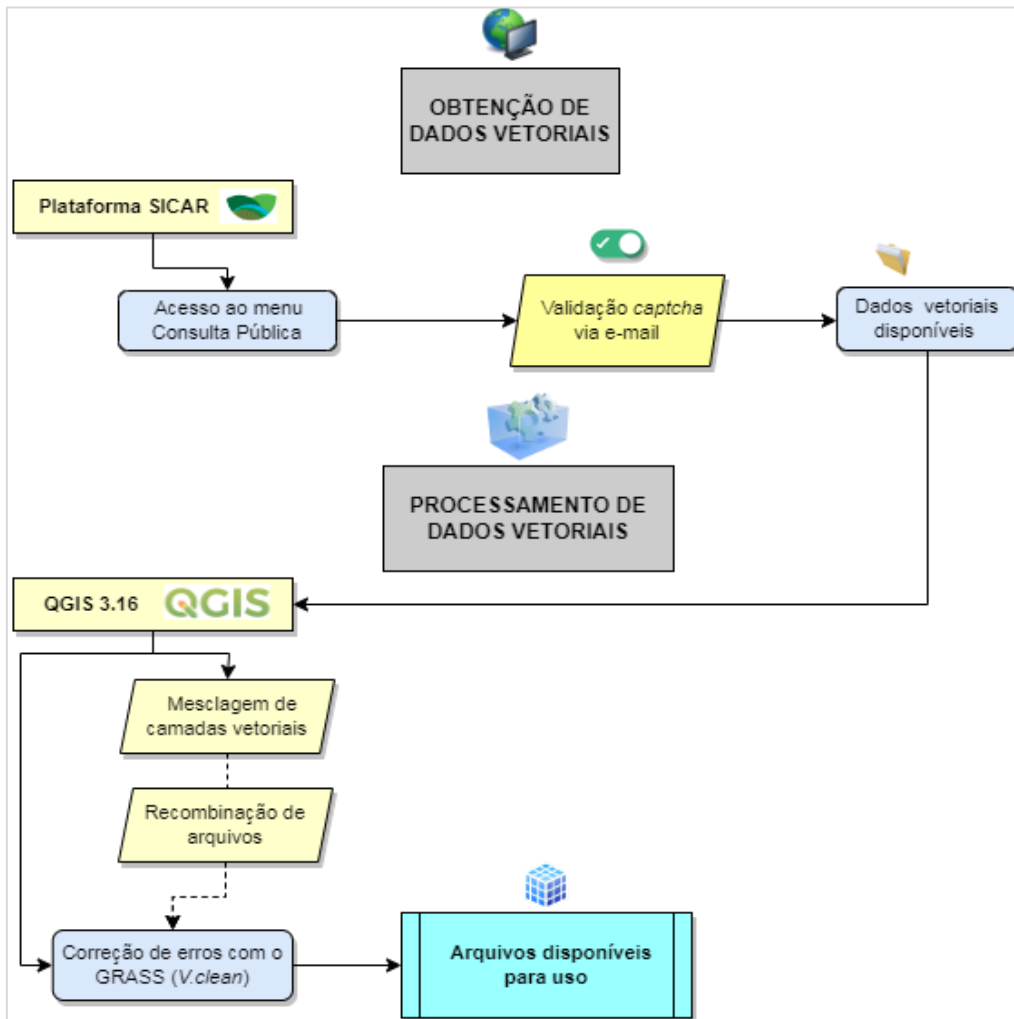
##### 3.1.1 Obtenção de dados dos imóveis rurais e reservas legais na plataforma SICAR

O Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) é um sistema criado em 2012, a partir da edição do Decreto Federal nº 7.830, com o objetivo de congregiar em âmbito eletrônico todas as informações e gerenciar os dados georreferenciados provenientes dos imóveis rurais de todo o País, além de auxiliar no planejamento ambiental (BRASIL, 2022).

O SICAR tem o objetivo de: (I) receber, gerenciar e integrar os dados do Cadastro Ambiental Rural de todos os entes federativos; (II) cadastrar e gerenciar todas as informações dos imóveis rurais, como a delimitação das áreas destinadas à Reserva Legal; e (III) monitorar a cobertura vegetal e a composição, quando necessário, além de promover o planejamento ambiental adequado e disponibilizar as informações públicas sobre todos os imóveis rurais cadastrados em território nacional (BRASIL, 2020). O SICAR é o sistema eletrônico responsável pela emissão do recibo de inscrição do imóvel rural no CAR, o qual é a confirmação de que a posse ou propriedade rural efetivou o cadastramento e enviou as informações de uso e ocupação, além da localização da Reserva Legal proposta (COSME; BARBOSA, 2022).

Nesse sentido, os dados provenientes da plataforma SICAR que compõe este trabalho foram obtidos a partir do acesso à guia “consulta pública”, Figura 22, na qual consta à base de *downloads* de dados do CAR, em formato *shapefile*, de todas as posses e propriedade rurais por município, a partir da digitação de um e-mail e a validação via *captcha*.

Figura 22. Fluxograma para obtenção e tratamento de dados vetoriais do SICAR.



Fonte: o autor (2022).

Para a composição dos dados vetoriais, das posses e propriedade rurais, presentes nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, foram realizadas *downloads* por municípios que compunham as áreas de interesse e posteriormente concatenados para formar um único arquivo, através da ferramenta “mesclar camadas vetoriais” do *software* QGIS 3.16. Depois de mesclados todos os arquivos referentes aos limites das posses e propriedades rurais e das áreas de Reserva Legal, dos ambientes de estudo, foi realizado o recorte da camada resultante da etapa anterior, ficando apenas os limites dos imóveis rurais que fazem parte da delimitação das áreas de estudo, ou seja, das bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba.

Em função dos dados disponíveis na plataforma SICAR ser auto declaratório, ou seja, o próprio possuidor envia as informações relativas ao imóvel como a delimitação da área da propriedade ou posse rural, Reserva Legal, Área de Preservação Permanente, Vegetação

Nativa, dentre outras feições, estão presentes alguns erros nos arquivos vetoriais, sendo os mais comuns a presença de sobreposição entre os limites dos imóveis ou posses rurais e a delimitação da Reserva Legal fora dos limites do imóvel.

Após a obtenção dos dados referentes aos limites dos imóveis e das Reservas Legais, em conformidade com os limites das áreas de estudo, procedeu-se a correção dos arquivos vetoriais do CAR com a ferramenta *v.clean* do GRASS, para a redução de alguns erros de topologia, sendo os mais comuns a presença de sobreposição e geometrias inválidas dos polígonos. Após a aplicação da ferramenta “corrigir geometria”, as geometrias inválidas são tornadas válidas com todos os vértices de entrada e sem sofrer intervenção adicional.

Após finalizada todas as etapas de processamento, os arquivos vetoriais referentes às áreas de Reserva Legal e imóveis, pertencentes as bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, foram arquivados em um banco de dados para uso posterior, de acordo com as necessidades dos trabalhos desta pesquisa.

### **3.1.2 Obtenção de dados geopolíticos e limites de bacias hidrográficas IBGE**

Para compor a base cartográfica referente às divisões geopolíticas deste trabalho e limites das Bacias Hidrográficas, optou-se por fazer o uso de dados vetoriais gratuitos, no formato *shapefile*, disponíveis na base vetorial do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a partir do acesso à plataforma de *downloads* do IBGE, para posterior processamento em *software* de SIG livre, adotando neste trabalho o QGIS (EQUIPE DE DESENVOLVIMENTO DO QGIS, 2021).

#### **3.1.23.1.3 Obtenção de dados de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomass**

As informações referentes ao uso e ocupação do solo, das áreas pesquisadas, foram obtidas a partir da Coleção 7 do Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil (MapBiomass), Figura 23, com resolução espacial de 30 metros e tamanho de fragmento mínimo de 0,09 hectares, para os anos de 1985 a 2020.

Com relação ao acesso às imagens em formato *raster*, as mesmas foram obtidas a partir do uso de *scripts* em linguagem computacional *JavaScript* no *Toolkit Download* na plataforma *Google Earth Engine* (GEE) (SIQUEIRA, 2021).

Figura 23. Janela de acesso à Coleção 7.0 MapBiomias a partir do *Google Earth Engine*.

The screenshot displays the Google Earth Engine web interface. At the top, there is a search bar labeled 'Caixa de pesquisa' and a 'Gerenciador de script' (Script Manager) section. Below the search bar is the 'Editor de script' (Script Editor) with a code editor showing JavaScript code for the 'mapbiomas-user-toolkit-lulc.js' script. To the right of the script editor is the 'Inspector' panel. Below the script editor is a map labeled 'Área de visualização' (Viewing Area) showing a satellite view of a region with a large pink and green area highlighted. To the left of the map is a toolbar labeled 'Ferramentas' (Tools). To the right of the map is the 'MapBiomias User Toolkit 1.9.0' interface, which includes a legend for 'Land Use and Land Cover' and a 'Collection' dropdown menu set to 'collection-6.0'.

Fonte: o autor (2023).

#### 4 ARTIGO I - ANÁLISE ESPACIAL DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM: UM ESTUDO DE CASO SOBRE OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DESTINADOS À RESERVA LEGAL EM DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO ESTADO DO PIAUÍ

##### RESUMO

O presente trabalho analisou as principais classes de uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas Canindé (BHCAN) e Alto Parnaíba (BHPAR), ambas localizadas no estado do Piauí. A primeira localizada no bioma Caatinga, a segunda no bioma Cerrado. O objetivo principal foi compreender a estrutura fundiária, a situação quanto à adesão dos imóveis rurais ao Cadastro Ambiental Rural (CAR) e quais os indicativos fornecidos pelas métricas de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais. As análises de uso e ocupação da terra foi obtida mediante técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica, a partir de imagens da Coleção 7 do MapBiomas. Para o cálculo das métricas de Ecologia da Paisagem foi utilizado o complemento *Landscape Ecology Statistics (LecoS)*, no *Software QGIS*, versão 3.16.20, onde calculou-se as métricas da estrutura da paisagem: área de classe (CA); porcentagem da classe (%LAND); total de borda (TE); densidade de bordas (ED); número de manchas (NumP); tamanho médio da mancha (MPS); coeficiente de variação do tamanho da mancha (PScov); índice de forma média (MSI); índice de forma média ponderada (AWMSI) e dimensão fractal da mancha média (MPFD). As análises de uso e ocupação da terra demonstraram que a classe de cobertura predominante nas bacias hidrográficas é Floresta, disposta em 40.775 fragmentos (NumP) na BHCAN e 3.951 (NumP) na BHPAR, a qual foi reduzida em mais de 30% ao longo de 35 anos. A segunda classe mais representativa é agropecuária, a qual na BHCAN predomina pastagem e agricultura. Na BHPAR, o predomínio é da classe soja. Quanto à estrutura fundiária, foram contabilizados 21.842 imóveis na BHCAN, com tamanho médio de 36,32 hectares, indicando predominância de pequenas propriedades, todas com inscrições ativas no CAR e aguardando análise. Na BHPAR foram encontrados 592 imóveis, com tamanho médio de 843,67 hectares, com inscrições ativas junto ao CAR e com apenas 0,5% dos cadastros analisados. As métricas de paisagem, para a classe Formação Florestal, foram calculadas adotando as classes de fragmentos muito pequenos (< 5 ha); pequeno (5-10 ha); médio (10-100 ha); grande (> 100 ha); e todos os fragmentos. Quanto à forma dos fragmentos, o (MSI) médio para todos os fragmentos na BHCAN foi de 1,36 e de 1,53 na BHPAR. No entanto, levando em consideração apenas os fragmentos com área superior a 100 ha, o valor encontrado para o MSI foi de 6,10 na BHCAN e 5,19 para a BHPAR, indicando a presença de fragmentos altamente irregulares. Embora os maiores fragmentos possuam formato irregular, do ponto de vista ecológico essas áreas representam melhores condições para espécies que necessitem habitar o interior dos fragmentos, além de sofrerem menor influência dos efeitos de borda. Ademais, pode-se concluir que ao longo de período observado, as alterações da estrutura da paisagem na BHPAR foram maiores que as observadas na BHCAN, provavelmente em função do tipo de uso e ocupação da terra, pois na BHCAN está presente agricultura de subsistência e criação de pequenos animais, enquanto na HBPAN predominam grandes plantações de soja e áreas de pastagem.

**Palavras-chave:** Cadastro Ambiental Rural. Métricas da Paisagem. Fragmentos Florestais.



## ABSTRACT

The present work analyzed the main classes of land use and occupation in the Canindé (BHCAN) and Alto Parnaíba (BHPAR) watersheds, both located in the State of Piauí. The first is located in the Caatinga biome, and the second is in the Cerrado biome. The main objective was to understand the land structure, the situation regarding the adherence of rural properties to the Rural Environmental Registry (CAR) and what are the indicators provided by the Landscape Ecology metrics for the forest fragments. The analyzes of land use and occupation were obtained using Remote Sensing techniques and Geographic Information Systems, based on images from Collection 7 of MapBiomias. To calculate the Landscape Ecology metrics, the Landscape Ecology Statistics (LecoS) complement was used in the QGIS Software, version 3.16.20, where the metrics of the landscape structure were calculated: class area (CA); percentage of the class (%LAND); edge total (TE); edge density (ED); the number of spots (NumP); mean spot size (MPS); coefficient of variation of spot size (PScoV); mean shape index (MSI); weighted mean shape index (AWMSI); and fractal mean spot size (MPFD). The analysis of land use and occupation showed that the predominant cover class in the watersheds is Forest, arranged in 40.775 fragments (NumP) in BHCAN and 3.951 (NumP) in BHPAR, which was reduced by more than 30% over 35 years. The second most representative class is farming, which in BHCAN predominates pasture and agriculture. At BHPAR, the soy class predominates. As for the land structure, 21.842 properties were accounted for in the BHCAN, with an average size of 36,32 hectares, indicating a predominance of small properties, all with active enrollment in the CAR and awaiting analysis. At BHPAR, 592 properties were found, with an average size of 843,67 hectares, with active registrations in the CAR, and with only 0,5% of the registrations analyzed. The landscape metrics, for the Forest Formation class, were calculated adopting the classes of very small fragments (< 5 ha); small (5-10 ha); medium (10-100 ha); large (> 100 ha); and all the fragments. As for the shape of the fragments, the average (MSI) for all fragments in BHCAN was 1,36 and 1,53 in BHPAR. However, taking into account only the fragments with an area greater than 100 ha, the value found for the MSI was 6,10 in the BHCAN and 5,19 for the BHPAR, indicating the presence of highly irregular fragments. Although the largest fragments have an irregular shape, from an ecological point of view these areas represent better conditions for species that need to inhabit the interior of the fragments, in addition to being less influenced by edge effects. Furthermore, it can be concluded that over the observed period, changes in the structure of the landscape in BHPAR were greater than those observed in BHCAN, probably due to the type of land use and occupation, since subsistence agriculture is present in BHCAN and raising small animals, while in HBPAR large soy plantations and pasture areas predominate.

**Keywords:** Rural Environmental Cadastre. Landscape Metrics. Forest Fragments.

#### 4.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação da paisagem e a redução de habitat são os processos que mais ameaçam a biodiversidade e o pleno funcionamento dos ecossistemas terrestres no planeta (FAHRIG, 2003). A fragmentação florestal, na sua grande maioria, resulta de sucessivas práticas de uso do solo de forma desordenada, que acaba ocasionando diversos prejuízos às comunidades naturais e provocando modificações significativas nas condições abióticas e bióticas (THIAGO; MAGALHÃES; SANTOS, 2020). Segundo estimativas, a fragmentação dos ecossistemas tem sido responsável pela redução de aproximadamente 13% a 75% da biodiversidade, além dos inúmeros prejuízos ecossistêmicos como a redução de espécies, de biomassa arbórea e o comprometimento no sequestro de carbono, ciclagem de nutrientes, além da extinção de centenas de espécies devido ao isolamento entre fragmentos e efeitos de borda entre habitats (COSTA; GALVÃO; GONÇALVES, 2019).

As mudanças na paisagem brasileira se devem, na grande maioria, ao modelo de povoamento do território brasileiro, sendo o desmatamento para a implantação de atividades agropecuárias, agrícolas e de silvicultura as alterações mais notáveis (BACHA, 2019). Isso tem contribuído para o surgimento de graves problemas ambientais como a degradação dos recursos hídricos, perda de solos agricultáveis, redução da cobertura vegetal e o surgimento de áreas susceptíveis à desertificação (COSTA *et al.*, 2020).

Buscando normatizar os usos dos recursos naturais, diversos instrumentos jurídicos foram estabelecidos nos últimos anos pelo Governo Brasileiro como a promulgação da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Federal nº 6.938/1981; Constituição Federal de 1988, um Capítulo dedicado ao Meio Ambiente, Capítulo VI; Lei de Crimes Ambientais, Lei Federal nº 9.605/1998; Código Florestal de 2012, dentre outras normas jurídicas.

Contudo, com o objetivo de manter um percentual mínimo preservado em uma posse ou propriedade rural, foi adotada como estratégia regulatória, a partir da edição da Lei Federal nº 12.651/2012, a delimitação de Área de Preservação Permanente – APP – e a instituição de Reserva Legal – RL – (AZEVEDO, 2008). De acordo com essa Lei, no que diz respeito à instituição da Reserva Legal, todo imóvel ou posse rural deverá manter uma área com cobertura natural a título de Reserva Legal, sem prejuízos a outras normas, observados os percentuais mínimos em relação à área do imóvel (BRASIL, 2012), percentuais esses que variam de 20% e 80%, dependendo do bioma em que se localiza o imóvel rural.

Dentre os biomas brasileiros, a Caatinga, apesar de possuir uma expressiva biodiversidade de fauna e flora, é tido como o mais negligenciado dentre os demais em trabalhos sobre pesquisa e conservação, mesmo possuindo uma alta diversidade biológica e grande parte dessa ser endêmica (RODRIGUES; EUZÉBIO, MOREIRA, 2022). Por outro lado, porém não muito menos importante que o bioma Caatinga, o bioma Cerrado, que abrange mais de 2 milhões de km<sup>2</sup> tem perdido extensas áreas naturais para o cultivo de monoculturas como soja, milho e algodão, além do estabelecimento de pastagens para a criação de gado, que devido a essas e outras razões é considerado um dos *hotspots* mundial da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; MACHADO, 2016).

Segundo dados do Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil, MapBiomas, a Caatinga perdeu entre os anos de 1985 e 2020 mais de 10 milhões de hectares (M. ha) de áreas de savana e formação florestal para projetos ligados à agropecuária. O Cerrado por sua vez, considerando esse mesmo intervalo de tempo, perdeu aproximadamente 16,13% de sua área original, o equivalente a 32,9 M. ha de áreas naturais para os projetos de agricultura e pecuária (SOUZA; AQUINO; DRUCIANKI, 2020).

A fragmentação florestal, em linhas gerais, pode ser entendida como um processo pelo qual uma área contínua natural é reduzida em um ou mais espaços, separados pelo entorno que difere da original, a matriz (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Diante de um processo de fragmentação florestal, é propício ocorrer uma separação não natural de áreas que anteriormente estavam interligadas e que possuíam grau de isolamento próprio, tamanho, forma e tipo de vizinhança, que a depender da nova matriz pode comprometer a conservação da biodiversidade (KORMAN, 2003), além de ocasionar e/ou acelerar processos como erosão, interferindo negativamente no regime hídrico, rompe com a conectividade natural e pode ocasionar isolamentos entre comunidades (SAUNDERS *et al.*, 1991).

Por outro lado, conectividade é definida como o inverso de fragmentação, ou seja, é um elemento essencial para o bom funcionamento da paisagem, uma vez que ambientes interligados e com boa conexão favorecem vários processos de dinâmica populacional (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). A conectividade possui uma direta relação com o tamanho do fragmento e é tida como uma principal característica estrutural responsável por influenciar a persistência ou não de determinadas espécies numa paisagem (METZGER, 1999), passando a desempenhar uma importância maior quando fragmentos menores estão localizados próximos a fragmentos maiores (SOUZA *et al.*, 2014).

Nesse sentido, a proposição de áreas com vegetação natural, em posses e propriedades rurais, a título de Reserva Legal tem como função manter a conectividade entre as áreas naturais, garantir o fluxo gênico e proporcionar abrigo à fauna e flora, reabilitar processos ecológicos, além de outros ganhos ecossistêmicos (RIBEIRO; LIMA, 2019).

Propondo alternativas, a partir de uma base científica, a Ecologia da Paisagem nos últimos anos tem se dedicado a lidar com problemas ambientais numa perspectiva de sugerir soluções para a conservação, planejamento e melhoria das paisagens (METZGER; LIEBERMAN, 2013), incluindo em seu campo de estudo o ser humano (METZGER, 2001). Logo, a Ecologia da Paisagem pode ser compreendida como os estudos sobre as relações biológicas e físicas que atuam sobre as diferentes unidades espaço-temporal de compreensão da estrutura, função e dinâmica de ambientes heterogêneos, com diferentes processos ecológicos e diferentes classes de uso e cobertura da terra (FORMAN; GORDON, 1986)

Com o objetivo de melhor compreender e estudar os diferentes padrões espaciais ecológicos, foram criados diversos índices ecológicos capazes de caracterizar paisagens naturais e quantificar a estrutura e padrões espaciais (YU *et al.*, 2019). As métricas de paisagem, nesse contexto, são equações capazes de descrever quantitativamente a composição estrutural, além da configuração espacial dos elementos de uma paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995), como borda, área, densidade, tamanho, área central, dentre outras, apenas para manchas ou para toda a paisagem (AMORIM; SOUSA; PIROLI, 2021).

Para a obtenção das métricas de paisagem, uma das formas de se obter é mediante o uso de geotecnologias, ou seja, mediante o uso de sensoriamento remoto com sistemas de informação geográfica (SIG), como por exemplo, as métricas calculadas pela extensão *Landscape Ecology Statistics (LecoS)*, no SIG QGIS. A extensão *LecoS* possibilita a realização de cálculos de diversas métricas utilizando bibliotecas de código aberto como “python”, “scipy” e “numpy”, além de facilitar a compreensão e o entendimento da uniformidade e/ou fragmentação da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995; SOUZA *et al.*, 2014; JUNG, 2015).

Nesse contexto, poucos são os trabalhos sobre Ecologia da Paisagem realizados, em parte ou na totalidade, nos biomas Caatinga e Cerrado (ZIMBRES, 2010; ETTO *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2013), diferente do que ocorre com a Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2017; GAVIOLI; MOLIN; VALENTE, 2022), a qual dispõe de um elevado número de pesquisas voltada à temática.

Apesar da presença de trabalhos que discutem a estrutura da paisagem, o entendimento e a caracterização da relação conectividade/tamanho dos fragmentos não é trivial (LIMA, 2017), além da inexistência de trabalhos sobre métricas da paisagem e fragmentos florestais destinados à Reserva Legal para os biomas Caatinga e Cerrado. Segundo Pivello; Metzger (2007), trabalhos sobre os efeitos da estrutura da paisagem relacionados a comunidades tropicais é mínimo, ou seja, não são superiores a 15% dos trabalhos já publicados, sendo que a maior parte dos trabalhos tem como foco grandes fragmentos florestais, o que difere do presente trabalho, uma vez que todos os fragmentos florestais possíveis de identificação nas áreas de estudo, em função do tamanho do pixel da imagem (> 0,09 ha), serão levados em consideração.

Ademais, é notável a necessidade de mais pesquisas sobre Ecologia da Paisagem em ambientes de Caatinga e Cerrado, pois são, dentre os demais biomas, os com menores quantidades de estudos e apresentam características singulares como a presença de uma elevada quantidade de fragmentos de pequeno tamanho e tendem continuar aumentando em função do modo de uso e ocupação da terra nesses dois biomas (SOUZA; AZEVEDO, 2017).

Portanto, o presente trabalho reveste-se de grande importância por ser capaz de fornecer os elementos necessários à discussão e futuras pesquisas ambientais em ambientes de Caatinga e Cerrado, com enfoque nos elementos de Ecologia da Paisagem e na delimitação das áreas destinadas como Reserva Legal em imóveis rurais.

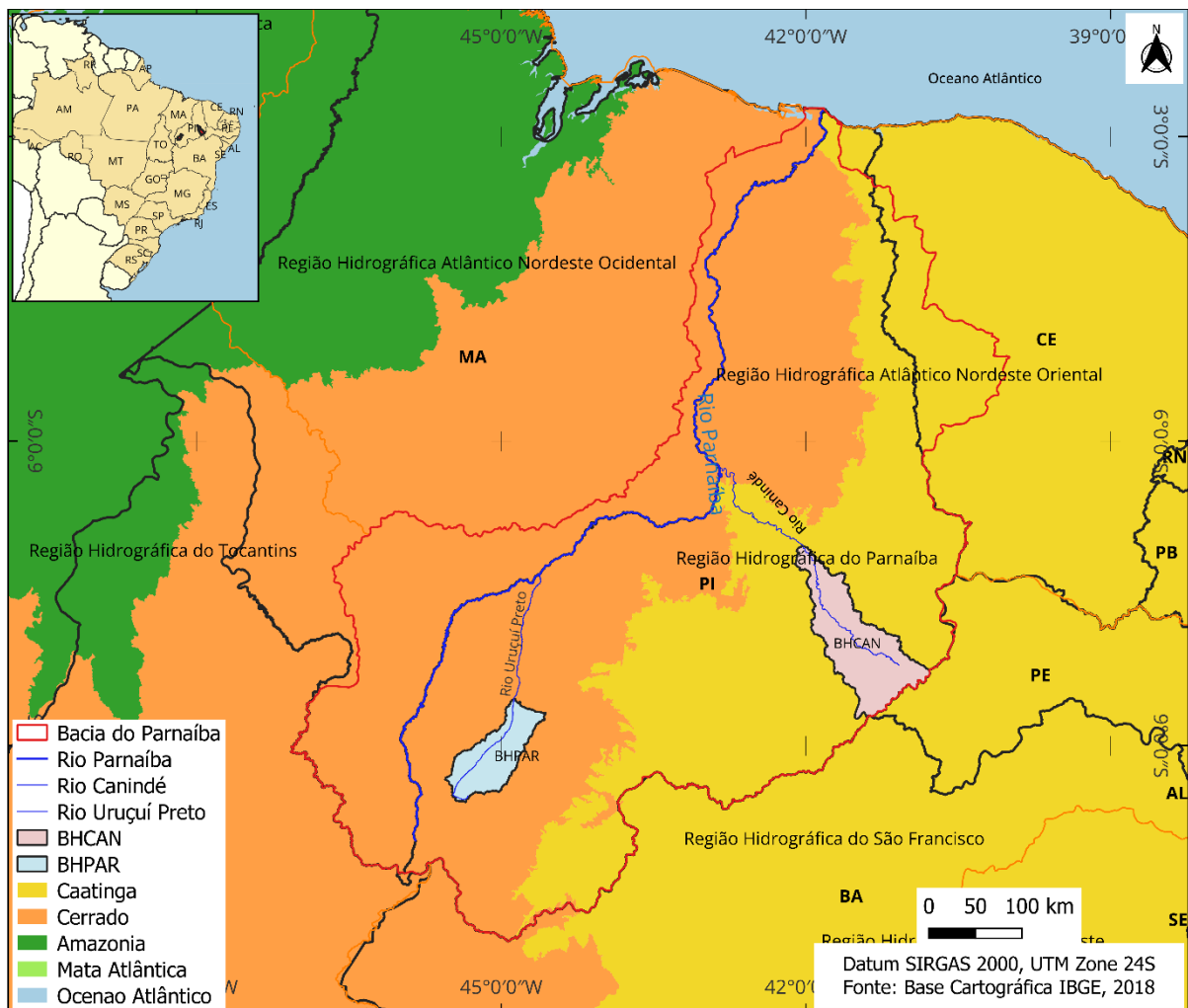
O principal objetivo desse trabalho foi compreender os processos de uso e ocupação da terra que ocasionaram a fragmentação do habitat nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, bem como o grau de conservação dos fragmentos florestais destinados à Reserva Legal. Ademais, estas são as seguintes questões a serem respondidas: (I) quantas posses e propriedades rurais compõem os ambientes de estudo, prevalece a pequena propriedade rural.; (II) todas as posses e propriedades rurais possuem Reserva Legal proposta em áreas de formação florestal.; (III) quais os indicadores fornecidos pelo cálculo de métricas da paisagem dos fragmentos florestais nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, são áreas com a predominância de pequenos ou grandes fragmentos.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Área de estudo

Este trabalho adotou como área de estudo duas bacias hidrográficas, Figura 24, sendo a bacia Canindé localizada no bioma Caatinga e a bacia Alto Parnaíba no bioma Cerrado, ambas pertencentes a bacia hidrográfica do Parnaíba.

Figura 24. Mapa de localização das bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba.



Fonte: o autor (2022).

A bacia hidrográfica Canindé (BHCAN) possui uma área de 10.071,25 km<sup>2</sup>, abrangendo as nascentes do rio Canindé, na divisa do estado do Piauí com o Pernambuco, possui geomorfologia diversificada, compreendendo desde superfícies aplainadas e conservadas até a ocorrência de topos convexos ligeiramente aguçados com princípios de erosão (LIMA; BRANDÃO, 2010). Possui base geológica variada, onde parte de seus

terrenos estão sobre embasamento cristalino e, nas áreas mais elevadas, terrenos sedimentares pertencentes às formações geológicas do Cenozoico, com 65 milhões de anos (LIMA, 1987).

As altitudes na BHCAN variam entre 149,84 e 721,06 metros, porém na maior parte ocorrem superfícies aplainadas, ficando as áreas mais elevadas restritas aos locais escarpados de embasamento cristalino (PELLERIN, 1979), com solos amplamente variados, sendo a classe Luvisolos Cromicos Orticos a mais representativa (CABRAL; VALADARES; AQUINO, 2020). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima é tido como quente semiárido (BSh) com estação chuvosa concentrada irregular ao longo dos meses de dezembro a abril e precipitações abaixo de 750 mm, com temperatura anual média entre 26 °C e 35 °C (MEDEIROS; CAVALCANTI; MEDEIROS-DUARTE, 2020). A vegetação predominante é a do tipo Caatinga a qual em períodos secos, entre os meses de maio e setembro, perde as folhas completamente sendo possível encontrar diversas espécies cactáceas e espinhosas. No entanto, apesar das condições edafoclimáticas deste bioma, estão presentes um elevado número de espécies endêmicas (OLIVEIRA; SILVA; MOURA, 2019).

Com relação à bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR), a mesma localiza-se na região sul do estado do Piauí, com área de 5.218 km<sup>2</sup>, numa área de influência da MATOPIBA, ou seja, termo este que faz referência ao acrônimo das iniciais dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia e concentra os maiores projetos do agronegócio, sobretudo produção de soja e milho (OLIVEIRA; AQUINO, 2020). O clima predominante da supracitada bacia é classificado como quente semiúmido do tipo Aw (KÖPPEN; GEIGER, 1928), com precipitações anuais entre 800 e 1.500 mm, concentrada nos meses de novembro e dezembro e de janeiro a abril (MEDEIROS *et al.*, 2013). A vegetação predominante da BHPAR é composta essencialmente por formações arborizadas e campos de cerrado.

O arcabouço geológico dessa bacia hidrográfica se enquadra como formações posicionadas entre os cinturões de dobramento dos crátons Amazônico, São Luís e São Francisco, com natureza intracratônica evoluída a partir do paleozoico com depósitos sedimentares do mesozoico por extensas áreas (SANTOS, 2005), conferindo um relevo predominantemente aplainado e superfícies de baixa altimetria com depressões restritas a pequenas áreas e altitude média em torno de 400 e 600 metros (MELO, 2007).

#### **4.2.2 Mapeamento do uso da terra e fragmentos florestais**

O mapeamento do uso e cobertura da terra e dos fragmentos florestais das áreas de estudo foram obtidos a partir da obtenção das imagens da Coleção 7 do Projeto de

Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo do Brasil, MapBiomas, tendo como base o ano de 2020. As imagens foram obtidas a partir do *Toolkit* de *download* de uso geral, na plataforma de processamento de dados do *Google Earth Engine* (GEE), aptas para uso e com as devidas calibrações radiométricas e classificações de cada classe já estabelecidas sendo o fragmento mínimo considerado no estudo de 0,09 hectares (900 m<sup>2</sup>).

Todas as imagens das coleções do Projeto MapBiomas possuem resolução espacial de 30 metros e são pertencentes a série de satélites Landsat. Neste trabalho, após a obtenção das imagens, procedeu-se a reprojeção das coordenadas geográficas para o Datum e o fuso de interesse para cada bacia hidrográfica, bem como a inserção do estilo referente à Coleção 7 para as classes de uso e cobertura da terra.

De acordo com a classificação estabelecida pelo MapBiomas, a Coleção 7 possui as seguintes classes de uso e cobertura da terra, as quais foram adotadas no presente trabalho: Floresta = *Formação Florestal* + *Formação Savânica*; Formação Natural não Florestal = *Formação Campestre* + *Afloramento Rochoso*; Agropecuária = *Pastagem* + *Mosaico de Agricultura e Pastagem* + *Outras Lavouras Temporárias* + *Silvicultura*; Área não vegetada = *Área Urbana* + *Outras Áreas não vegetadas*; Corpo D'água = *Rio, Lago e Oceano*.

Por serem áreas relativamente grandes, BHCAN com 10.071,25 km<sup>2</sup> e BHPAR 5.218 km<sup>2</sup>, optou-se por utilizar as mesmas classes de uso e cobertura da terra já estabelecidas pelo Projeto MapBiomas, uma vez que não representa problemas interpretativos diante do tamanho dos ambientes de estudo. Apenas para fins de cálculo e interpretação das métricas da paisagem, as classes Formação Florestal e Formação Savânica foram reagrupadas como uma única classe de uso, sendo a classe resultante denominada de Formação Florestal.

Essa reclassificação não trouxe problemas e/ou prejudicou a interpretação dos dados, pois de acordo com a descrição da legenda da Coleção 7 MapBiomas, a classe Formação Florestal nos biomas Caatinga e Cerrado referem-se a tipos de vegetação com o predomínio de um dossel contínuo; já a Formação Savânica dispõe de um dossel semi-contínuo de floresta na Caatinga e estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos no Cerrado. Ambas as definições se referem a ambientes com a presença de vegetação natural nativa, que após separação e reagrupamento das classes, foi quantificada a área correspondente de cada fragmento florestal, consoante à tabela de atributos do próprio arquivo, para cada bacia hidrográfica.

Para melhor compreender a configuração dos fragmentos florestais remanescentes, estes foram divididos em classes de diferentes tamanhos, assim sendo: fragmentos muito



pequenos (< 5 ha); pequenos fragmentos (5 - 10 ha); fragmentos médios (10 - 100 ha); e grandes fragmentos (> 100 ha), conforme adaptado de Santos et al. (2017). A obtenção dos valores das Métricas da Paisagem foi realizada a partir do uso do complemento *Landscape Ecology Statistics (LecoS)*, no *Software QGIS*, versão 3.16.20 e organizados para manipulação em *software* livre de planilha eletrônica Libre Office Calc, versão 6.2.0.3.

#### 4.3 ANÁLISES DE MÉTRICAS DA PAISAGEM

Durante os cálculos dos índices métricos foram utilizadas quatro configurações de métricas, Tabela 1, assim sendo: área; borda; tamanho e densidade; e forma, a fim de obter uma melhor quantificação dos elementos da paisagem das áreas de estudo.

Com relação aos índices métricos de área, a qual engloba os índices de área de classe (CA<sup>1</sup>) e porcentagem de paisagem (%LAND), a primeira expressa o somatório de todas as áreas pertencentes a um determinado fragmento; a última, o percentual de cada classe em relação ao total do local analisado, índices estes essenciais para entender os usos e ocupação da terra em um determinado local de estudo. A área de classe (CA) é calculada a partir do somatório de todas as manchas de uma classe presente em uma paisagem, a qual desempenha uma grande importância em estudos de ecologia, principalmente em trabalhos que buscam avaliar a diversidade de espécies em habitats (BENNETT, 2003; LANG; BLASCHKE, 2009).

Para as métricas de borda foram calculadas o total de bordas (TE), que fornece o valor absoluto do comprimento total de bordas de uma determinada classe. Já a determinação da densidade de bordas (ED) foi calculada em função de facilitar no entendimento da fragmentação da paisagem, uma vez que quanto maior for o valor da densidade de borda (ED), poderá concluir que maior será a fragmentação da paisagem.

Com relação às métricas de tamanho e densidade, essas foram essenciais neste trabalho por permitirem obter a quantidade de fragmentos de cada classe. A partir do cálculo do índice número de manchas (NumP), foram quantificados o total de fragmentos pertencentes a cada classe. Para determinar o tamanho médio da mancha ou fragmento, calculou-se o tamanho médio da mancha (MPS).

De acordo com McGarigal; Cushman (2002), o tamanho médio de um fragmento, em estudos de Ecologia da Paisagem, é um bom indicador sobre o grau de conservação ou não de

---

<sup>1</sup> Siglas em inglês

uma paisagem, haja vista que paisagens com menores índices de tamanho médio dos fragmentos podem ser considerada como uma das mais fragmentadas.

Tabela 1. Métricas de paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem.

ÍNDICE / MÉTRICA	SIGLA EM INGLÊS	DEFINIÇÃO	EQUAÇÃO
<b>Métricas de área</b>			
Área de classe	CA	Somatório das áreas de todos os fragmentos pertencentes a uma determinada classe (hectare).	$CA = \sum_i^n C_i$
Porcentagem de paisagem	(%LAND)	Expressa o percentual de ocorrência de cada classe (%).	$\frac{\sum_{j=i}^n A_{ij}}{TLA} \times 100$
<b>Métricas de borda</b>			
Total de bordas	TE	Extensão total das bordas da paisagem (metros)	$TE = \sum_i^n C_i$
Densidade das bordas	ED	Densidade do total de bordas de cada classe em relação à área total (m/ha)	$\frac{TE}{TLA}$
<b>Métricas de tamanho e densidade</b>			
Número de manchas	NumP	Número total de manchas de cada classe encontrada na paisagem.	$\sum_{j=i}^n$
Tamanho médio da mancha	MPS	Refere à área média das manchas (hectare).	$\frac{\sum_{j=1}^n A_{ij}}$
Coefficiente de variação do tamanho da mancha	PScov	Expressa o Desvio Padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha.	$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} \times 100$
<b>Métricas de forma</b>			
Índice de forma média	MSI	Médias das formas dos fragmentos da paisagem. Seu valor é igual a 1 quando todos os <i>patches</i> são circulares e, conforme aumenta a irregularidade seu valor tende a aumentar.	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} \cdot a_{ij}} \right)}{n_i}$
Índice de forma média ponderada	AWMSI	Possui resultados que difere do MSI por ser ponderado pela área do <i>patch</i> , de maneira que <i>patches</i> maiores pesam mais que os menores.	$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} \cdot a_{ij}} \right)$
Dimensão fractal da mancha média	MPFD	Os valores se aproximam de 1 para formas com perímetros simples e chega a 2 quando as formas forem mais complexas.	$MPFD = \frac{2 \in (0,25p_{ij})}{\ln a_{ij}}$

Fonte: adaptado de McGarigal; Marks (1995).

Ainda com relação à métrica de tamanho e densidade, foi calculado o coeficiente de variação do tamanho da mancha (PScov), coeficiente este que serve para medir a variabilidade do tamanho dos fragmentos.

Por último, foram calculados os índices da métrica de forma, os quais são importantes para analisar o formato dos fragmentos. De acordo com o índice de forma média (MSI), quanto mais próximo o resultado for de 1, mais o fragmento se aproxima da regularidade, ou seja, o fragmento tende a ser circular, e conforme esse valor aumenta, a irregularidade também tende a aumentar (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

O índice de forma média (AWMSI), calculado neste trabalho, se fez necessário em função de melhor representar a forma dos fragmentos quando na paisagem estão presentes grandes fragmentos, pois o resultado obtido é ponderado pela área da mancha, haja visto que manchas maiores terão maior peso que as menores (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Com relação à dimensão fractal da mancha média (MPFD), valores próximos de 1 é o indicativo de formatos de fragmentos com perímetro mais simples e quanto mais próximo de 2 são mais complexos (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

## 4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.4.1 Classes de uso e cobertura da terra

A partir das análises dos dados relativos ao uso e ocupação da terra, foi possível identificar as principais classes para as áreas de estudo. Com base nos resultados obtidos, Tabela 2, a bacia hidrográfica Canindé (BHCAN) ocupa uma área de 1.007.092,55 hectares (ha), desses a maior parte corresponde à classe Floresta, a qual compreende Formação Florestal e Formação Savânica, com 62,35% de extensão registrada para o ano de 2020.

Ao ser comparado com os dados do ano de 1985, é possível identificar um decréscimo aproximado em 5%, ano em que a classe Floresta ocupava 67,34%. Nesse sentido, merece atenção entender o que ocasionou a redução da cobertura florestal, principalmente quando essa redução acontece no contexto de uma bacia hidrográfica em região semiárida, pois geralmente a remoção da cobertura florestal está associada ao desmatamento para plantio de pastagens e/ou agricultura, atividades essas que na maioria das vezes resulta no aumento da compactação do solo, perda de biodiversidade, fragmentação do habitat e redução do lençol freático, agravando ainda mais a disponibilidade hídrica nesses ambientes (SILVA, 2019).

Com base nos dados de uso e ocupação da terra do Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura da Terra, MapBiomas, entre os anos 1985 e 2020, foram perdidos cerca de 15 milhões de hectares (M. ha) de vegetação primária no bioma Caatinga, embora 10,7 M. ha tenham sido atribuído ao crescimento de vegetação secundária, o saldo ainda é negativo e não se pode atestar a qualidade dessa cobertura vegetal, pois nem sempre todas as condições biológicas são reestabelecidas apenas com a regeneração da vegetação (CHAZDON, 2012).

A segunda classe com maior representatividade na BHCAN é Agropecuária, a qual é composta pelas atividades Pastagem, Mosaico de agricultura e pastagem, Lavouras temporárias e Silvicultura, com 26,39% de ocupação em 2020, ante 23,24% registrado para o ano de 1985. No bioma Caatinga, especialmente no estado do Piauí, a agropecuária tem como foco a agricultura de subsistência e a criação de pequenos animais, como caprinos e ovinos, uma vez que a capacidade de suporte para a criação de bovinos é de uma unidade animal para 13 hectares (CORREIA *et al.*, 2011). Entretanto, a pecuária no semiárido nordestino teve seu percentual elevado em 16,74%, entre anos de 1996 e 2006, quando contabilizava um rebanho bovino de 23.882.203 em 1996 para 27.881.219 em 2006, de acordo com o último censo agropecuário realizado em 2006 (IBGE, 2006).

Tabela 2. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHCAN em 1985 e 2020.

<b>Classes</b>	<b>Área em hectares - 1985</b>	<b>% da BHCAN - 1985</b>	<b>Área em hectares - 2020</b>	<b>% da BHCAN - 2020</b>	<b>Variação em hectares - 1985 - 2020</b>
<b>Floresta</b>	<b>678.159,48</b>	<b>67,34</b>	<b>627.904,38</b>	<b>62,35</b>	<b>50.255,10</b>
Formação Florestal	28,60	0,00	77,50	0,01	- 48,90
Formação Savânica	678.130,88	67,34	627.826,88	62,34	50.304,00
<b>Formação Natural não Florestal</b>	<b>73.109,65</b>	<b>7,26</b>	<b>93.530,37</b>	<b>9,29</b>	<b>-20.420,72</b>
Formação Campestre	73.102,68	7,26	89.627,75	8,90	-16.525,07
Afloramento Rochoso	6,97	0,00	3.902,62	0,39	-3.895,65
<b>Agropecuária</b>	<b>234.093,67</b>	<b>23,24</b>	<b>265.723,33</b>	<b>26,39</b>	<b>-31.629,66</b>
Pastagem	71.929,67	7,14	136.420,57	13,55	-64.490,90
Mosaico de Agricultura e Pastagem	162.141,40	16,10	127.981,86	12,71	34.159,54
Outras Lavouras Temporárias	22,60	0,00	1.317,91	0,13	-1.295,31
Silvicultura	---	---	2,99	0,00	---
<b>Área não vegetada</b>	<b>20.548,73</b>	<b>2,04</b>	<b>17.575,49</b>	<b>1,75</b>	<b>2.973,24</b>
Área Urbana	315,95	0,03	1.139,59	0,11	-823,64
Outras Áreas não vegetadas	20.232,78	2,01	16.435,90	1,63	3.796,88
<b>Corpo D'água</b>	<b>1.181,02</b>	<b>0,12</b>	<b>2.358,97</b>	<b>0,23</b>	<b>-1.177,95</b>
Rio, Lago e Oceano	1.181,02	0,12	2.358,97	0,23	-1.177,95
<b>Total</b>	<b>1.007.092,55</b>	<b>100</b>	<b>1.007.092,55</b>	<b>100</b>	<b>---</b>

Fonte: o autor (2022).

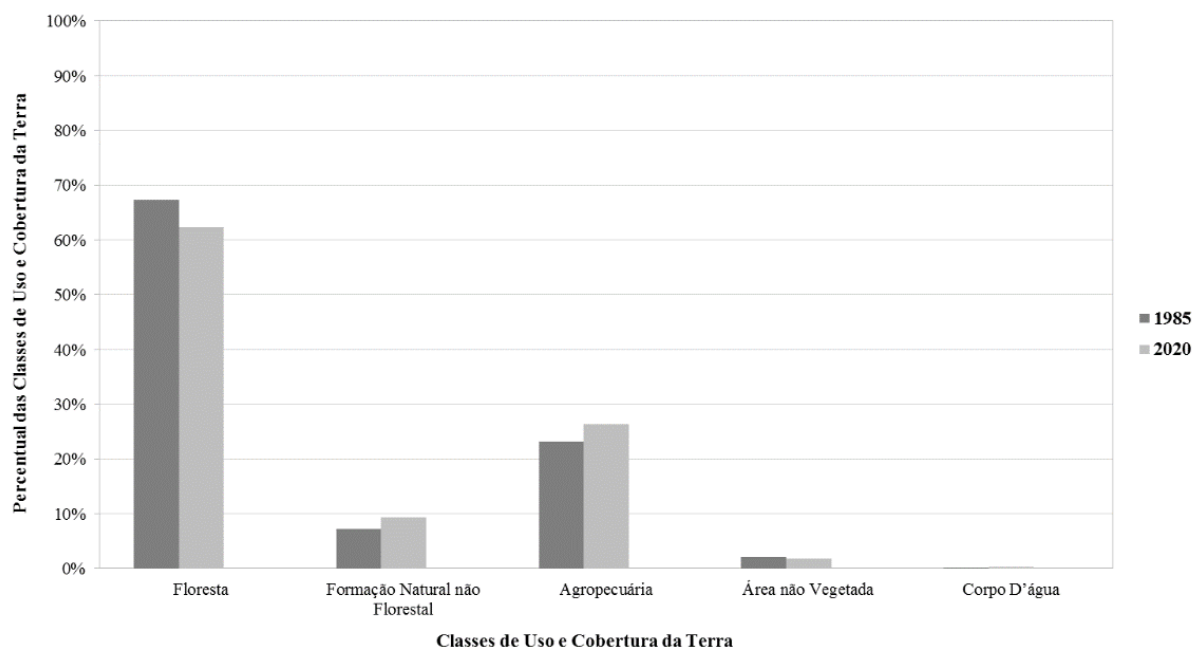
No entanto, apesar da elevação do rebanho bovino no período acima citado no semiárido, nos municípios que estão inseridos na BHCAN predomina a criação de caprinos e ovinos e a agricultura em pequena escala, visto que as condições edafoclimáticas para a região não comporta grandes projetos agropecuários e/ou agrícolas (BEZERRA *et al.*, 2015). Importante frisar que, dos 26,39% registrado para a classe Agropecuária no ano 2020, aproximadamente 14% refere-se a pastagem e 12% é Agricultura e pastagem, sendo as demais classes pouco significativas, como a presença de silvicultura que registrou apenas 3 hectares.

Logo, isso pode explicar a pequena evolução da classe Agropecuária ao longo de 35 anos em toda a bacia hidrográfica Canindé, considerando o período entre o ano de 1985 e 2020, uma vez que a criação de pequenos animais depende de menores áreas de pastagem, em comparação à criação de bovinos, bem como a agricultura de subsistência.

Considerando o mesmo intervalo de tempo, 1985 – 2020, a classe Formação Natural não Florestal da BHCAN, Figura 25, composta pelas classes Formação Campestre e Afloramento Rochoso, registrou aumento de 2%, saindo de 7,26% em 1985 para 9,29% em 2020, sendo a maior parte deste percentual relacionado à classe Formação Campestre, a qual em ambiente de Caatinga refere-se a áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa que foi desmatada para implantação de pastagem e, atualmente, encontra-se sem a presença de culturas e/ou atividade agrícola.

Nesse sentido, é importante compreender qual será a evolução das áreas classificadas como Formação Campestre presentes no bioma Caatinga, haja vista que interações complexas entre fatores físicos, biológicos, culturais, econômicos e sociais podem contribuir com a desertificação de ambientes semiáridos (SA; SÁ, 2007).

Figura 25. Percentual de uso e cobertura da terra na BHCAN entre os anos 1985 e 2020.



Fonte: o autor (2022).

Na bacia hidrográfica Canindé a classe Formação Campestre (Figura 26), na maioria das vezes, é resultante da classe Formação Florestal após a prática de agricultura. Geralmente antes da realização do plantio de pastagem e/ou agricultura a vegetação nativa é queimada para a limpeza do terreno e/ou acontece a retirada de lenha e só após é que são introduzidas as culturas como capim, milho, sorgo, dentre outras. Entretanto, devido às condições climáticas e a falta do adequado manejo do solo, após alguns anos, geralmente entre 4 e 6 anos, essas áreas acabam perdendo produtividade e são abandonadas, sem nenhum trabalho de recuperação, para que se regenerem de forma natural.

Porém, em decorrência de práticas como essa, no bioma Caatinga estão presentes mais 1.340.000 km<sup>2</sup> de áreas susceptíveis à desertificação em mais de 1.500 municípios nos nove estados da região Nordeste (PEREZ-MARIN *et al.*, 2012). Dos seis núcleos de desertificação presentes no semiárido brasileiro, o núcleo presente no estado do Piauí é considerado o maior do País com área aproximada em 6.100 km<sup>2</sup> (COSTA; VIEIRA, 2018).

Portanto, é importante destacar que, caso essa prática predatória de uso da terra se prolongue no tempo na BHCAN, a qualidade e a disponibilidade dos recursos naturais existentes nesta bacia hidrográfica poderá ser seriamente comprometida, além de cada vez mais aumentar às áreas susceptíveis à desertificação e o isolamento de fragmentos florestais.

Figura 26. Formação campestre presente na bacia hidrográfica Canindé.



Fonte: o autor (2023).

Com relação à classe Área não vegetada, esta reduziu de 2,04% em 1985, para 1,75% em 2020. Do ponto de vista quantitativo este comportamento é bom no sentido de que ambientes não vegetados passaram a desempenhar uma outra função, podendo ter recebido cobertura de remanescentes de vegetação nativa, implantação de atividades agrícolas ou a construção de açudes para represamento de água.

A classe Corpo D'água aumentou de 0,12% em 1985 para 0,23% em 2020, ou seja, a massa de água na BHCAN teve ganhos superiores a 1.000 hectares, o que pode ser explicado pela presença de projetos de construção de lagos e açudes, como o caso da barragem Pedra Redonda inaugurada em 2001, com capacidade total de 216 milhões de metros cúbicos, além da construção de pequenos e médios açudes em propriedades rurais. Nesse sentido, são iniciativas como essas que ajudam na melhoria da qualidade de vida dos habitantes, favorece o cultivo irrigado, seja de pastagem e/ou espécies frutíferas, além contribuir favoravelmente com algumas espécies da fauna local, haja vista que nos rios em que são construídos grandes açudes a maioria deles se tornam perenes, pois esse é um dos objetivos para a execução de projetos de construção de grandes açudes.

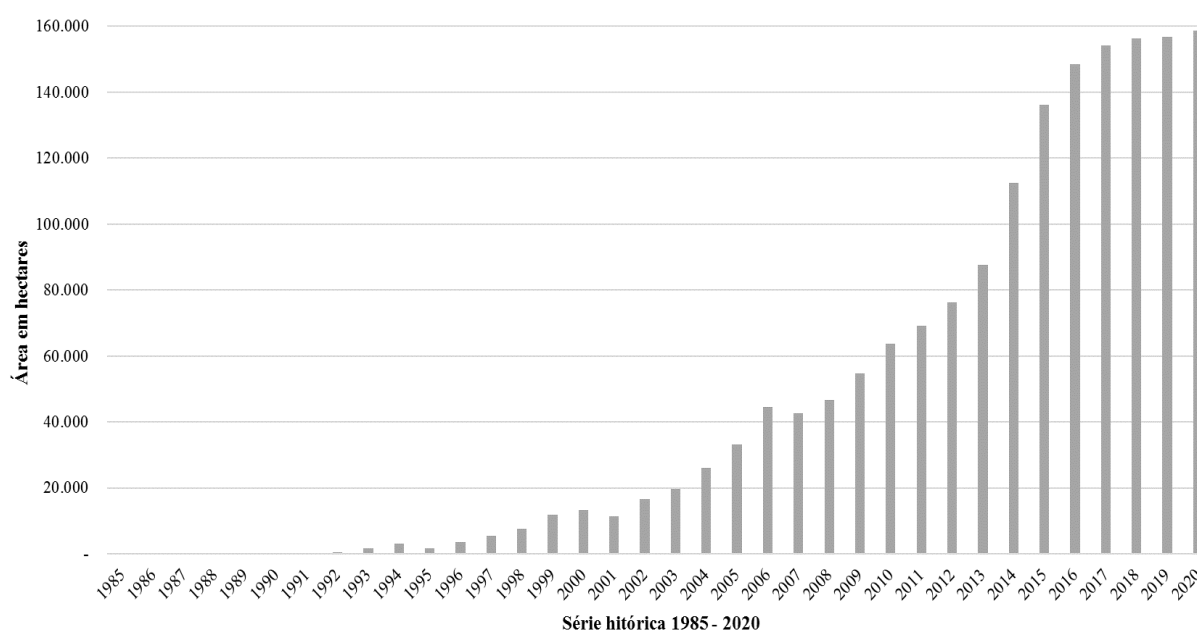
Com relação aos usos e ocupação da terra na bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR), a qual possui área total de 522.605,21 hectares, destes, em 1985 cerca de 95% era ocupado pela classe Floresta, de acordo com a Tabela 3. Ao comparar essa mesma classe para



o ano de 2020, em um intervalo de apenas 35 anos, foi registrado um decréscimo aproximado em 31% da classe Floresta, restando apenas 64,46% de área florestal, demonstrando que a cobertura de vegetação natural sofreu uma expressiva transformação e alteração da paisagem. Resultado semelhante foi identificado no trabalho de Noojipady *et al.* (2017), os quais identificaram que no Cerrado brasileiro, principalmente em municípios localizados na MATOPIBA, as taxas de desmatamento foram expressivas nos últimos anos, e no estado do Piauí cerca de 46% da classe floresta no bioma Cerrado foi convertida em áreas agrícolas.

Nesse sentido, a BHPAR por estar localizada no bioma Cerrado, com a expansão da fronteira agrícola, as áreas até então de vegetação nativa, composta pelas classes Formação Florestal e Formação Savânica, passaram a perder espaço para o agronegócio, principalmente para o plantio de soja, Figura 27. De acordo com os dados da Coleção 7, MapBiomas, o cultivo de soja na BHPAR foi detectado pela primeira vez no ano de 1990, quando foi registrado apenas 3,5 hectares e ano após ano as áreas destinadas a essa cultura vêm crescendo expressivamente nos municípios que compõem a supracitada bacia hidrográfica.

Figura 27. Área plantada de soja na bacia hidrográfica Alto Parnaíba.



Fonte: o autor (2023).

Tabela 3. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHPAR em 1985 e 2020

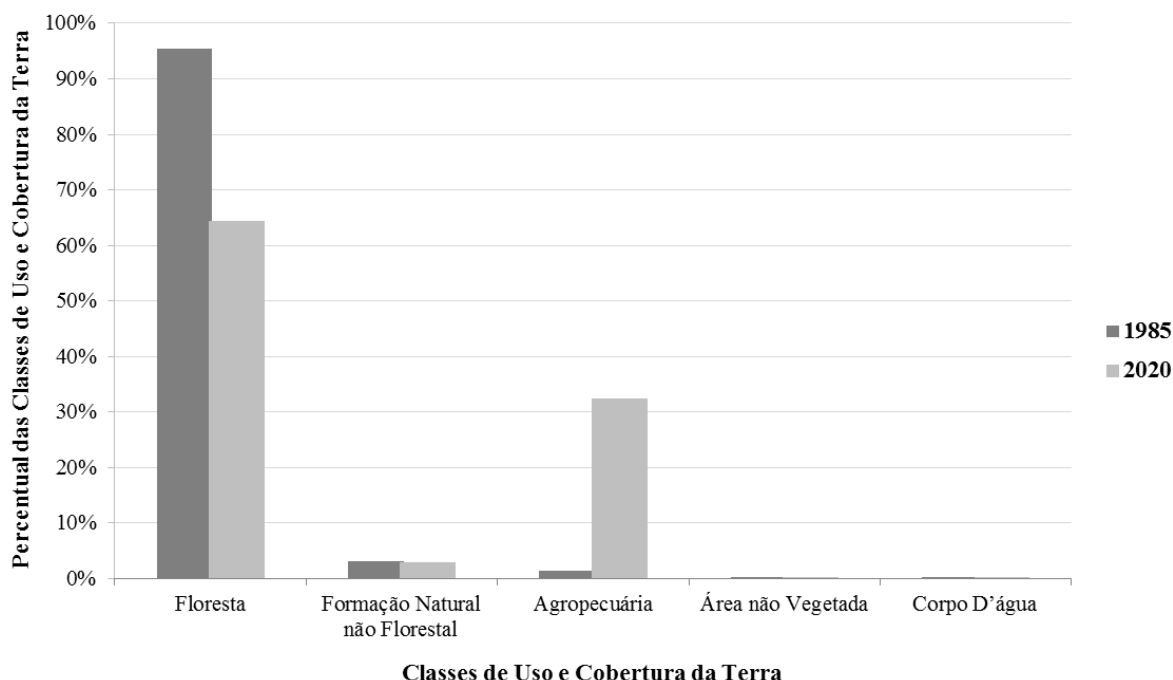
<b>Classes</b>	<b>Área em hectares - 1985</b>	<b>% da BHPAR - 1985</b>	<b>Área em hectares - 2020</b>	<b>% da BHPAR - 2020</b>	<b>Varição em hectares - 1985 - 2020</b>
<b>Floresta</b>	<b>498.711,34</b>	<b>95,43</b>	<b>336.897,31</b>	<b>64,46</b>	<b>161.814,03</b>
Formação Florestal	14.504,47	2,78	14.668,98	2,81	-164,51
Formação Savânica	484.206,87	92,65	322.228,33	61,66	161.978,54
<b>Formação Natural não Florestal</b>	<b>15.820,25</b>	<b>3,03</b>	<b>14.964,45</b>	<b>2,86</b>	<b>855,80</b>
Campo Alagado e Área Pantanosa	299,34	0,06	233,84	0,04	65,50
Formação Campestre	15.520,92	2,97	14.730,60	2,82	790,30
<b>Agropecuária</b>	<b>7.354,40</b>	<b>1,41</b>	<b>168.990,26</b>	<b>32,34</b>	<b>-161.635,86</b>
Pastagem	13,33	0,00	148,20	0,03	-134,87
Mosaico de Agricultura e Pastagem	7.341,07	1,40	1.680,66	0,32	---
Soja	--	--	158.720,68	30,37	---
Outras Lavouras Temporárias	--	--	8.087,96	1,55	---
Algodão	--	--	352,75	0,07	---
<b>Área não vegetada</b>	<b>667,70</b>	<b>0,13</b>	<b>1.746,37</b>	<b>0,33</b>	<b>-1.078,67</b>
Outras Áreas não vegetadas	667,70	0,13	1.746,37	0,33	-1.078,67
<b>Corpo D'água</b>	<b>51,52</b>	<b>0,01</b>	<b>6,83</b>	<b>0,00</b>	<b>44,69</b>
Rio, Lago e Oceano	51,52	0,01	6,83	0,00	44,69
<b>Total</b>	<b>522.605,21</b>	<b>100</b>	<b>522.605,21</b>	<b>100</b>	<b>---</b>

Fonte: o autor (2022).

A segunda classe com maior representatividade na BHPAR, para o período observado, foi a classe Agropecuária, Figura 28, quando em 1985 a área ocupada por essa classe era de pouco mais de 1%. Analisando o período entre 1985 e 2020, o aumento registrado para a classe Agropecuária foi superior a 30% de ocupação da BHPAR, atingindo 32,34%, demonstrando que a redução da classe Floresta se deu para a implantação de pastagem e principalmente o cultivo de soja. Resultado semelhante foi encontrado por Rocha; Vieira; Silva (2022) em trabalho realizado no município de Uruçuí, estado do Piauí, no qual o cultivo de soja neste município ampliou em mais de 20 vezes a área cultivada. Em contraponto, as áreas com formações florestais foram reduzidas drasticamente para projetos agropecuários.

Nesse contexto, a ocupação da BHPAR pode ser entendida como reflexo do surgimento dos grandes projetos agropecuários em áreas de Cerrado, os quais na maioria foram viabilizados por incentivos fiscais, programas governamentais e principalmente pelo baixo valor do hectare da terra, conforme destaca Petter *et al.* (2012), o que não difere da expansão agrícola nos demais cerrados piauienses.

Figura 28. Percentual de uso e cobertura da terra na BHPAR entre os anos 1985 e 2020.



Fonte: o autor (2022).

É importante frisar que a acelerada ocupação das áreas de cerrado, sobretudo pela presença de uma agricultura mecanizada e a necessidade de atender ao mercado externo com o fornecimento de oleaginosas tem um custo ambiental elevado e todo esse progresso pode resultar em uma vegetação degradada, além do comprometimento do solo devido à grande quantidade de agrotóxicos, fertilizantes e pesticidas utilizados em culturas de soja, milho e algodão, conforme destaca o trabalho realizado por Lopes; Lima; Reis (2021).

A classe Formação Natural não Florestal presente na BHPAR, composta pelas classes Campo Alagado/Área Pantanosa e Formação Campestre, que era de 3,03% em 1985 foi reduzida para 2,86% em 2020. Logo, mesmo que pouco representativa, essa classe de uso e ocupação da terra deve ser melhor compreendida e o que ocasionou essa redução, haja vista que quase a totalidade (2,82%) refere-se à Formação campestre. A Formação campestre, como já observada na bacia hidrográfica Canindé é resultante, na maioria das vezes, de áreas que anteriormente era floresta e foi desmatada para o plantio de pastagem, que devido a falta do manejo adequado do solo acaba sendo deixada para que se regenere naturalmente.

No entanto, a regeneração natural por ser uma forma passiva de recuperar e/ou restaurar ambientes degradados apenas retirando os agentes perturbadores e isolando a área, só é plenamente possível em locais que possuem potencial de regeneração (DURIGAN *et al.*, 2011; HOLL; AIDE, 2011), o que nem sempre condiz com áreas anteriormente ocupadas por pastagem e/ou outras culturas no bioma Cerrado.

Por último, mesmo com área pouco significativa a classe Corpo d'água registrou valores pouco expressivos para os períodos entre 1985 e 2020, comparado com as outras classes de uso. Em 1985 essa classe ocupava aproximadamente 52 hectares, passando a registrar apenas 6,83 hectares em 2020. Apesar de na BHPAR não estar presente grandes açúdes como o que foi observado para a BHCAN, faz-se necessário entender o que levou a essa drástica redução.

Entre 1985 e 2020, a superfície de água presente no Brasil foi reduzida em aproximadamente 16%, enquanto para o mesmo período, no bioma Cerrado o recuo foi de 2,6% (MAPBIOMAS, 2021). Essa redução na BHPAR pode estar associada a fatores climáticos ou erros de classificação das imagens, mas principalmente em razão de mudanças no uso e cobertura da terra em decorrência da redução de floresta e no aumento das áreas cultivadas.

#### 4.4.2 Aspectos fundiários dos imóveis rurais das áreas de estudo

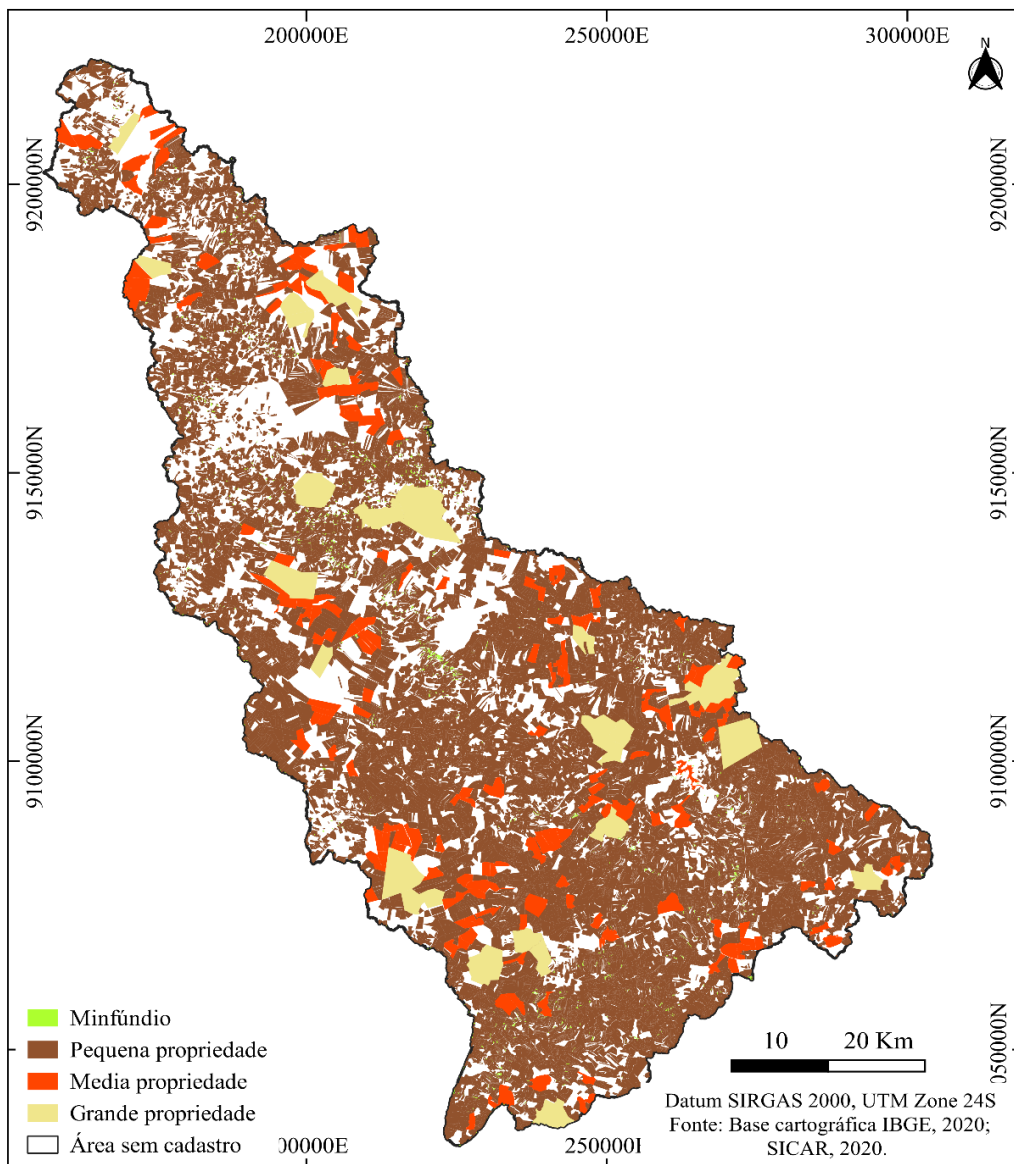
A delimitação dos imóveis rurais presentes nas bacias hidrográficas Canindé (BHCAN) e Alto Parnaíba (BHPAR) foi obtida a partir das informações públicas disponíveis no banco de dados da plataforma do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) referente ao ano 2020 em formato *shapefile* (vetorial). Cada arquivo possui dados relativos à área, município em que se localiza e a condição em que se encontra o cadastro ambiental realizado, se averbado, cancelado por decisão administrativa ou aguardando análise.

Para melhor compreender o tamanho médio dos imóveis rurais, foram estabelecidas quatro categorias de tamanho, de acordo com o que preconiza o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e o disposto na Lei Federal nº 8.629/1993, assim sendo: (I) Minifúndio, imóvel rural com área inferior a Fração Mínima de Parcelamento (FMP); (II) Pequena Propriedade, imóvel com área entre a FMP e 4 módulos fiscais; (III) Média Propriedade, imóvel rural de área superior a 4 e até 15 módulos fiscais; e (IV) Grande Propriedade: imóvel rural de área superior a 15 módulos fiscais.

A FMP corresponde à menor área, em hectares, em que um imóvel rural pode ser desmembrado ou dividido para constituição de um novo imóvel rural, ou seja, é um valor variável de acordo com cada município do País (BRASIL, 2022). Em todos os municípios constituintes da BHCAN o Módulo Fiscal corresponde a 70 hectares e a FMP 4 hectares, ao contrário da BHPAR na qual, com exceção dos municípios de Bom Jesus e Currais, o Módulo Fiscal é correspondente a 75 hectares e a FMP é de 4 hectares.

Na BHCAN estão presentes 21.842 imóveis rurais, Figura 29, os quais são predominantemente classificados como pequena propriedade, ou seja, dos 21.842 imóveis rurais inscritos na base de dados do SICAR, 19.326 (88,48%) se enquadram nesta classificação, com área total de 651.653 hectares e tamanho médio de 33,7 hectares. Os imóveis classificados como média propriedade representam apenas 0,78% (171 imóveis), com área de 78.266 hectares e tamanho médio de 457 hectares. A classe grande propriedade dispõe de apenas 25 imóveis (0,11%), porém ocupa uma área de 57.399 hectares e tamanho médio de 2.296 hectares. Por último, foram identificados 2.320 imóveis considerados minifúndios, porém a área total equivale a apenas 5.242 hectares e tamanho médio de 2,25 hectares.

Figura 29. Tamanho médio dos imóveis rurais da BHCAN.

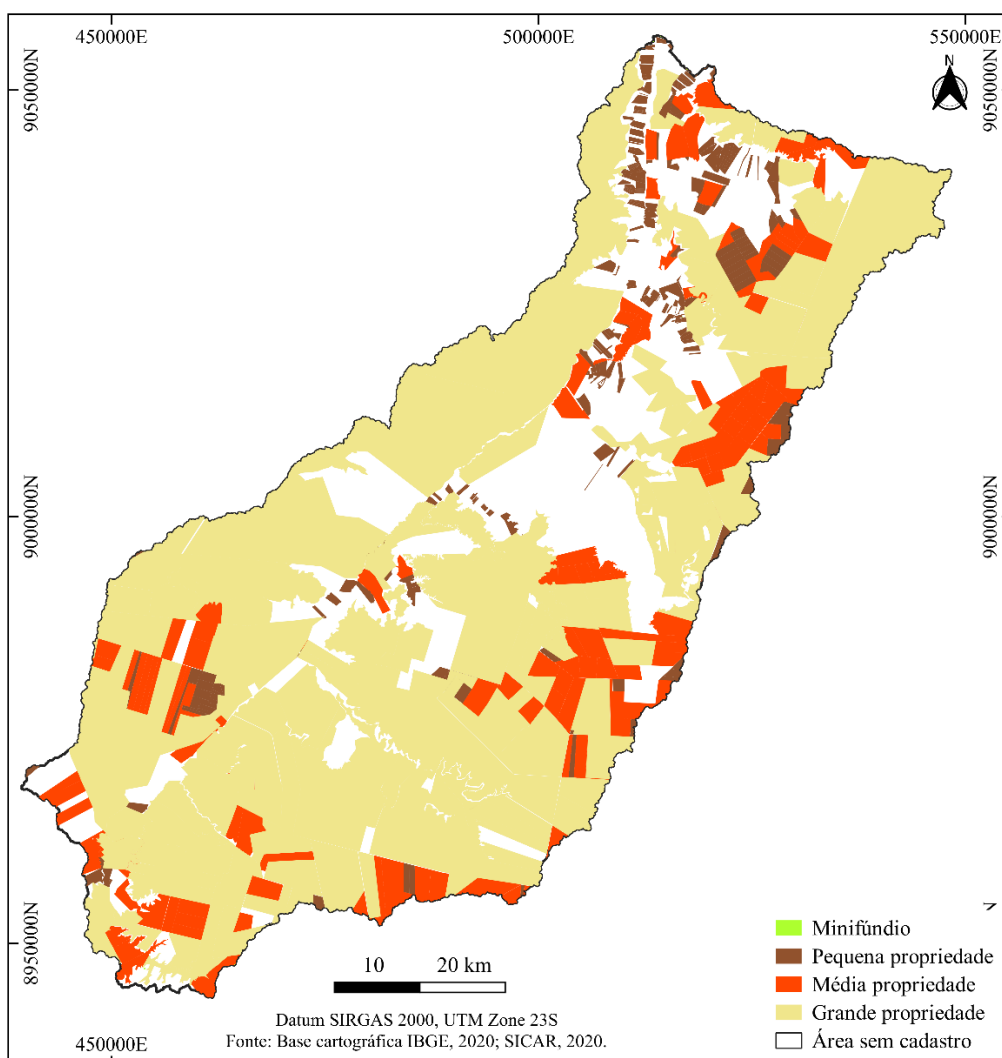


Fonte: o autor (2022).

Diante disso, percebe-se que a estrutura fundiária presente na BHCAN é composta, em sua maioria, por imóveis rurais considerados como pequena propriedade rural. Entretanto, ainda estão presentes grandes propriedades rurais, o que pode ser explicado pelo modelo de ocupação do Nordeste Brasileiro, o qual aconteceu baseado no avanço da pecuária, do litoral para o interior, além do estabelecimento de sesmarias, grilagem e a Lei das terras de 1850 (CAMACHO, 2011). De acordo com NOVA; NÓVOA; MARIGHELLA (1980), o monopólio da terra resulta em uma série de prejuízos, dentre eles o atraso econômico da região.

Com relação à estrutura fundiária da BHPAR, Figura 30, dos 592 imóveis rurais identificados, apenas 10 imóveis (1,7%) são classificados como minifúndio. Foram identificados 332 imóveis (55,9%) considerados como pequena propriedade rural, com área total de 29.114 hectares e tamanho médio de 87,7 hectares. A classe média propriedade possui 140 imóveis (23,65%) e área total de 75.972 hectares, com tamanho médio de 542,6 hectares. Por outro lado, os imóveis classificados como grande propriedade, apesar de terem sido identificados apenas 111 imóveis (18,75%), a área total ocupada por esses imóveis é de 394.746 hectares com tamanho médio de 3.556 hectares.

Figura 30. Tamanho médio dos imóveis rurais da BHPAR.

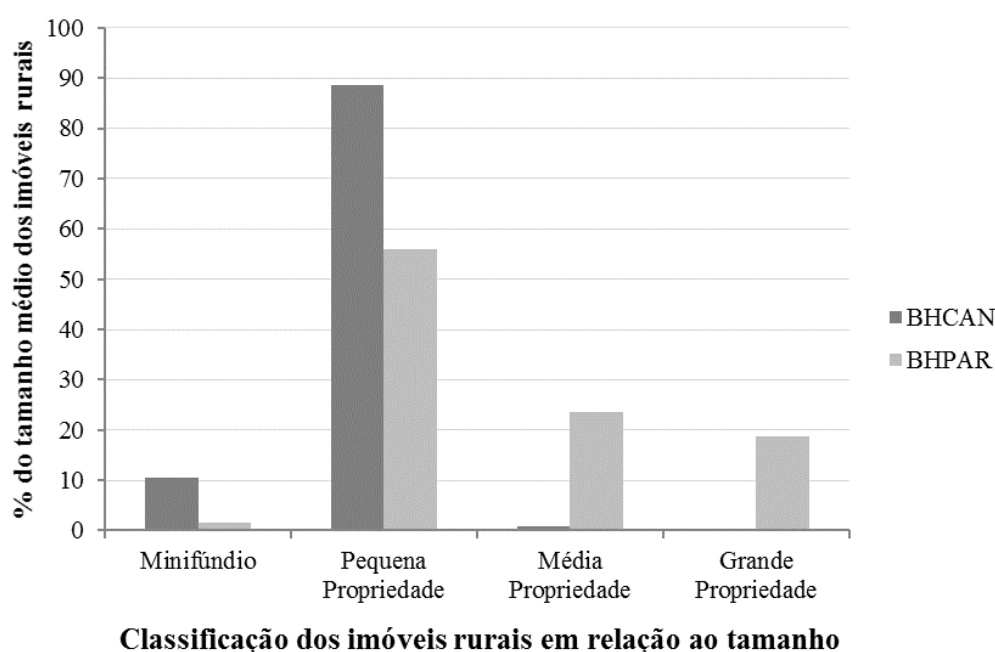


Fonte: o autor (2022).

Ao comparar as duas bacias hidrográficas, Figura 31, percebe-se que na BHCAN predominam imóveis considerados como pequena propriedade rural, ou seja, são propriedades

rurais com área entre a Fração Mínima de Parcelamento e até 4 módulos fiscais. Na BHPAR, apesar de quantitativamente os imóveis classificados como pequena propriedade rural corresponderem à 55,9% do total, estes ocupam apenas uma área aproximada de 30.000 hectares. Por outro lado, apesar dos imóveis considerados como grande propriedade corresponderem a apenas 18,75% do total, a área ocupada é de 394.746 hectares com tamanho médio de 3.556 hectares, refletindo a concentração da posse da terra em regiões onde predominam grandes projetos agropecuários.

Figura 31. Tamanho médio dos imóveis rurais na BHCAN e BHPAR.



Fonte: o autor (2022).

Logo, os resultados obtidos para a BHCAN, referentes à configuração dos imóveis rurais, são semelhantes ao que descreveu os trabalhos de Santana *et al.* (2006); Maia; Gomes (2020) em relação à estrutura fundiária em regiões do semiárido, pois segundo os autores a grande propriedade não é tida mais como o elemento estruturante entre as relações sociais na região, embora os grandes latifúndios não desapareçam por completo.

Outro aspecto que justifica o predomínio de pequenas propriedades rurais na BHCAN é a consolidação da agricultura familiar, haja vista que esse modelo de organização e produção acontece geralmente em imóveis rurais de áreas com até 280 hectares e mão de obra predominante da família.



Por outro lado, na BHPAR apesar de numericamente os imóveis considerados pequena propriedade serem maioria, a maior parte das áreas em hectares se concentram nos imóveis considerados como grande propriedade, ou seja, são imóveis de área superior a 15 módulos fiscais. De acordo com os trabalhos de Siani; Hayashi (2021); Rocha; Vieira; Silva (2022), sobre a expansão de áreas de produção de soja, merece atenção compreender a magnitude dos impactos sociais e ambientais nestes ambientes, sejam eles positivos ou negativos.

Na BHPAR, como uma externalidade negativa, pode-se identificar a elevada concentração fundiária e de renda que foi impulsionada pelos grandes projetos agropecuários, pois no meio rural a geração de renda na maioria das vezes está atrelada à propriedade da terra, a qual é o principal meio de produção, conforme destaca Filho; Fontes (2009).

Portanto, é perceptível que o tipo de atividade agrícola que é praticada em uma região reflete diretamente na estrutura fundiária dos imóveis, uma vez que o tamanho médio das propriedades rurais (considerando todos os imóveis presentes) na BHCAN foi de 36,3 hectares, na qual é praticada agricultura de subsistência. Por outro lado, na BHPAR o tamanho médio registrado foi de 844 hectares, onde prevalecem os grandes projetos agropecuários e/ou agrícolas.

#### **4.4.3 Análises sobre a inscrição dos imóveis rurais no cadastro ambiental rural**

De acordo com os resultados da Tabela 4, foram identificados na bacia hidrográfica Canindé (BHCAN) 21.842 imóveis rurais inscritos no Cadastro Ambiental rural (CAR) com uma área total de 793.390 hectares, o equivalente a 78% da área total desta bacia hidrográfica. Ao levar em consideração a quantidade de imóveis que possuem Reserva Legal proposta, dos 21.842 imóveis inscritos no CAR (100%), cerca de 20.853 imóveis (95%) possuem Reserva Legal proposta.

Isso significa que existem apenas 989 posses e/ou propriedades rurais inscritas sem a proposição de Reserva Legal na BHCAN, o que em tese estaria em desacordo com o que preconiza o art. 12, Lei Federal nº 12.651/2012, pois todo imóvel rural deverá dispor de uma área com cobertura de vegetação nativa a título de Reserva Legal, salvo disposição em Lei.

Com relação à bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR), nessa foram contabilizadas 592 posses e/ou propriedades rurais (100%) com área total de 499.843 hectares, o que corresponde a 95,5% do total de área da bacia. Dos 592 imóveis cadastrados apenas 157 não possuem Reserva Legal proposta, ou seja, existem imóveis com a ausência de

áreas destinadas à Reserva Legal. Sendo assim, a BHCAN possui um déficit de 5%, das posses e/ou propriedades rurais inscritas no SICAR sem a proposição de Reserva Legal, enquanto na BHPAR esse percentual chega a 26,5%.

Tabela 4. Quantidade de imóveis e áreas cadastradas no Cadastro Ambiental Rural.

Nº de imóveis rurais	Área total de imóveis rurais (ha)	Nº de RL Proposta	Área total RL Proposta (ha)	Área de vegetação nativa em RL (ha)	Área de vegetação nativa a recompor em RL (ha)
Bacia hidrográfica Canindé					
21.842	793.390	20.853	160.436,50	118.784,43	41.652,07
Bacia hidrográfica Alto Parnaíba					
592	499.843	435	124.751,29	104.999,72	19.751,57

Fonte: o autor (2022).

Nesse sentido, talvez a ausência de áreas de Reserva Legal proposta em alguns imóveis seja em decorrência da recomposição de Reserva Legal em outro imóvel de mesma titularidade, haja vista que o art. 66, §5º, IV, da Lei Federal nº 12.651/2012, permite que quando um imóvel não dispor de vegetação nativa para que seja estabelecida a Reserva Legal, em virtude de supressão ocorrida até 22 de julho de 2008, esta poderá ser recomposta, dentre outras formas, mediante o cadastramento de outra área equivalente em imóvel de mesma titularidade ou adquirida de terceiro, desde que no mesmo bioma.

Uma outra possibilidade, de acordo com o art. 67, Lei Federal nº 12.651/2012, para que um imóvel rural não disponha do mínimo necessário de área como Reserva Legal proposta e não necessite recompô-la.

Nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 (quatro) módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (BRASIL, 2012).

Ainda nesse sentido, o art. 68, da supracitada lei, expressa que a depender da época em que ocorreu a supressão da vegetação nativa do imóvel, este poderá ficar desobrigado de recompor as áreas desmatadas que seriam destinadas à composição da Reserva Legal, de acordo com o que preconiza a Lei Federal nº 12.651/2012.

Os proprietários ou possuidores de imóveis rurais que realizaram supressão de vegetação nativa respeitando os percentuais de Reserva Legal previstos pela legislação em vigor à época em que ocorreu a supressão são dispensados de promover a recomposição, compensação ou regeneração para os percentuais exigidos nesta Lei. (BRASIL, 2012).

No que se refere à quantidade de área destinada para fins de composição de Reserva Legal, o somatório das áreas propostas na BHCAN é de 160.436,50 hectares e 124.751,29 para a BHPAR. No entanto, de acordo com dados de uso e ocupação da terra, Coleção 7 MapBiomias, existem apenas 118.784,43 hectares de remanescente de vegetação nativa nas áreas destinadas à Reserva Legal na BHCAN e 104.999,72 hectares na BHPAR, o que demonstra um déficit de 41.652,07 hectares de vegetação nativa na BHCAN e 19.751,57 hectares na BHPAR destinada como Reserva Legal.

Nesse sentido, a ausência de vegetação nativa em áreas destinadas como Reserva Legal, além de demonstrar que a posse e/ou propriedade rural poderá não está cumprindo com uma condicionante imposta por Lei, tais espaços sem a presença de cobertura vegetal nativa influencia negativamente na manutenção da biodiversidade local de fauna e flora, uma vez que esses ambientes acabam sendo, na maioria das vezes, o único refúgio natural presente em um imóvel rural.

No que se refere à situação dos cadastros efetuados nas áreas de estudo, Tabela 5, verificou-se que dos 21.842 cadastros realizados (100%) na BHCAN, desses, 100% encontram-se na condição aguardando análise, ou seja, o órgão ambiental de meio ambiente estadual não se manifestou em mais de 10 anos de vigência do Cadastro Ambiental Rural.

Em relação à BHPAR, essa possui uma pequena diferença quanto à dinâmica de análise e validação dos cadastros já realizados, uma vez que dos 592 (100%) cadastros, 571 (96,4%) encontram-se na condição aguardando análise; 18 (3,1%) foram cancelados por decisão administrativa; e apenas 3 cadastros (0,5%) foram analisados por filtro automático.

Tabela 5. Condição administrativa dos Cadastros Ambiental Rural realizados.

<b>Bacia hidrográfica Canindé (BHCAN)</b>			
Nº de Cadastros Ambiental Rural	<b>Condição dos cadastros</b>		
	Aguardando análise	Cancelado por decisão administrativa	Analisado por filtro automático
21.842	21.842	0	0
<b>Bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR)</b>			
592	571	18	3

Fonte: o autor (2022).

Nesse contexto, a diferença quanto à condição dos processos de análises dos cadastros nas áreas de estudo pode ser explicada em função de que na BHCAN não existem grandes empreendimentos rurais, ao contrário da BHPAR onde predominam os maiores projetos agrícolas do estado do Piauí, principalmente o plantio de soja, e no momento do licenciamento ambiental as informações relativas ao Cadastro Ambiental Rural são julgadas, pois consoante o art. 10, Lei Federal nº 6.938/1981 e art. 2º, I, LC nº 140/2011, empreendimentos capazes de causar poluição ou significativa degradação ambiental dependerão do prévio licenciamento ambiental pelo órgão de meio ambiente competente.

Importante destacar que o atraso no julgamento das informações referentes aos cadastros já realizados, além de causar insegurança jurídica para os proprietários de imóveis rurais que efetuaram o CAR dentro do prazo estabelecido, ocasiona atrasos no processo de regularização ambiental das áreas com déficit de vegetação nativa, pois expressa o art. 17, §4º, do Código Florestal, que sem prejuízo a sanções administrativas, cíveis e penais, os imóveis que possuem áreas sem vegetação nativa, proposta como Reserva Legal, essas áreas devem ser recompostas obedecendo ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), o que não está ocorrendo na prática devido à morosidade do julgamento das informações relativas aos cadastros já efetivados.

#### **4.4.4 Métricas da paisagem para a classe vegetação natural**

A partir das análises dos índices métricos de ecologia da paisagem, Tabela 6, foram contabilizados 40.775 fragmentos de Vegetação Natural na bacia hidrográfica Canindé (BHCAN), os quais correspondem a uma área 627.904 hectares (ha) de fragmentos florestais. Isso significa que, da área total da BHCAN (1.007.092,55 ha), 62,35% corresponde a fragmentos florestais. Na bacia hidrográfica Alto Parnaíba (BHPAR) foram contabilizados 3.951 fragmentos de Vegetação Nativa, os quais possuem área de 336.898,33 hectares. Como a área total da BHPAR corresponde a 522.605,21 hectares, a classe Vegetação Natural nessa bacia ocupa o equivalente a 64,47% do total. Sendo assim, do ponto de vista quantitativo, ambas as bacias hidrográficas possuem valores similares para a classe Vegetação Natural.

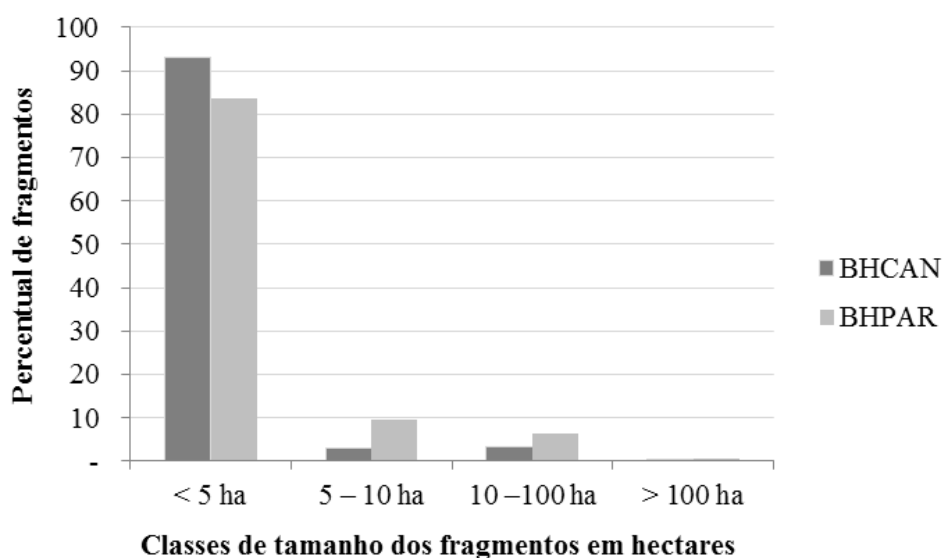
De acordo com as análises, é possível verificar que na BHCAN, dos 40.775 fragmentos de Vegetação Natural (100%), apenas 225 fragmentos (0,55%) possuem área superior a 100 hectares. A quantidade de fragmentos entre 10 e 100 hectares foi de 1.302, o

equivalente a (3,19%). Os fragmentos de tamanho entre 5 e 10 hectares somaram 1.247 e correspondem (3,06%) do total. Com relação aos fragmentos menores que 5 hectares, esses são maioria na BHCAN, tendo sido contabilizados 38.001 fragmentos, o equivalente à 93,20% de todos os fragmentos da classe Vegetação Natural.

Na BHPAR estão presentes 3.951 fragmentos florestais (100%), no entanto, apenas 28 fragmentos (0,71%) são superiores a 100 hectares. A classe de fragmentos entre 10 e 100 hectares registrou 253 fragmentos (6,40%) de Vegetação Natural. Fragmentos com tamanho entre 5 e 10 hectares totalizaram 372 unidades (9,42%). Os fragmentos menores que 5 hectares são maioria, os quais em 3.298 fragmentos correspondem a 83,47% do total.

Em termos percentuais, Figura 32, é perceptível que a maioria dos fragmentos da classe Vegetação Natural presentes nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba são menores que 5 hectares. Logo, a partir desses dados é possível inferir que apesar de serem ambientes com elevada quantidade de fragmentos florestais, os fragmentos de tamanho inferior a 5 hectares na BHCAN representam apenas 3,44% de área e 1,38% na BHPAR.

Figura 32. Percentual de fragmentos florestais em relação ao tamanho médio.



Fonte: o autor (2022).

Tabela 6. Cálculo dos índices de Ecologia da Paisagem para a classe vegetação natural nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba.

CLASSE - VEGETAÇÃO NATURAL											
Índices	Sigla em inglês	BHCAN 2020					BHPAR 2020				
		Tamanho dos fragmentos					Tamanho dos fragmentos				
		< 5 ha (muito pequeno)	5 – 10 ha (pequeno)	10 –100 ha (médio)	> 100 ha (grande)	Todos os fragmentos	< 5 ha (muito pequeno)	5 – 10 ha (pequeno)	10 –100 ha (médio)	> 100 ha (grande)	Todos os fragmentos
Área	CA	21.627,13	8.822	36.087,24	561.367,98	627.904	4.643,92	2.529,87	5.968,34	323.756,20	336.898,33
	%LAND	3,44	1,40	5,75	89,40	100,00	1,38	0,75	1,77	96,10	100,00
Borda	TE	11.216.506,97	2.107.655	5.690.903	30.538.793	49.553.858	1.845.028	623.112,28	993.509,95	8.856.278,34	12.317.928
	ED	518,63	238,90	157,70	54,40	78,92	397,30	246,30	166,46	27,35	36,56
Tamanho e densidade	NumP	38.001	1.247	1.302	225	40.775	3.298	372	253	28	3.951
	MPS	0,57	7,07	27,72	2.494,97	15,40	1,41	6,80	23,59	11.562,72	85,27
	PScoV	150,85	19,97	74,23	657,53	8.004,10	82,19	20,18	78,46	496,94	5.785,66
Forma	MSI	1,29	1,79	2,33	6,10	1,36	1,41	1,81	2,32	5,19	1,53
	AWMSI	1,43	1,81	2,64	35,15	31,65	1,50	1,83	2,52	39,93	38,45
	MPFD	1,39	1,33	1,34	1,38	1,39	1,35	1,33	1,34	1,34	1,35

Descrição: CA (Class area); %PLAND (Percentage of landscape); TE (Total edge); ED (Edge density) NUMP (Number of patches); MPS (Mean patch size); PScoV (Patch size coefficient of variation); MSI (Mean shape index); AWMSI (Area-weighted mean shape index); (Mean patch fractal dimension).

Fonte: o autor (2022).

Nesse sentido, pode-se perceber que ambas as bacias hidrográficas tiveram aumento do número de fragmentos florestais e conseqüentemente reduziu a área ocupada pela classe Vegetação Natural, o que do ponto de vista ecológico pode resultar em diversos efeitos negativos à fauna e flora, principalmente em virtude da alteração do número e tamanho dos fragmentos, além do isolamento entre eles, conforme observações realizadas por Fahrig (2003). Especificamente, em relação à fauna, muitas espécies não suportam tais alterações e, em alguns casos, populações não conseguem se adaptar em manchas menores, com uma maior densidade de borda e isoladas, podendo levar a extinção local (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

Outro dado importante, de acordo com a Tabela 7, é a quantidade em hectares que cada classe possui como remanescente de vegetação nativa. Dos 21.627,13 fragmentos da classe Vegetação Natural menores que 5 hectares (<5 ha) presentes na BHCAN, foram contabilizados nos mesmos apenas 21.627,13 hectares, ou seja, o equivalente a 3,44 % de toda a classe Vegetação Natural. Somadas, as classes de 5 - 10 hectares e 10 - 100 hectares, representam apenas 7,15%. Por outro lado, a classe de fragmentos maiores que 100 hectares (> 100 ha), apesar de possuir apenas 225 fragmentos, estes somados correspondem por 561.367,98 hectares, o equivalente a 89,4% da classe Vegetação Natural.

Logo, esse resultado demonstra que apesar do elevado número de fragmentos menores que 5 hectares (< 5 ha), a maior parte da classe Vegetação Natural está concentrada em grandes fragmentos, o que do ponto de vista ecológico representa maiores ganhos.

Tabela 7. Classe de tamanho dos fragmentos florestais.

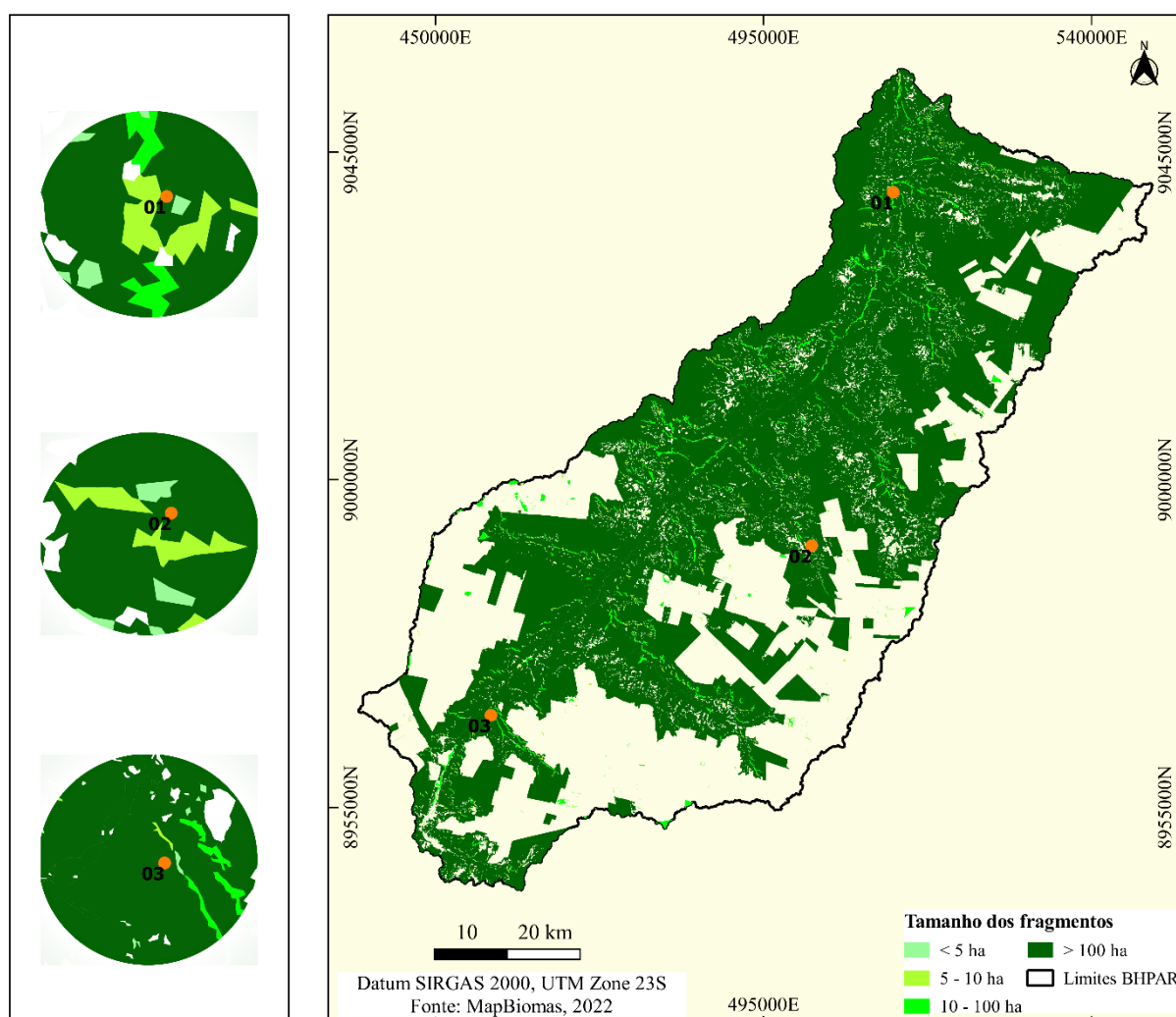
<b>CLASSE VEGETAÇÃO NATURAL</b>				
<b>Classe de tamanho (ha)</b>	<b>BHCAN</b>		<b>BHPAR</b>	
	<b>Área ha</b>	<b>%</b>	<b>Área ha</b>	<b>%</b>
< 5	21.627,13	3,44	4.643,92	1,38
5 – 10	8.822	1,40	2.529,87	0,75
10 – 100	36.087,24	5,75	5.968,34	1,77
> 100	561.367,98	89,40	323.756,20	96,10

Fonte: o autor (2023).

Com relação aos dados obtidos na BHPAR, os resultados são semelhantes aos encontrados para a BHCAN. Desses, a classe de fragmentos florestais menor que 5 hectares (< 5 ha) corresponde apenas por 1,38 % da área total, o equivalente a 4.643,92 hectares. As

classes de 5 - 10 hectares e 10 - 100 hectares representaram apenas 0,75% e 1,77% de área, respectivamente. Porém, a classe de fragmentos maior que 100 hectares ( $> 100$  ha), apesar de ter registrado apenas 28 fragmentos, Figura 33, é responsável por 96,10% da área total de vegetação nativa, com uma área total de 323.756,20 hectares. Nesse sentido, a área de uma classe (CA) de acordo com Forman; Godron (1986) pode ser considerada como uma das informações mais importante em trabalhos de Métricas da Paisagem, pois esta é uma das bases para a realização de cálculos para outras métricas, além de ser o parâmetro de maior importância ao explicar as variações de riqueza de espécies.

Figura 33. Mapa de fragmentos florestais BHPAR.

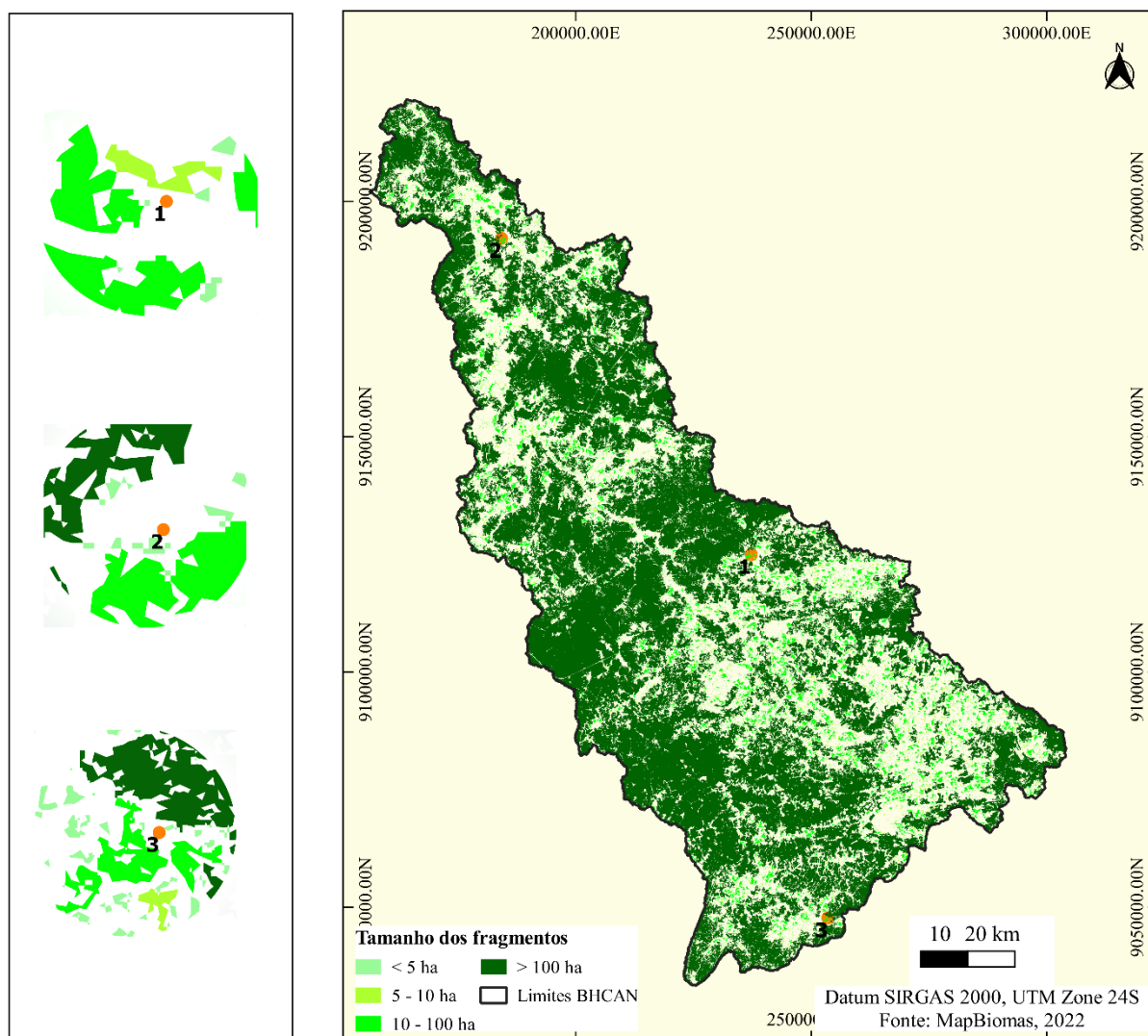


Fonte: o autor (2023).



De acordo com o mapa de fragmentos florestais, Figura 34, na BHCAN, apesar da maioria dos fragmentos possuírem uma relação inversa entre o número de fragmentos e a área ocupada por eles, ou seja, os fragmentos pertencentes às menores classes possuem maior número de *pacthes*, o somatório de suas áreas correspondem ao menor percentual da área total de fragmentos florestais; já os grandes fragmentos, apesar de apresentarem menor quantidade, possuem maiores áreas e são os responsáveis pela cobertura florestal na bacia hidrográfica.

Figura 34. Mapa de fragmentos florestais BHCAN.



Fonte: o autor (2023).

Do ponto de vista comparativo, os resultados aqui alcançados são semelhantes aos obtidos por Almeida; Moro (2007), ao analisarem a cobertura florestal do Parque Nacional dos Campos Gerais, onde foi constatado que a maioria dos fragmentos de vegetação nativa

tenham área inferior a 5 hectares, porém correspondiam a apenas 7,5% da área total. Devido à dinâmica de uso e ocupação da terra nos biomas Caatinga e Cerrado, é comum a presença de uma maior quantidade de fragmentos florestais pequenos nesses biomas (HERCULANO; NUNES; SOUZA, 2021). Logo, percebe-se que as áreas em estudo encontram-se em elevado processo de fragmentação, mesmo, ainda que, com área total pouco expressiva é importante que políticas públicas voltadas à conservação sejam estabelecidas nessas áreas, pois um dos principais problemas dessa fragmentação é que fragmentos menores estão sujeitos a sofrerem maior intensidade do efeito de borda, além do que, de acordo com Metzger (1999), a riqueza de uma área é proporcional à área do fragmento, ou seja, à medida que o tamanho do fragmento diminui, menores ficam as áreas mínimas necessárias à sobrevivência das espécies.

Por outro lado, segundo Forman; Godron (1986), fragmentos com maiores tamanhos são de vital importância para a manutenção da biodiversidade e do equilíbrio ecológico, como também são importantes os fragmentos de menor tamanho em uma paisagem, pois esses podem funcionar como corredores de ligação entre os maiores fragmentos, trampolins ecológicos em grandes paisagens ou funcionarem como áreas de refúgio para algumas espécies. Contudo, é importante destacar que fragmentos que possuem pequenas áreas correm o sério risco de serem extintos com o passar dos anos, caso não sejam adotados os devidos cuidados quanto ao manejo que proporcione uma maior integração de suas áreas com fragmentos maiores e mais próximos, pois do ponto de vista ecológico áreas pequenas na maioria das vezes são mais frágeis e possuem menores padrões de sustentabilidade.

Ao ser analisado o tamanho médio das manchas (MPS), na BHCAN a classe de fragmentos maior que 100 hectares foi a que apresentou maior tamanho médio (2.494,97 ha), seguida da classe entre 10 e 100 hectares, a qual foi de 27,72 hectares. As classes menor que 5 hectares, de 5 a 10 hectares e todos os fragmentos, o valor de tamanho médio foi de 0,57 ha, 7,07 ha e 15,4 ha, respectivamente.

Com relação aos valores encontrados de tamanho médio das manchas (MPS) para a bacia hidrográfica Alto Parnaíba, os resultados não diferem muito dos encontrados para BHCAN. Na BHPAR o tamanho médio dos fragmentos superior a 100 hectares foi de 11.562,72 ha; em seguida a classe de fragmentos entre 10 e 100 hectares alcançou um valor médio de 23,59 ha. Já as classes menor que 5 hectares e entre 5 e 10 hectares os valores médios foram de 1,41 ha e 6,80 ha, respectivamente.

Isso demonstra que apesar de a BHCAN e a BHPAR possuírem um elevado número de fragmentos da classe Vegetação Natural menor que 5 hectares, a maior parte de vegetação está localizada em maiores fragmentos, o que do ponto de vista ecológico representa melhores condições para o abrigo de fauna e flora. Embora o tamanho do fragmento não seja o suficiente para indicar a presença de espécies, uma vez que a matriz e a distância entre fragmentos têm grande influência, conforme destaca Josen; Fahrig (1997), a redução na taxa de extinção e o aumento da colonização de espécies em uma área produzem uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a área, ou seja, quanto maior a área maior será o número de espécies (MACARTHUR; WILSON, 1963; GILPIN; DIAMOND, 1976).

Com relação às métricas de borda, as quais se relacionam ao perímetro/área do fragmento, o índice métrico total de bordas (TE) expressa a densidade do total de bordas em metros. Quanto ao índice densidade do total de bordas (ED), esse se refere à densidade do total de bordas em relação à área total m/ha, expressando o grau de fragmentação da paisagem. Nesse sentido, na bacia hidrográfica Canindé foram contabilizados 49.553.858,00 metros referentes ao total de bordas (TE), e a densidade de bordas (ED) registrada foi de 78,92 m/ha. Ao analisar individualmente cada classe de tamanho dos fragmentos, percebe-se que os fragmentos maiores que 100 hectares tiveram um TE de 30.538.793,00 metros, enquanto os fragmentos pertencentes à classe de até 5 hectares o TE registrado foi de 11.216.506,97 m. As demais classes, 5 - 10 hectares e 10 - 100 hectares, correspondem à 2.107.665,00 e 5.690.903,00 m, respectivamente.

Na bacia hidrográfica Alto Parnaíba, o (TE) para todos os fragmentos foi de 12.317.928,00 metros. Com relação às classes de fragmentos, os maiores que 100 hectares registraram (TE) de 8.856.278,34 m. A segunda classe com maior valor (TE) foi a que compreende os fragmentos menores que 5 hectares, com 1.845.028,00 m, semelhante ao que ocorreu na BHCAN, na qual esta classe também foi a segunda mais representativa. As classes entre 5 e 10 hectares e entre 10 e 100 hectares obtiveram valores de 623.112,28 m e 993.509,95 m, respectivamente.

No entanto, analisando apenas a extensão total de bordas nesses ambientes de estudo não é possível concluir o quão fragmentado está a paisagem. Porém, espera-se que quanto menor for o tamanho do fragmento maior será a densidade de borda, haja vista que ela faz uma relação entre o perímetro e a área. Para tanto, foram analisadas a densidade total de bordas nas duas bacias hidrográficas. De todas as classes de tamanho de fragmentos na BHCAN, os fragmentos menores que 5 hectares foram os que contabilizaram o maior valor,

tendo alcançado 518,63 m/ha. O segundo maior valor de (ED) foi encontrado para a classe entre 5 e 10 hectares, com 238,9 m/ha. A classe entre 10 e 100 hectares o (ED) foi de 157,70 m/ha e fragmentos superior a 100 hectares registram (ED) média de 54,40 m/ha. Em relação à BHPAR, nessa o maior valor de (ED) foi encontrado nos fragmentos menores que 5 hectares, 397,30 m/ha. O segundo maior valor (ED) foi na classe entre 5 e 10 hectares, 246,30 m/ha. A classe de fragmentos entre 10 e 100 hectares obteve uma (ED) de 166,46 m/ha, já os fragmentos maiores que 100 hectares, esta relação foi de apenas 27,35 m/ha.

Diante do exposto, percebe-se que a densidade de bordas em ambas as bacias hidrográficas é semelhante, haja vista que fragmentos menores que 10 hectares são os que possuem maior relação. Isso indica que o aumento do efeito de borda nos fragmentos das áreas de estudo tende a aumentar proporcionalmente à medida que o tamanho dos fragmentos florestais reduz, resultando em prejuízos ecológicos e menor qualidade na estrutura da classe Vegetação Natural, conforme destaca Valente; Vettorzi (2002).

Em relação aos índices das métricas de forma, o índice de forma média (MSI) dos fragmentos e o índice de forma de área ponderada (AWMSI) são muito importantes em trabalhos sobre métricas da paisagem, pois são capazes de demonstrar como os fragmentos estão distribuídos na paisagem além de expressarem a complexidade ou não de um fragmento, pois quanto mais próximo de 1, menos complexo se torna o fragmento (PIRES, 1995).

Nesse sentido, a classe de todos os fragmentos da BHCAN possui índice de forma (MSI) médio de 1,36. Os fragmentos maiores que 100 hectares, quanto à complexidade da sua forma, se mostraram como os mais irregulares, visto que o MSI foi de 6,10 e o AWMSI de 35,15. Resultado semelhante, para esta mesma classe de fragmentos, foi identificado na BHPAR onde o MSI foi de 5,19 e o AWMSI de 39,93. Considerando todos os fragmentos florestais o MSI foi de 1,53 e o AWMSI 38,45. Por outro lado, os resultados dos índices métricos MSI e AWMSI para as classes de fragmentos menores que 10 hectares, nas duas áreas de estudo, indicam que são regulares, ou seja, possuem valores próximo de 1.

Nesse contexto, de acordo com Pirovani *et al.* (2014), os fragmentos maiores, mesmo que apresentem formatos irregulares, do ponto de vista de conservação das espécies que necessitam habitar o interior dessas áreas, os ganhos são maiores em uma área grande com formato irregular, do que em fragmentos circulares, mas de menor área, pois esses tendem a sofrerem com maior intensidade os efeitos de bordas.

#### 4.5 CONCLUSÃO

Os procedimentos metodológicos e o conjunto de ferramentas utilizadas, como a utilização de métrica de paisagem, nas bacias hidrográficas Canindé (BHCAN) e Alto Parnaíba (BHPAR), indicam que:

- a) A classe Floresta foi identificada como a mais representativa nas bacias hidrográficas Canindé e Alto Parnaíba, seguida da classe Agropecuária;
- b) Apesar da elevada fragmentação florestal em ambas as bacias hidrográficas, os fragmentos florestais com área superior a 100 hectares respondem por 90% da classe vegetação natural na BHCAN e 96% na BHPAR;
- c) A estrutura fundiária da BHCAN difere da estrutura encontrada na BHPAR, sendo a primeira composta predominantemente de imóveis classificados como pequenas propriedades com área média de 33,7 hectares; na segunda, apesar de predominar imóveis classificados como pequena propriedade, apenas 111 imóveis considerados como grande propriedade correspondem a uma área aproximada em 395.000 hectares e tamanho médio de 3.556 hectares;
- d) Quanto à situação dos imóveis inscritos no Cadastro Ambiental Rural, na BHCAN 100% dos cadastros realizados se encontram aguardando análise. Por outro lado, na BHPAR, 96,4% estão aguardando análise, 3,1% foram cancelados por decisão administrativa e apenas 0,5% foram analisados pelo filtro automático;
- e) Quanto aos indicativos dos índices métricos de paisagem, a estrutura da paisagem na BHPAR sofreu modificações mais intensas nos últimos 35 anos quando comparada com as alterações sofridas pela paisagem da BHCAN, demonstrando que ambientes onde predominam grandes projetos agropecuários, as modificações tendem a serem mais expressivas.

## 5 ARTIGO II - DELIMITAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À AVERBAÇÃO DE RESERVAS LEGAIS COM BASE EM MODELO MATEMÁTICO MULTICRITÉRIO

### RESUMO

Este trabalho foi realizado tendo como área de estudo a bacia hidrográfica Canindé (BHCAN), a qual está localizada no bioma Caatinga, com uma área total de 10.071,25 km<sup>2</sup>. Para a quantificação das classes de uso e ocupação da terra e seleção dos maiores fragmentos florestais, foram utilizados os dados de uso e cobertura da terra pertencentes a Coleção 7, MapBiomas. A partir do emprego do método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) buscou-se identificar as áreas prioritárias a serem definidas como Reserva Legal (RL), a partir da espacialização de corredores ecológicos, em sentido amplo, entre os maiores fragmentos florestais. Para a elaboração da imagem de custo total, necessária durante a fase de definição do corredor ecológico, uma série de procedimentos foram adotados, dentre eles a constituição das imagens de custo. Para a composição das imagens de custo, foram considerados os dados de declividade, de uso e cobertura da terra, de Área de Preservação Permanente e de distância euclidiana entre os fragmentos florestais. Também durante essa etapa, foram atribuídos pesos, os quais variaram entre 0 e 100, sendo os menores valores ideais para a passagem do corredor ecológico e os valores mais elevados considerados impróprios. Buscou-se também compreender se a classe de uso e cobertura da terra nas áreas propostas como RL eram predominantemente compostas de vegetação natural. De acordo com os dados obtidos, em todos os corredores ecológicos, predominou a classe Floresta, seguida da classe Agropecuária, demonstrando que mesmo nos ambientes indicados como de melhor conservação, outras classes estão presentes. Quanto a presença de áreas destinadas como RL, no corredor ecológico 3-4 foram identificadas 2.480 reservas legais propostas com uma área total de 16.275,81 hectares, dos quais 12.737,75 hectares é ocupado pela classe Floresta. No corredor ecológico 6-2, dos 12.629,00 hectares registrados nas 1.641 áreas de RL, 10.354,00 hectares correspondem à formação florestal e o restante pertence à classe uso antrópico. Já nos limites do corredor ecológico 5-1, foram identificadas 777 áreas destinadas como RL, totalizando 5.866,89 hectares, dos quais a maior parte também refere-se à classe Floresta. Portanto, apesar de predominar a classe Floresta nas áreas de Reserva Legal, existem outras classes consideradas como de uso antrópico, o que vai contra o que preconiza o Código Florestal, uma vez que esses ambientes devem possuir apenas vegetação nativa como classe de cobertura. Com relação ao método AHP, para a seleção de áreas prioritárias a serem averbadas como RL, os resultados alcançados foram satisfatórios, haja vista que as áreas selecionadas foram as que apresentaram Floresta como a classe predominante, o que tornam essas áreas prioritárias à conservação ambiental e essenciais para comporem as áreas destinadas como Reserva Legal nos imóveis rurais.

**Palavras-chave:** Reserva Legal. Corredor Ecológico. Método AHP.

## ABSTRACT

This work was carried out having as its study area the Canindé hydrographic basin (BHCAN), which is located in the Caatinga biome, with a total area of 10.071,25 km<sup>2</sup>. To quantify land use and occupation classes and select the largest forest fragments, were used land use land cover data from Collection 7 MapBiomias. Based on the use of the AHP (Analytic Hierarchy Process) method, an attempt was made to identify the priority areas to be defined as a Legal Reserve (RL), based on the spatialization of ecological corridors, in a broad sense, between the largest forest fragments. For the elaboration of the total cost image, necessary during the definition phase of the ecological corridor, a series of procedures were adopted, among them the constitution of the cost images. For the composition of the cost images, data on slope, land use and land cover, Permanent Preservation Area and Euclidean distance between forest fragments were considered. Also during this stage, weights were assigned, which varied between 0 and 100, with the lowest values being ideal for the passage of the ecological corridor and the highest values considered inappropriate. We also sought to understand whether the land use and land cover class in the areas proposed as RL were predominantly composed of natural vegetation. According to the data obtained, in all the ecological corridors, the Forest class predominated, followed by the agriculture class, demonstrating that even in the environments indicated as having better conservation, other classes are present. As for the presence of areas designated as RL, in ecological corridors 3-4, 2.480 proposed legal reserves were identified with a total area of 16.275,81 hectares, of which 12.737,75 hectares are occupied by the Forest class. In ecological corridor 6-2, of the 12.629,00 hectares registered in the 1.641 RL areas, 10.354,00 hectares correspond to forest formation and the remainder belongs to the anthropic use class. In the limits of ecological corridor 5-1, 777 areas designated as RL were identified, totaling 5.866,89 hectares, most of which also refer to the Forest class. Therefore, despite the predominance of the Forest class in the Legal Reserve areas, there are other classes considered to be of anthropic use, which goes against what the Forest Code recommends, since these environments must have only native vegetation as a cover class. With regard to the AHP method, for the selection of priority areas to be registered as RL, the results achieved were satisfactory, given that the selected areas were those that presented Forest as the predominant class, which makes these priority areas for environmental conservation and essential to compose the areas designated as Legal Reserve in rural properties.

**Keywords:** Legal Reserve. Ecological Corridor. AHP Method.

## 5.1 INTRODUÇÃO

O processo de degradação florestal no Brasil advém do período colonial, porém foi intensificado nas últimas quatro décadas, sobretudo com o avanço da pecuária e agricultura que cada vez mais buscam grandes áreas de produção para atender as demandas do mercado externo (BEUCHLE *et al.*, 2022). Além da crescente demanda por novas áreas de cultivo, impulsionadas pelo agronegócio, que dependem da derrubada de florestas na maioria das vezes para o aumento das áreas cultivadas, somam-se a esse fator as perdas de solo pela ausência de manejo adequado e a redução da biota edáfica (SILVA *et al.*, 2021). Importante destacar que, uma floresta quando bem manejada e conservada, funciona como um poderoso instrumento de captação de gases poluentes, principalmente dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), além de proporcionar abrigo para fauna e flora, também garante a estabilidade geológica e a disponibilidade hídrica (SANTOS; BEZERRA; ALVES, 2021).

Dentre os biomas brasileiros, no contexto da degradação e remoção da floresta nativa, a Caatinga tem perdido extensas áreas naturais e, em algumas regiões, a capacidade de regeneração tem sido comprometida, o que tem dado origem aos núcleos de desertificação, tornando ainda mais escassos nessas regiões os recursos hídricos e prejudicado a saúde do solo (CHAVES *et al.*, 2015). Na maioria das vezes, a degradação extrema dos ambientes naturais de Caatinga, que acabam resultando em áreas desertificadas, é agravada por atividades humanas como o extrativismo da lenha; pecuária extensiva; criação de pequenos animais; introdução de espécies exóticas como algaroba (*Prosopis juliflora* sp.) e da prática de agricultura de subsistência (FERNANDES; MEDEIROS, 2009).

A vegetação presente neste bioma possui grande variabilidade, sendo possível encontrar desde espécies xerófitas, como as cactáceas, até formações florestais diversas (SANTANA *et al.*, 2016). No entanto, a cobertura natural vegetal a cada ano tem adquirido o formato de mosaico altamente fragmentado, o que tem contribuído cada vez mais com o isolamento entre espécies da fauna e flora (ALVES, 2007). Em algumas regiões pode-se caracterizar a vegetação nativa remanescente como floresta vazia, ou seja, áreas de florestas nativas com poucas espécies de fauna nativa em seu interior (ARBILLA; SILVA, 2018).

Dentre os efeitos negativos resultantes da degradação das florestas, pode-se mencionar a perda de produtividade agrícola, alterações nos regimes hidrológicos, redução da biodiversidade e emissões de gases do efeito estufa (SANTOS *et al.*, 2017). Um dos impactos, após a redução das áreas de florestas, que pode ser sentido em curto intervalo de tempo é a



alteração dos corredores e transporte de umidade que a floresta fornece, uma vez que estes podem ser modificados de maneira drástica e resultar na supressão de chuvas não só localmente como regionalmente (SOARES *et al.*, 2019). Por isso, a manutenção das florestas tropicais conservadas é fundamental para a continuidade da oferta dos serviços ecossistêmicos como a disponibilidade de água, redução dos processos erosivos, manutenção da estabilidade geológica, além da manutenção da variabilidade gênica de fauna e flora (MORETTO; RIBEIRO, 2020).

Com o objetivo de garantir uma preservação que atenda aos anseios da sociedade, após a edição de diversos instrumentos jurídicos e conferências ambientais, a Constituição Federal de 1988 traz a imposição de que tanto o Poder Público quanto a coletividade devem proteger o meio ambiente para que este se mantenha em equilíbrio (PEREIRA; SCARDUA, 2008). O artigo 225, § 1º, inciso III, da Carta Magna, traz expressamente a necessidade da criação de Espaço Territorial Especialmente Protegido (ETEP), permitindo alterações nesses locais somente quando expressos em lei (BORGES *et al.*, 2011). O conceito de ETEP vai além da definição de unidade de conservação (UC), englobando tal conceito a: (I) áreas protegidas; (II) áreas de remanescentes de quilombo; (III) terras indígenas; (IV) corredores ecológicos e zonas de amortecimento; (V) reserva da biosfera; (vi) áreas de preservação permanente e reservas legais (PEREIRA, 2006).

Buscando manter um percentual mínimo de vegetação preservado no interior dos imóveis rurais, foi adotado como estratégia regulatória, a partir da edição do primeiro código florestal, Decreto Federal nº 23.793/1934, a criação da Reserva Legal, espaço este que fixava um percentual mínimo de 25% de área total da propriedade rural para servir como uma área fonte de madeira para utilização na propriedade (SEMA-SP, 2011). Anos mais tarde, em 1965, este código florestal foi alterado pela Lei Federal nº 4.771/1965, na qual a Reserva Legal ganhou uma nova função, passando a ser necessária em uma propriedade e/ou posse rural para garantir o uso sustentável dos recursos naturais, reabilitação dos processos ecológicos, permitir a conservação da biodiversidade, além de proporcionar abrigo e proteção da fauna e flora (LEUZINGER; SILVA; CUREAU, 2015).

Em 2012, diante da necessidade de atualização e readequação à realidade agrícola do País, o código florestal de 1965 foi reeditado mediante a edição da Lei Federal nº 12.651/2012. De acordo com esta Lei, no que diz respeito à instituição da Reserva Legal, todo imóvel ou posse rural deverá manter uma área com cobertura natural a título de Reserva Legal, sem prejuízos a outras normas, observados os percentuais mínimos em relação à área

do imóvel, percentuais estes que variam entre 20% e 80%, dependendo do bioma em que se localiza o imóvel rural (BRASIL, 2012).

Nesse contexto, a partir da implantação da Reserva Legal na posse ou propriedade rural, nos termos da lei, este espaço protegido torna-se um instrumento fundamental para o uso sustentável dos recursos naturais (AVANCI, 2009; MELO-NETO, 2013). Além de buscar a maximização do potencial agrícola do imóvel rural com a conservação da natureza, a Reserva Legal proporciona, quando possível, à interligação com outros espaços protegidos e/ou outras áreas vegetadas por meio da formação de corredores ecológicos, contribuindo assim com a manutenção do fluxo gênico de fauna e flora (DELALIBERA *et al.*, 2008).

Também buscando uniformizar as informações ambientais de todos os imóveis rurais do Brasil, foi criado o Cadastro Ambiental Rural (CAR), no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente (SINIMA), cuja finalidade principal foi a de integrar todas as informações ambientais das propriedades e posses rurais para compor uma base de dados única que seja capaz de monitorar, controlar e combater o desmatamento (BRASIL, 2014).

No entanto, é sabido que a instituição de uma área a título de Reserva Legal, em um imóvel rural, vai muito além do cumprimento de uma condicionante imposta por lei, haja vista que esse é um ambiente que abriga uma variedade de espécies de fauna e flora, além de proporcionar múltiplos serviços ecológicos e ecossistêmicos (OLIVEIRA; WOLSKI, 2012), além do que, quando a Reserva Legal for delimitada de forma fragmentada e/ou isolada de outras áreas florestadas, esta poderá não cumprir o seu real objetivo e atenderá apenas a uma condicionante imposta por lei (METZGER, 2019).

Com relação à alocação e averbação das áreas destinadas à Reserva Legal, em propriedades e/ou posses rurais, um dos principais desafios é o momento da definição de quais critérios devem ser levados em consideração, bem como quais áreas e/ou locais serão definidos como prioritárias para receberem a chancela do órgão ambiental de meio ambiente como Reserva Legal do imóvel rural.

Nesse sentido, diversos trabalhos sobre a gestão dos recursos naturais têm utilizado a metodologia baseada em *Analytical Hierarchy Process* (AHP) proposto por Saaty (1977), para minimizar a subjetividade das interpretações e obter maior confiança nos resultados alcançados (DIAS; SILVA, 2014). A metodologia baseada em AHP, descrita por Saaty (1977), consiste em um método de tomada de decisões multicritério, amplamente utilizado em vários campos do conhecimento, e com empregabilidade em estudos sobre avaliação de

sustentabilidade ambiental (RIVAS, 2016). O AHP é tido como uma metodologia capaz de solucionar questões que dependem da realização de escolhas, além de ser considerado um método simples, possui três operações principais, sendo: (I) construção de hierarquia; (II) análise de prioridade; (III) e verificação da consistência (CASTRO *et al.*, 2015; GOMES; BIAS, 2018).

Como exemplo de aplicabilidade do método AHP em estudos ambientais, pode-se destacar os trabalhos realizados por Dias; Silva (2014); Leal (2016); Masullo (2020). O trabalho realizado por Leal (2016) consistiu na simulação e avaliação dos padrões de desmatamento em São Félix do Xingu, no estado do Pará, utilizando-o como base para a tomada de decisões na definição de espaços prioritários a receberem corredores ecológicos entre duas unidades de conservação.

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo: (I) estabelecer áreas prioritárias a serem averbadas como reserva legal, a partir da geração de corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais com o emprego do método AHP; (II) analisar os imóveis rurais, presentes nos corredores ecológicos, se possuem reserva legal proposta e se atendem as condicionantes mínimas como a presença de vegetação nativa; e (III) verificar se, a partir de análises indiretas, é possível determinar a presença ou não de vegetação nativa em áreas de reserva legal proposta.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

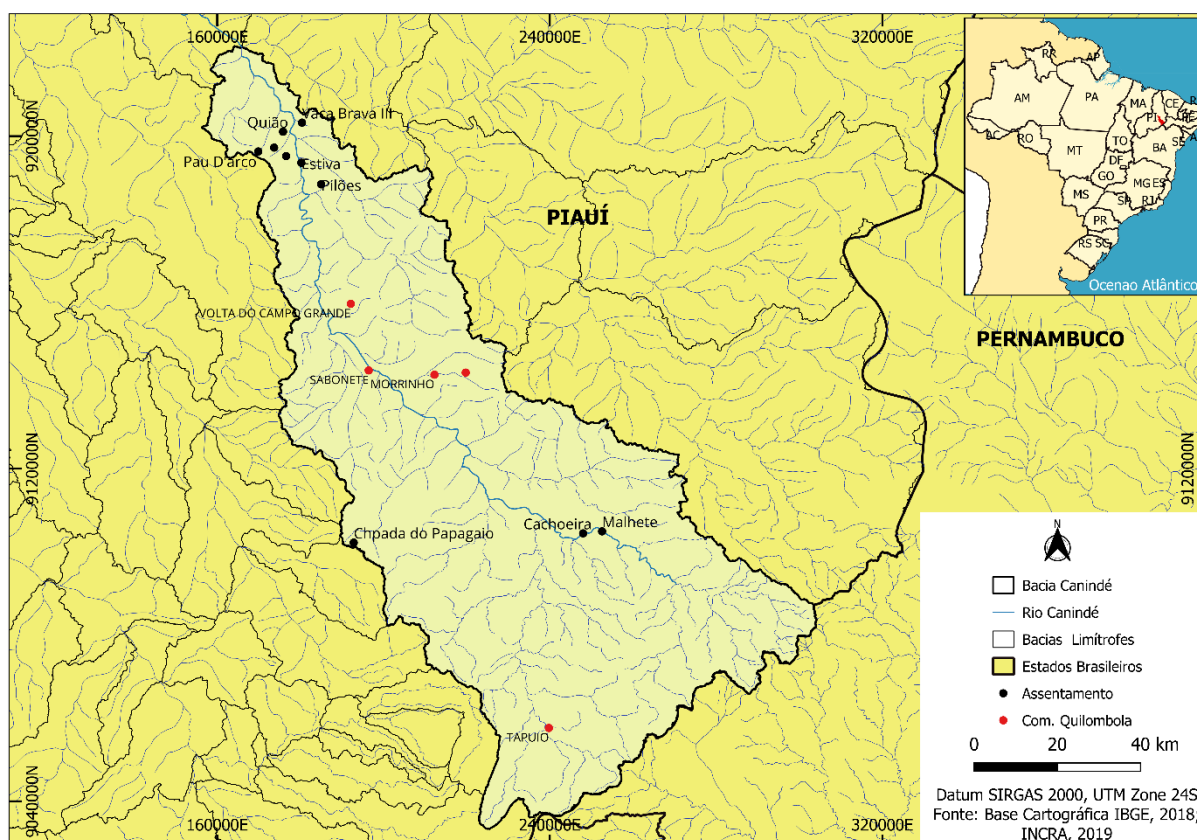
### 5.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica Canindé (BHCAN), região sudeste do estado do Piauí, a qual possui área total de 10.071,25 km<sup>2</sup>, (Figura 35), composta por uma geomorfologia diversificada, apresentando superfícies aplainadas e conservadas até a ocorrência de topos convexos ligeiramente aguçados com princípios de erosão (LIMA; BRANDÃO, 2010). A BHCAN é de nível 5, conforme classificação estabelecida por Otto Pfafstetter, tendo como rio principal o Canindé, o qual em seu percurso nos limites desta bacia hidrográfica detém dois açudes dos principais açudes de armazenamento de água do estado do Piauí, o açude Ingazeiras e o açude Pedra Redonda.

De acordo com estimativas do IPEADATA (2018), a supracitada bacia hidrográfica possui 23 municípios, total ou parcialmente, inseridos em seu domínio com uma população estimada em 173.758 habitantes e Produto Interno Bruto (PIB) per capita médio de R\$ 12.623,45, sendo a atividade rural a principal atividade econômica nesta bacia hidrográfica,

que compreende a agricultura familiar e a criação de caprinos e ovinos, já nas áreas urbanas das sedes dos municípios a economia principal advém do comércio e da prestação de serviços (BARBOSA *et al.*, 2020).

Figura 35. Mapa de localização da bacia hidrográfica Canindé.



Fonte: o autor (2022).

O estado do Piauí possui uma diversidade de formações vegetais, destacando as vegetações de Cerrado, com maior ocorrência no sudoeste, extremo sul piauiense e em áreas ecotonais no centro-leste e norte do estado; a vegetação de Caatinga, típica do semiárido, ocorre no centro-norte e sudeste do Piauí, apresentando em sua maioria, vegetações do tipo caatinga arbórea, caatinga arbustiva-arbórea ou arbustiva; além de vegetação litorânea restrita ao litoral piauiense, no norte do estado (SANTOS-FILHO *et al.*, 2016).

Em função da BHCAN estar totalmente inserida dentro dos limites do bioma Caatinga, a sua vegetação em períodos secos, geralmente entre maio e setembro perde as folhas completamente ganhando um tom acinzentado sendo possível encontrar várias espécies cactáceas e espinhosas, no entanto, apesar das condições edafoclimáticas do bioma, diversas

espécies animais e vegetais estão presentes, sendo algumas endêmicas, além da expressiva riqueza de répteis, anfíbios e peixes (OLIVEIRA; SILVA; MOURA, 2019).

No Piauí, segundo a classificação climática de Köppen, estão presentes três tipos de clima, assim sendo: (I) As (quente e úmido), com a ocorrência de chuvas de verão/outono que atingem o norte do estado; (II) Aw (quente e úmido), com chuvas de verão que atingem o centro-sul e sudoeste do Piauí; e (III) BSh (quente-semiárido), o qual é caracterizado por uma curta estação chuvosa no verão (LIMA *et al.*, 2020). De maneira geral, os sistemas climáticos atuantes no Piauí estão relacionados às Linhas de Estabilidade Tropical (LIT) e a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), ambas contribuem fortemente para a ocorrência dos fenômenos “El Nino” e “La Nina”, o que reflete diretamente no volume de precipitação deste estado (MMA, 2006). Na BHCAN está presente o clima BSh (quente-semiárido), com estação chuvosa concentrada geralmente de dezembro a abril, de forma irregular, e precipitações abaixo de 750 mm com temperatura média anual entre 26°C e 35°C (MEDEIROS; CAVALCANTI; MEDEIROS-DUARTE, 2020).

Geologicamente pode-se caracterizar o relevo piauiense, com base em grandes unidades lito-estruturais, em: (I) Embasamento cristalino, datado do período Pré-Cambriano; (II) Formações Paleo-Mesozóicas, que compreendem a Bacia Sedimentar Maranhão-Piauí; (III) Sedimentos Terciários, da Formação Barreiras; e (IV) Sedimentos Costeiros Quaternários (LIMA, 1987). No que se refere à BHCAN, a mesma possui um arcabouço geológico amplamente variado, podendo encontrar terrenos situados sobre embasamento cristalino e, nas áreas mais altas, a presença de terrenos sedimentares pertencentes às formações geológicas do Cenozoico que compõem as coberturas terciárias e quaternárias; Mesozoico, que tem como característica a presença de gabros; e Pré-Cambriano superior e inferior, a presença de sequências de ortognaisse e gnaisse fecoidal, respectivamente (LIMA, 1987).

Devido às características geomorfológicas presentes na BHCAN, as altitudes variam entre 149,84 e 721,06 metros, ocorrendo na maior parte da bacia a predominância de superfícies aplainadas, estando às áreas com maiores elevações e escarpadas restritas ao embasamento cristalino (PELLERIN, 1979). Os solos presentes nesta bacia são classificados como Latossolos Amarelos Distróficos; Latossolos Vermelhos-Amarelos Distróficos; Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos; Neossolos Litólicos Distróficos; Neossolos Litólicos Eutróficos; Neossolos Quartzarenicos Orticos; e Luvisolos Cromicos Orticos, sendo este último o mais representativo na área de estudo (CABRAL; VALADARES; AQUINO, 2020).

No que se refere à estrutura fundiária da área de estudo, prevalece a pequena propriedade rural, ou seja, são imóveis rurais com áreas de até 4 módulos fiscais, respeitada a fração mínima de parcelamento, a qual é de 4 hectares para os municípios da BHCAN, conforme dispõe a Lei Federal nº 8.629/1993, art. 4º (BRASIL, 1993). Não existem terras indígenas nesta bacia hidrográfica, porém estão presentes cinco comunidades remanescentes de quilombo, com registro de reconhecimento junto à Fundação Palmares e inscritas no Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF), além de outras aguardando reconhecimento. São comunidades remanescentes de quilombo presentes na BHCAN: Volta do Campo Grande; Sabonete; Morrinho; Tapuio e Fazenda Nova.

Quanto aos assentamentos da reforma agrária, foram identificados dez assentamentos rurais (Quião; Vaca Brava III; Paru D'arco I e II; Pilões; Cachoeira; Morro do Riacho da Areia; Malhete; Chapada do Papagaio e Estiva) com informações registradas no SIGEF, além de outros que aguardam regularização documental (INCRA, 2022).

Com relação à presença de áreas protegidas, na bacia hidrográfica Canindé não estão presentes Unidades de Conservação e tampouco outro tipo de área protegida demarcada dentro de seus limites, com exceção de Espaços Territorial Especialmente Protegidos, em áreas privadas, como Área de Preservação Permanente (APP), em áreas urbanas ou rurais, e Reserva Legal (RL), presentes em posses e/ou propriedades exclusivamente rurais, as quais serão objeto de estudo nesse trabalho.

### **5.2.2 Composição da base de dados**

Para a realização desse trabalho, uma série de procedimentos metodológicos foram adotados, dentre eles a composição da base de dados de arquivos vetoriais e matriciais. Os dados vetoriais referentes à delimitação da bacia hidrográfica Canindé e da rede de drenagem foram obtidos a partir da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Com relação aos dados dos imóveis rurais e das reservas legais, estes foram obtidos na base de dados de acesso público do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SICAR.

Os dados de uso e ocupação da terra, em formato matricial, foram adquiridos a partir do *toolkit* de acesso no *Google Earth Engine*, com resolução espacial de 30 metros, provenientes da Coleção 7 MapBiomas na escala de 1:250.000. O arquivo referente ao modelo digital de elevação (MDE), em formato matricial, foi obtido a partir da página do

projeto Topodata/INPE com resolução espacial de 30 metros no endereço (<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>).

Com relação ao sistema de projeção dos arquivos, os dados vetoriais originários da base de dados das plataformas SICAR e IBGE, por padrão, possuem como sistema de referência *World Geodetic System* (WGS 84), com coordenadas geográficas. Em relação aos arquivos matriciais do projeto MapBiomias e da base de dados Topodata - MDE, originalmente, após o *download* possuem Sistema de Referência de Coordenadas – SRC padrão em *World Geodetic System* (WGS 84), os quais foram reprojitados de acordo com a necessidade.

Com relação as classes de uso e cobertura da terra, pertencentes à Coleção 7 MapBiomias, com tamanho do fragmento mínimo de 0,09 hectares, todas foram reagrupadas para melhor entendimento e compreensão dos resultados, passando as classes de uso e cobertura da terra terem a seguinte composição: {*Formação Florestal* + *Formação Savânica* = Floresta}; {*Formação Campestre* + *Afloramento Rochoso* = Formação Natural não Florestal}; {*Pastagem* + *Mosaico de Agricultura e Pastagem* + *Lavouras Temporárias* + *Soja* = Agropecuária}; {*Área Urbana* + *Outras Áreas não Vegetadas* = Área não Vegetada}; {*Rio, Lago, Oceano* = Corpo D'Água}.

Para melhor avaliar o efeito da fragmentação da classe Floresta, os fragmentos florestais foram divididos em diferentes tamanhos, obedecendo as seguintes classes: fragmentos muito pequenos (< 5 ha); fragmentos pequenos (5 - 10 ha); fragmentos médios (10 - 100 ha); e fragmentos grandes (> 100 ha), conforme adaptado de Santos et al. (2017).

Nesse sentido, em virtude da bacia hidrográfica Canindé estar localizada na zona 24 Sul, todos os dados vetoriais e matriciais foram reprojitados para o sistema de coordenadas projetadas UTM (Universal Transversa de Mercator) e adotado como sistema de referência o SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas) no fuso 24S, evitando assim prováveis deslocamentos espaciais. Em relação a geração do arquivo de declividade, o mesmo foi gerado a partir do arquivo MDE mediante a aplicação de algoritmo específico para cálculo de declividade presente na caixa de ferramentas do QGIS.

### **5.2.3 Modelo matemático multicritério na tomada de decisões em estudos ambientais**

Com o advento da globalização e o crescimento da sociedade, inúmeras decisões são tomadas diariamente, contudo não é uma tarefa trivial, uma vez que decisões empíricas podem comprometer todo o processo (SICSÚ; CASTELAR, 2009). A análise multicritério

baseada em modelos matemáticos tem auxiliado o homem na tomada de decisões de maneira menos subjetiva e menos incerta, pois quase sempre um único ponto de vista é insuficiente numa tomada de decisão, sendo necessário adotar mais de um critério (CARMO, 2017).

Nesse sentido, cada vez mais se tem utilizado modelos matemáticos multicritérios durante a tomada de decisões e priorização de ações em estudos de meio ambiente, sendo o *Analytic Hierarchy Process* (AHP) um dos principais modelos matemáticos disponíveis e com grande aceitação no meio acadêmico (BHUSHAN; RAI, 2004). O método AHP foi proposto por Thomas L. Saaty (1977) e consiste em um método multicritério para a modelagem de dados capaz de atenuar a subjetividade durante as interpretações e proporcionar maior confiança nos resultados alcançados (DIAS; SILVA, 2014).

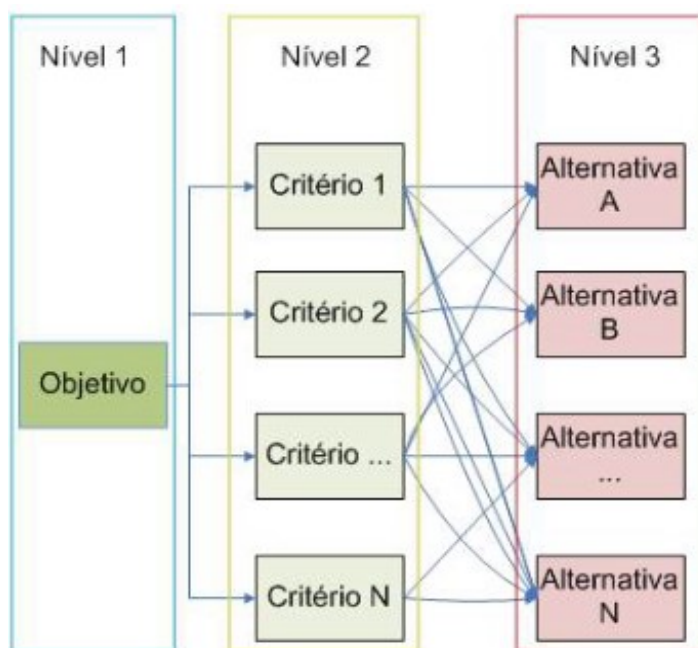
Conforme destaca Castro *et al.* (2015); Gomes; Bias (2018), o método AHP, além de ser considerado um método simples na elucidação de problemas que demandam a realização de escolhas, é baseado em três operações principais, assim sendo: (I) construção de hierarquia; (II) análise de prioridade; (III) e verificação da consistência. Durante a construção de hierarquia, no método AHP, o problema é estruturado em níveis hierárquicos, haja vista a necessidade de melhor compreender e avaliar o problema alvo do estudo (BANDEIRA; CORREIA, 2007).

Ao serem definidas as hierarquias, Figura 36, o nível 1 deve ser formado pelo objetivo principal da pesquisa. No presente estudo, o nível 1 busca definir as áreas prioritárias a serem averbadas como Reserva Legal nos imóveis rurais na BHCAN. Os níveis 2 e 3 são formados pelos critérios e as alternativas responsáveis por medir e compreender a conservação da vegetação natural na bacia hidrográfica Canindé. Portanto, a construção da hierarquia é uma das etapas mais importantes no processo de raciocínio lógico, haja vista que é nessa fase em que são identificados os elementos chave durante a tomada de decisão (COSTA, 2004).

Durante a definição das prioridades, no AHP, esta é fundamentada na habilidade do analista perceber o inter-relacionamento entre os objetos e a realidade mediante a comparação aos pares à luz do critério estabelecido ou o foco e, conseqüentemente, conectar os objetos em um nível acima para compor a matriz de julgamento (GOMES; BIAS, 2018).



Figura 36. Níveis hierárquicos do método AHP.



Fonte: Gomes; Bias (2018).

Destaca-se como uma das vantagens desse método é a possibilidade de avaliar critérios quantitativos e qualitativos, numéricos ou verbais, a partir da construção de uma escala de proporção com intervalos de 1 a 9, Tabela 8, em relação a importância de cada elemento para formar a escala de relativa importância entre duas alternativas, a qual foi proposta por Saaty (1991) e é tida como a mais utilizada (GOMEDE; BARROS, 2012).

Tabela 8. Escala de relativa importância estabelecida por Saaty.

Escala	Avaliação numérica	Recíproco
<b>Extremamente preferido</b>	<b>9</b>	<b>1/9</b>
Muito forte a extremo	8	1/8
<b>Muito fortemente preferido</b>	<b>7</b>	<b>1/7</b>
Forte a muito forte	6	1/6
<b>Fortemente preferido</b>	<b>5</b>	<b>1/5</b>
Moderado a forte	4	1/4
<b>Moderadamente preferido</b>	<b>3</b>	<b>1/3</b>
Igual a moderado	2	1/2
<b>Igualmente preferido</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Fonte: Saaty (1991)

Recomenda-se, na maioria dos trabalhos, a utilizar os valores ímpares da tabela para garantir uma maior distinção entre os pontos da medição, devendo adotar os números pares

somente quando houver a necessidade de negociar entre os avaliadores e/ou quando não conseguir consenso (SAATY, 1991). A partir da escala de relativa importância, proposta por Saaty, é construída uma matriz de comparação das prioridades, Tabela 9.

Tabela 9. Modelo de matriz de prioridades.

Critério	C1	C2	C3	C4
C1	1			
C2		1		
C3			1	
C4				1
Soma				

Fonte: Saaty (1991).

Após a construção lógica da hierarquia, o tomador de decisões deve avaliar sistematicamente cada alternativa mediante comparação de duas em duas, dentro de cada critério estabelecido, podendo utilizar como apoio dados concretos das alternativas analisadas ou se basear em julgamentos anteriormente realizados (SAATY, 2008). Decorrida a construção lógica da hierarquia, o próximo passo é identificar a consistência da matriz de prioridades dos critérios, ou seja, as variáveis devem ser multiplicadas por cada vetor peso, a partir da Equação 11, para determinar a razão de consistência (SAATY, 1991).

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad \text{Equação 11}$$

Sendo:

IR = índice tabelado em função de n (número de critérios), conforme tabela 10.

Tabela 10. Índices aleatórios de Saaty.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: Saaty (1991).

O IC = Índice de Consistência é determinado de acordo com a Equação 12, o qual relaciona-se os critérios da matriz de consistência com os pesos dos critérios.

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

n é a dimensão da matriz;

$\lambda$  max é o autovalor máximo.

De acordo com Saaty (1991), os valores do IC têm que ser menores ou iguais a 0,10 para assegurar uma lógica racional no processo, caso contrário é um indicativo de que podem existir problemas de inconsistência e os cálculos deverão ser revistos (SAATY, 2008). Nesse sentido, o método AHP nas últimas décadas cada vez mais tem se tornado um aliado no momento da tomada de decisões em estudos ambientais, seja buscando compreender a viabilidade para determinadas atividades e/ou estabelecer um modelo racional de combinação de dados (VAIDYA; KUMAR, 2006; RAHARJO *et al.*, 2009). Alguns trabalhos utilizando este método na tomada de decisões sobre atividades em áreas vulneráveis ambientalmente podem ser citados, como em Dias; Silva (2014); Ribeiro; Silva (2016) e Leal (2016).

Logo, a utilização do método AHP, proposto por Saaty (1977), neste trabalho fez-se necessário para auxiliar na tomada de decisões quanto ao estabelecimento de corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais para determinar as áreas prioritárias como Reserva Legal, haja vista que esse método é capaz de atenuar a subjetividade das interpretações além de conferir resultados com maior confiança com os dados obtidos aplicado a um Sistema de Informação Geográfico.

#### **5.2.4 Determinação dos pontos de origem e destino entre os maiores fragmentos**

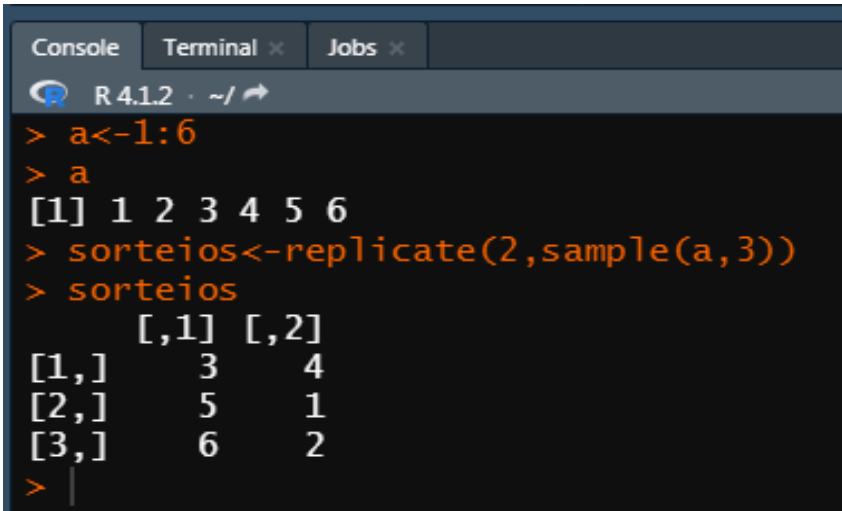
Nessa etapa, a determinação dos pontos de origem e de destino se fizeram necessários para melhor definir quais as melhores opções e trajetos de ligação entre os maiores fragmentos florestais presentes na área de estudo. Ao contrário da fragmentação, a qual torna os fragmentos isolados, a conectividade da paisagem se apoia na teoria da percolação e permite compreender o quanto está isolada ou não os fragmentos em uma paisagem (WITH,2002).

Nesse sentido, foram selecionados os seis maiores fragmentos florestais a partir dos dados de uso e cobertura da terra, referente ao ano 2020, da base de dados Coleção 7 MapBiomias. Depois de selecionados os seis maiores fragmentos florestais presentes na bacia hidrográfica Canindé, a partir da tabela de atributos, procedeu-se a extração individualizada de cada fragmento com o uso da ferramenta “*recortar*” do QGIS 3.16 (2021).

Decorrida a extração de cada fragmento, foi obtido o centroide geográfico para cada fragmento mediante o uso do algoritmo “*centroide*” presente no QGIS 3.16, o qual cria uma nova camada de ponto a partir da camada original com diversas informações geográficas,

dentre elas o par de coordenadas geográficas. A seleção dos pares ordenados dos centroides (origem – destino) ocorreu mediante a realização de sorteio no *software* RStudio (2021), Figura 37.

Figura 37. Script para realização de sorteio dos pontos origem-destino.



```

Console Terminal Jobs
R 4.1.2 ~/
> a<-1:6
> a
[1] 1 2 3 4 5 6
> sorteios<-replicate(2,sample(a,3))
> sorteios
      [,1] [,2]
[1,]    3    4
[2,]    5    1
[3,]    6    2
>

```

Fonte: o autor (2023).

Nesse sentido, a extração dos centroides de cada fragmento florestal fez-se necessário para o uso durante a modelagem de custo mínimo uma vez que o algoritmo nessa etapa precisa de duas referências (origem e destino). Ao ser criada uma nova matriz (*raster*) que apresentará valores acumulados em seus *pixels*, durante a definição das células com menor custo, os arquivos de origem e destino permitem determinar o caminho de ida e de volta percorrendo as células de custo acumulado e tomam como orientação a direção que apresenta menor custo resultando em um caminho de menor custo (LEAL, 2016).

Portanto, a partir da realização do sorteio nesse trabalho, serão estabelecidos 3 corredores ecológicos adotando a seguinte sequência origem-destino: < fragmento de origem 3 > – < fragmento de destino 4 >; < fragmento de origem 5 > – < fragmento de destino 1 >; e < fragmento de origem 6 > – < fragmento de destino 2 >.

### 5.2.5 Geração de imagens de custo com base em modelo matemático

A geração das imagens matriciais de custo se deu em função da necessidade para a obtenção de uma imagem de custo total, na qual os corredores ecológicos serão estabelecidos entre os 6 maiores fragmentos florestais presentes na BHCAN. Para isso, foram calculadas as

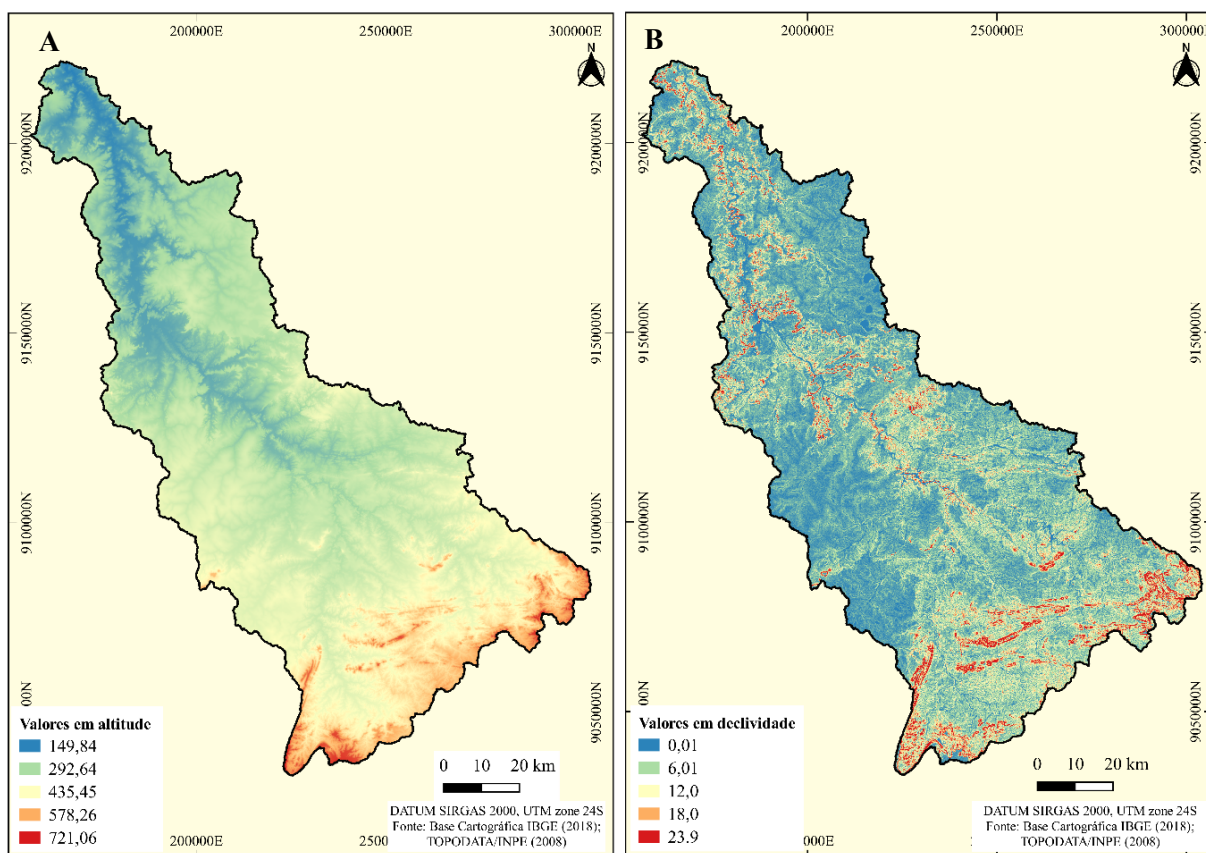
imagens de custo a partir dos dados de declividade, uso e ocupação da terra, Área de Preservação Permanente e determinação da distância euclidiana dos fragmentos florestais.

Para isso, foi utilizado o método Caminho de Menor Custo (CMC), o qual consiste em uma metodologia capaz de modelar caminhos entre dois locais (origem-destino) dentro de uma matriz na paisagem (RODRIGUES; SOARES-FILHO; COSTA, 2007). Como a matriz de custo representa a resistência oferecida pela paisagem ao estabelecer uma linha entre dois pontos, origem e destino, no presente trabalho foram adotadas como variáveis os dados de declividade, uso e ocupação da terra, área de preservação permanente e distância euclidiana dos fragmentos florestais.

A obtenção da imagem de custo de declividade foi obtida a partir da manipulação do arquivo Modelo Digital de Elevação (MDE), em formato raster, com resolução espacial de 30 metros, disponível em <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata>. Inicialmente foi necessário realizar a composição do mosaico das cenas, uma vez que para a cobertura total da área de estudo foram necessárias três cenas (07S42\_ZN; 07S435ZN e 08S42\_ZN). Após realizada a composição das imagens, foi redefinida a projeção cartográfica de EPSG: 4674 – SIRGAS 2000 para EPSG: 31984 – SIRGAS 2000/UTM zone 24S e recortado apenas o equivalente à área de interesse. Devido a presença de depressões espúrias no arquivo MDE, ou seja, células cujo valor de elevação é menor do que o presente nas células vizinhas, foi necessário o preenchimento dessas depressões mediante o uso da ferramenta *Fill Sinks* (WANG; LIU, 2006), presente na caixa de ferramentas SAGA do *software* QGIS. Importante frisar que a presença de depressões espúrias em um arquivo MDE pode causar desde descontinuidades quanto a interpretação dos resultados além de resultar em valores fora da realidade (ALMEIDA *et al.*, 2017).

Em virtude dos valores de cada pixel do MDE estar em altitude, Figura 38A, foi necessária mais uma etapa preparatória, na qual os valores de altitude foram convertidos em declividade, Figura 38B, para que fosse realizado o agrupamento em classes de acordo com metodologia de classificação de solos adotada pela Embrapa (SANTOS *et al.*, 2018). Logo, percebe-se que, de acordo com os valores em altitude, na BHCAN estão contidos pixels que variam entre 149,84 metros e 721,06 metros de altitude.

Figura 38. Mapa de valores em altitude (A) e em declividade (B) da BHCAN.



Fonte: o autor (2023).

De acordo com a metodologia de classificação de solos empregada pela EMBRAPA (SANTOS *et al.*, 2018), os intervalos que agrupam a configuração superficial do terreno em classes são essenciais por permitir estabelecer qual o melhor local para introdução de culturas agrícolas e correlacionar, a partir das informações sobre o relevo, a presença e/ou o tipo de equipamentos a serem utilizados (SANTOS *et al.*, 2018). São reconhecidas as seguintes classes de relevo: (I) plano, quando a topografia dispor de desnivelamentos entre 0% e 3%; (II) suave ondulado, a topografia apresenta declives suaves entre 3% e 8%; (III) ondulado, refere-se a uma topografia com declives moderados entre 8% e 20%; (IV) forte ondulado, onde predomina declives fortes com declives entre 20% e 45%; (V) montanhoso, os declives são fortes e muito fortes entre 45% e 75%; e (vi) escarpado, onde predominam superfícies muito íngremes e escarpadas com declividade superior a 75% (SANTOS *et al.*, 2018).

Foram atribuídos custos em uma escala de 0 a 100 para as classes de cada variável que fosse capaz de influenciar a delimitação do corredor, onde os valores maiores indicam

locais considerados inadequados para a passagem do corredor e os menores valores correspondem aos melhores locais para estabelecimento do corredor entre os fragmentos.

Nesse sentido, no presente trabalho foram adotadas três classes de declividade com os respectivos pesos, Quadro 1, a partir da divisão preconizada pela EMBRAPA (2018) e intervalos adotados por Leal (2016), para a geração da imagem de custo de declividade. A declividade entre 0% e 20% recebeu peso 100; declividade entre 20% e 75% peso 50 e declividade entre 75% e 100% peso 1.

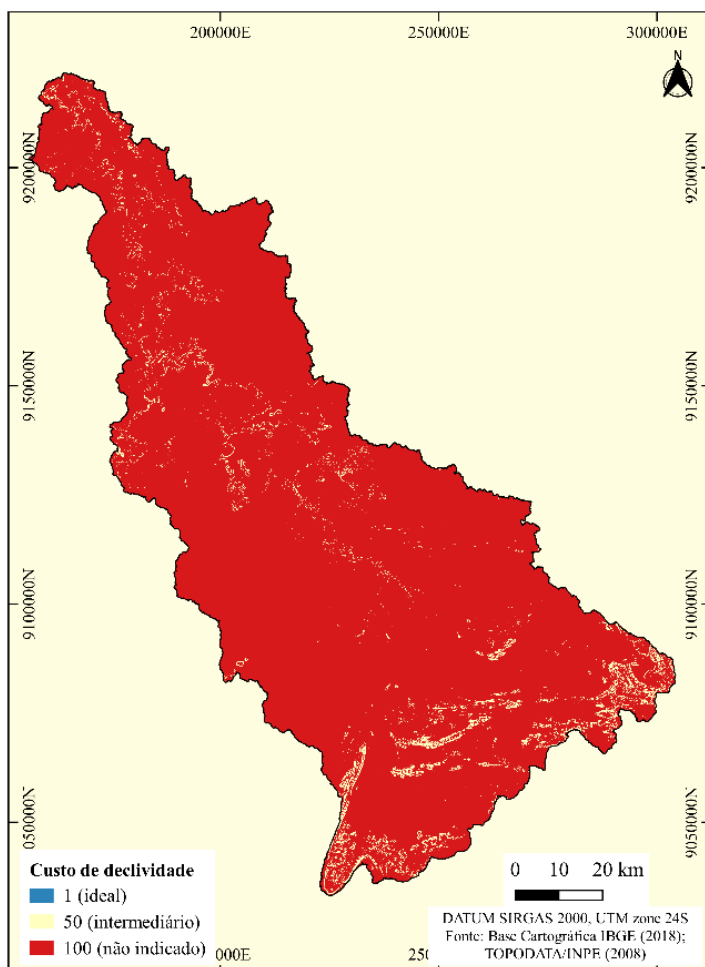
Quadro 1. Definição dos pesos para a classe de critérios de declividade.

<b>Declividade %</b>	<b>Peso</b>	<b>Aceitabilidade para instalação do corredor</b>
0 - 20	100	Não indicado
20 - 75	50	Pouco indicado
75 - 100	1	Ideal

Fonte: o autor (2022).

Diante do exposto, Figura 39, o peso 1 indica a presença de áreas consideradas ideal para receber o corredor entre os fragmentos florestais, haja vista que se refere a locais mais escarpados e, conseqüentemente, tendem a ser os locais de menor potencial agrícola. O peso 50 reflete ambientes intermediários para receber o corredor, ao passo que o peso 100 caracteriza ambientes que devem ser evitados para a instalação do corredor, haja vista serem às áreas com maior potencial de mecanização e prática de atividades agrícolas (SANTINATO *et al.*, 2015).

Figura 39. Imagem de custo de declividade da BHCAN.



Fonte: o autor (2023).

Para a determinação da imagem de custo de uso e ocupação da terra, o arquivo *raster* referente aos dados de uso e ocupação da terra, pertencente a Coleção 7 MapBiomias, foi convertido em arquivo vetorial e atribuído pesos de acordo com cada tipo de uso. Após a inserção dos valores de custo na tabela de atributos, o arquivo vetorial foi novamente transformado em arquivo matricial (*raster*) para determinação da imagem de custo.

A determinação da imagem de menor custo, referente ao uso e cobertura da terra, foi definida de acordo com os intervalos estabelecidos por Sanderson *et al.* (2002), variando de 0,0 para ambientes intocados, como áreas de florestas e valor 100 para ambientes alterados, como áreas urbanas ou corpos hídricos, Figura 40A, (PINTO; KEITT, 2009). Sendo assim, no presente trabalho foram adotados os seguintes intervalos, com algumas adaptações, conforme Tabela 11, em que as áreas ocupadas por florestas apresentam um baixo custo para a



instalação do corredor de ligação entre os maiores fragmentos florestais, ao contrário dos ambientes com pastagem ou agricultura que devem ser evitados durante a delimitação do mesmo.

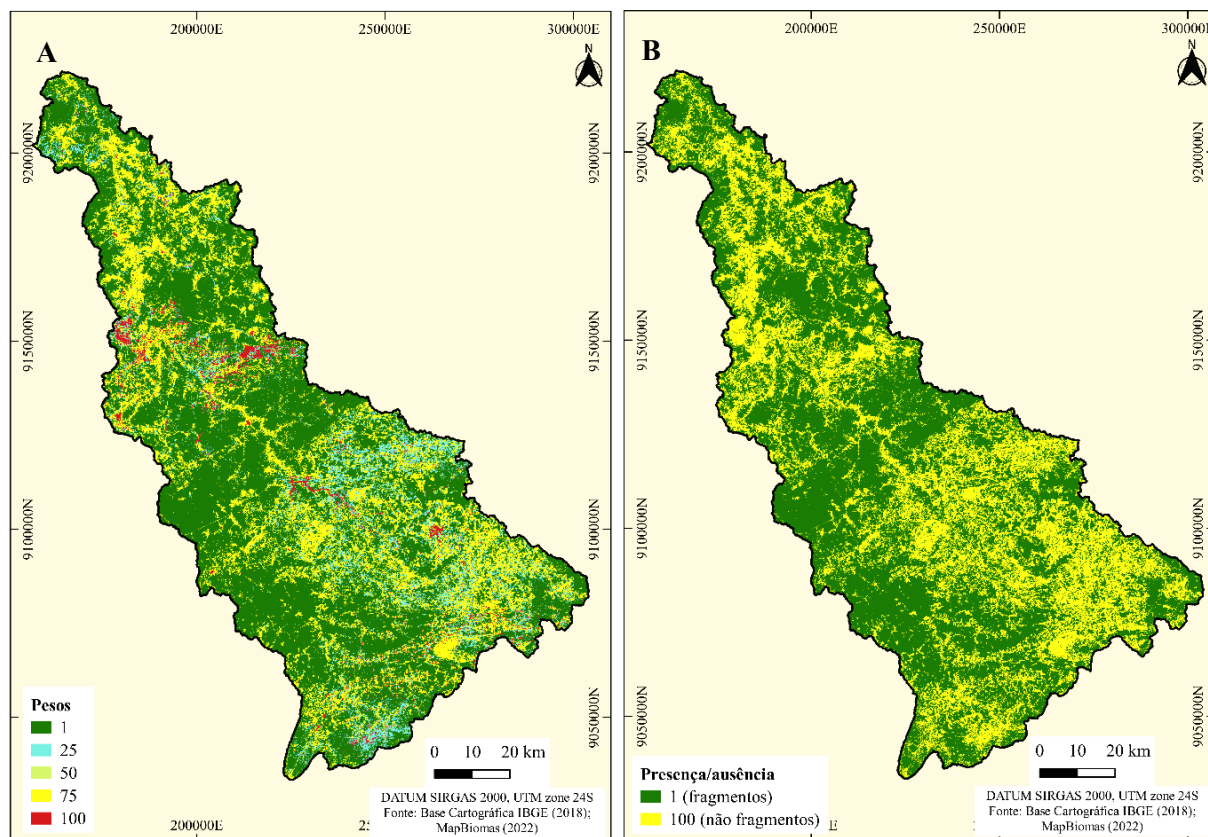
Tabela 11. Intervalos utilizados para determinação do mapa de custo de uso e cobertura da terra.

<b>Classes de uso e ocupação</b>	<b>Peso</b>	<b>Ano base</b>	<b>Pixel</b>	<b>% na bacia</b>
Formação Florestal	1	2020	30 m	0,01
Formação Savânica	1	2020	30 m	62,34
Formação Campestre	25	2020	30 m	8,90
Silvicultura	50	2020	30 m	0,00
Pastagem	75	2020	30 m	13,55
Mosaico de Agricultura e Pastagem	75	2020	30 m	12,71
Lavoura Temporária	75	2020	30 m	0,13
Área Urbana	100	2020	30 m	0,11
Outras Áreas não vegetadas	100	2020	30 m	1,63
Afloramento Rochoso	100	2020	30 m	0,39
Rio, Lago e Oceano	100	2020	30 m	0,23

Fonte: o autor (2023).

Levando-se em consideração apenas os fragmentos florestais, os quais foram obtidos durante a fase descrita anteriormente, foi determinada a imagem de custo dos fragmentos, Figura 40B. Nessa etapa foi adotada como medida de dissimilaridade a distância euclidiana, haja vista que os valores menores indicam objetos mais próximo ou semelhantes e, ao contrário, objetos mais distantes (SILVA *et al.*, 2019). Logo, a determinação da distância euclidiana no *software* QGIS foi possível mediante o uso do algoritmo *r.grow.distance* presente na extensão GRASS da caixa de ferramentas.

Figura 40. Mapa de custo de uso e cobertura da terra (A) e de distância euclidiana de fragmentos (B).



Fonte: o autor (2022).

Por último, antes da determinação da imagem de custo total, foi elaborada a imagem de custo de Área de Preservação Permanente (APP) relativa à hidrografia presente nos limites da BHCAN. A rede de drenagem da área de estudo foi obtida na base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018).

De acordo com o Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012, entende-se por APP as áreas protegidas, com cobertura de vegetação nativa ou não, com diversas funções, dentre elas a de preservar os recursos hídricos e a biodiversidade, seja em áreas urbanas ou rurais. Ainda expressa o Código Florestal que as faixas marginais dos cursos d'água natural perene ou intermitente, exceto os efêmeros, devem dispor de uma faixa marginal de largura mínima, variável de acordo com a largura do rio, destinada como área de APP. Nesse trabalho, a largura mínima adotada como APP do entorno dos rios foi de 30 metros, ou seja, o mínimo exigido para cursos d'água de até 10 metros de largura, conforme dispõe o art. 4º, I, a, Código Florestal.

Para a obtenção da imagem de custo total, uma série de procedimentos metodológicos foram necessários durante a aplicação do método AHP, onde inicialmente foi atribuído para cada imagem de custo um valor de multiplicação, ou seja, quanto cada variável irá contribuir para a geração da imagem final de custo total. Na aplicação do método AHP a construção de matrizes de comparação em pares é utilizada para obter a hierarquização dos critérios ou das prioridades, com pesos que refletem a importância relativa de cada fator, tornando o processo de decisão final com menor intervenção do pesquisador e mais racional (HANDFIELD *et al.*, 2002; POURGHASEMI; MOHAMMADY; PRADHAN, 2012).

Os pesos atribuídos para cada imagem de custo foram obtidos mediante a construção da matriz de comparação, Tabela 12. Os pesos e os custos, para a construção da matriz de comparação das variáveis que influenciam no desenho do corredor, foram adaptados de Louzada *et al.* (2012); Santos *et al.* (2018); Moreira (2019).

De acordo com a matriz de prioridades estabelecida por Saaty (1977) e considerando a escala de comparação com os respectivos pesos de importância, a definição das prioridades é fundamentada na habilidade do ser humano perceber o inter-relacionamento entre os objetos e as situações, comparando-as duas-a-duas à luz de determinado foco ou critério, e posteriormente compor a matriz do julgamento (COSTA, 2004).

Tabela 12. Matriz de comparação para determinação de prioridades.

	Uso da terra	Fragmentos florestais	APP de rios	Declividade	Pesos estatísticos
Uso da terra	1	3	5	7	0,5603
Fragmentos florestais	1/3	1	5	3	0,2721
APP de rios	1/9	1/7	1	3	0,1010
Declividade	1/7	1/3	1/3	1	0,0663

Fonte: o autor (2022).

Existe um número mínimo de julgamentos necessários para se construir uma matriz de julgamento. Segundo Marins; Souza; Barros (2009) uma matriz genérica A é  $n(n-1)/2$ , na qual  $n$  corresponde o número de elementos da matriz e os elementos A são obtidos a partir da equação 13.

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ 1/a_{21} & 1 & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{n1} & 1/a_{n2} & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad \text{Equação 13}$$

No caso acima, a normalização da matriz de julgamento foi dada a partir do somatório dos elementos de cada coluna e posteriormente dividido cada elemento pelo somatório de cada coluna. Assim sendo, o peso obtido para o fator uso da terra foi de 0,5603; fragmentos florestais 0,2721; custo de APP de drenagem 0,1010; e para declividade o peso encontrado foi de 0,0663.

Após o estabelecimento dos pesos para cada fator, procedeu-se a determinação do Índice de Consistência (IC), Equação 14, o qual é utilizado para estimar o valor em relação aos pesos estatísticos provenientes do AHP (REZENDE; MARQUÊS; OLIVEIRA, 2017).

$$IC = (\lambda_{\max} - n) / (n - 1) \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

IC: índice de consistência;

$\lambda_{\max}$ : número de Eigen;

n: número de critérios utilizados na matriz.

A definição da Razão de Consistência (RC) foi realizada de acordo com a Equação 15, a qual para ser aceitável o valor encontrado deve ser menor ou igual a 0,10 ( $RC \leq 10\%$ ). Caso o valor de RC seja superior a 0,10 ( $RC > 10\%$ ) os julgamentos da matriz devem ser revistos até encontrar valores consistentes (SAATY, 1991).

$$RC = (IC/RI) \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

RC: razão de consistência;

IC: índice de consistência;

RI: índice de consistência aleatória.

O valor do índice de consistência aleatória (RI) foi definido de acordo com a Tabela 13, que apresenta os índices aleatórios determinados por Saaty. No presente trabalho, foram analisados 4 fatores (uso da terra, fragmentos florestais, APP de rios e declividade) o que resultou em um RI de 0,90.

Tabela 13. Índices aleatórios de Saaty.

<i>n</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: Saaty (1991).

A matriz de custo total (CT) foi obtida a partir da soma do produto das variáveis e seus respectivos pesos por meio da equação:

$$CT = P_1 \times \text{Custo\_Uso-da-terra} + P_2 \times \text{Custo\_Frag-florest.} + P_3 \times \text{Custo\_APP} + P_4 \times \text{Custo\_Decliv.}$$

Onde: O  $P_1$  refere-se ao peso estatístico da imagem matricial de custo do uso e cobertura da terra;

O  $P_2$  corresponde ao peso estatístico da imagem matricial de custo da distância euclidiana dos fragmentos;

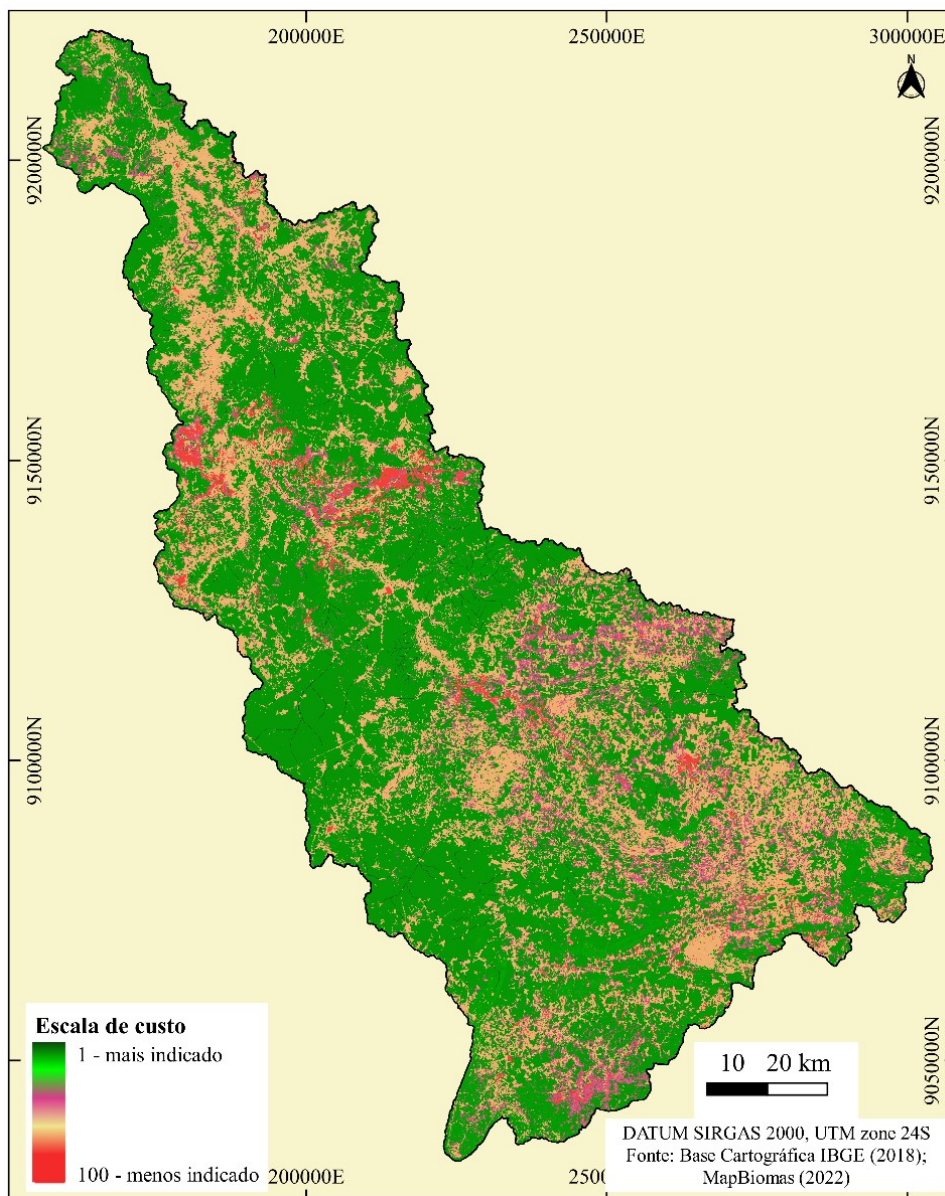
O  $P_3$  reflete ao peso estatístico da imagem matricial de custo das APPs de rios; e

O  $P_4$  reflete o peso estatístico da imagem matricial de custo da declividade.

Em relação a validação da Razão de Consistência (RC), o valor obtido foi de 0,0423 satisfazendo a condição ( $RC \leq 10\%$ ).

Decorrida as etapas de obtenção dos pesos normalizados e validação da RC, procedeu-se a multiplicação das imagens de custo pelos respectivos pesos mediante o emprego da calculadora *raster* do QGIS para a obtenção da imagem de custo total, Figura 41.

Figura 41. Imagem de custo total da bacia hidrográfica Canindé.



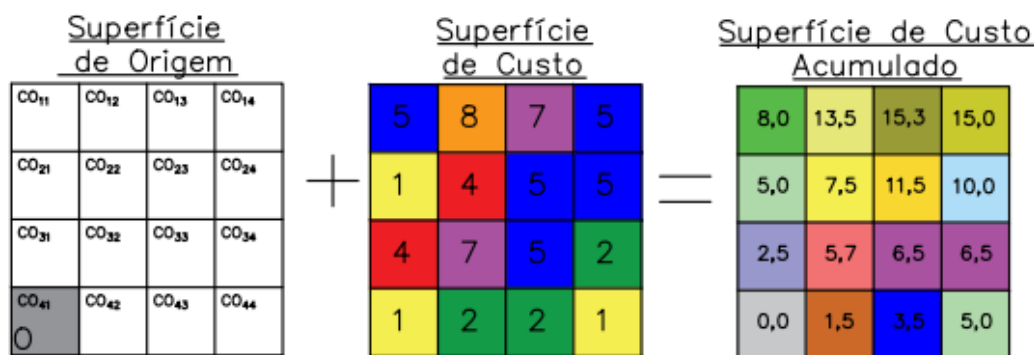
Fonte: o autor (2023).

### 5.2.6 Geração de corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais

A delimitação dos corredores ecológicos, entre os 6 maiores fragmentos florestais, teve como base os dados de uso e ocupação da terra referente ao ano 2020 da Coleção 7 MapBiomias. Os pontos de origem-destino, referente ao centroide de cada fragmento florestal, foram selecionados mediante o uso da expressão “>sorteios<-replicate(2, sample(a,3))” no software RStudio, resultando nos pares sorteados [3 - 4]; [5 - 1]; [6 - 2] conforme expresso anteriormente.

A partir da imagem de custo total foi definida a imagem de custo cumulativo tendo como referência os pontos de origem-destino, expressos acima. A determinação do custo cumulativo, a partir de uma imagem matricial, tem como base a realização de links (conexões) entre as células da superfície de custo, Figura 42. O custo de deslocamento entre as células, seja na horizontal ou vertical, é obtido a partir da determinação da média aritmética dos custos de cada célula. A partir da determinação dos custos intermediários, desde o ponto de partida até o ponto de chegada, é que se determina o custo cumulativo (SOUZA JR *et al.*, 2001).

Figura 42. Determinação do custo cumulativo.

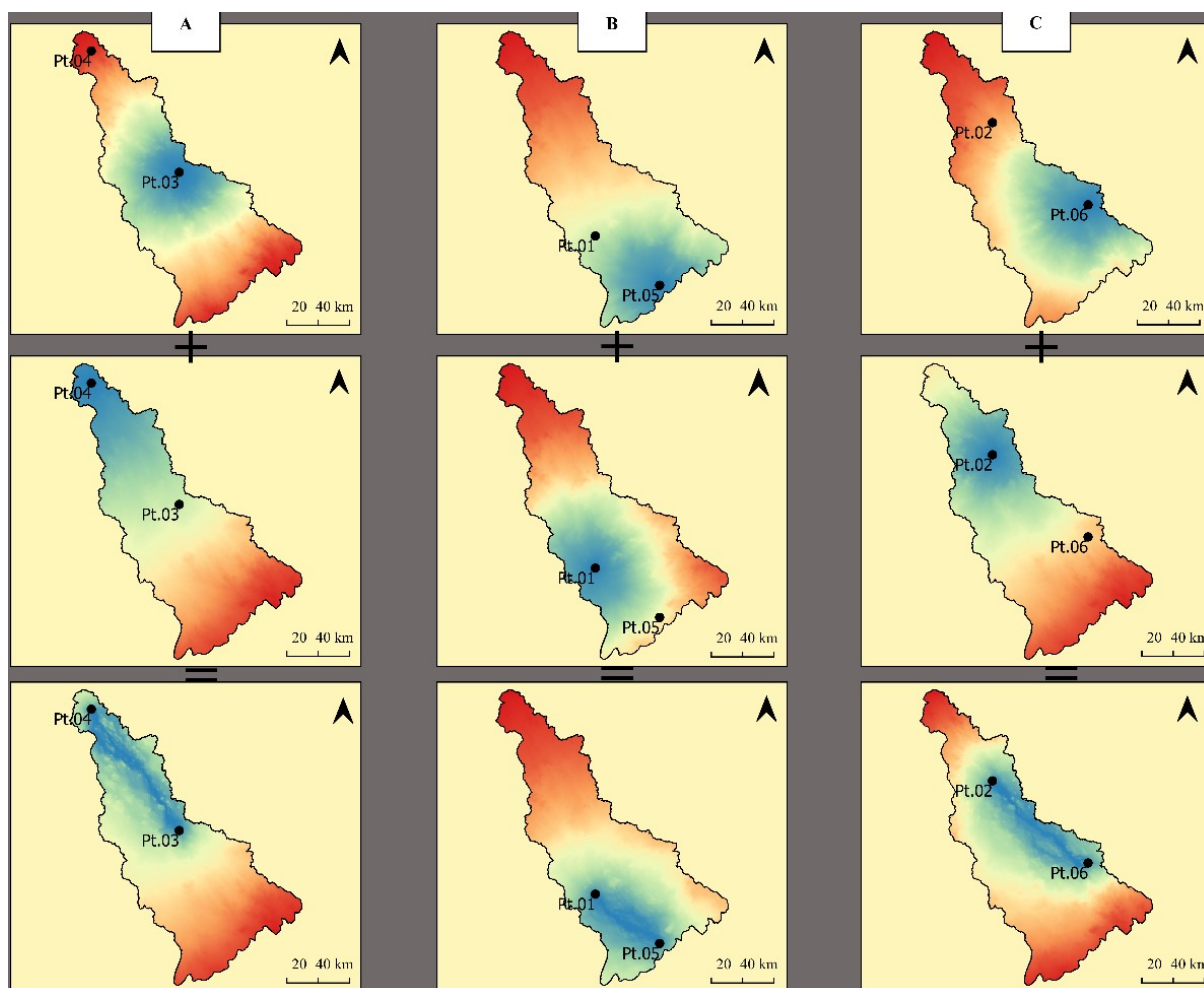


Fonte: Castiglio (2022).

Para modelar os corredores ecológicos foi adotado como origem o primeiro número sorteado e o segundo número refere-se ao destino. Nesse caso, por exemplo, para a sequência 3-4, o número 3 corresponde a origem e o número 4 o destino. Para a geração de uma matriz de custo foi gerado uma matriz considerando a origem-destino e posteriormente destino-origem, para só então após o somatório entre os *raster* de (origem-destino e destino-origem), mediante o uso da ferramenta *r.cost* do GRASS, presente na caixa de ferramentas do QGIS, obter a imagem de custos acumulados para delimitação do corredor.

A obtenção de um *raster* com os custos acumulados, Figura 43, indica o provável local de ocorrência do corredor ecológico, onde a Figura 43A indica o corredor entre os fragmentos 3-4; Figura 43B, corredor entre os fragmentos 5-1; e Figura 43C, a geração de corredor entre os fragmentos 6-2.

Figura 43. Determinação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais.



Fonte: o autor (2023).

De posse dos arquivos de superfície de custo acumulado, foi delimitada a linha central dos corredores ecológicos entre os fragmentos, Figura 44A, mediante o uso da ferramenta *r.drain* do GRASS, presente na caixa de ferramentas do QGIS. O algoritmo *r.drain* tem como função traçar um fluxo através de um caminho de menor custo a partir de um modelo de elevação ou uma superfície de custo.

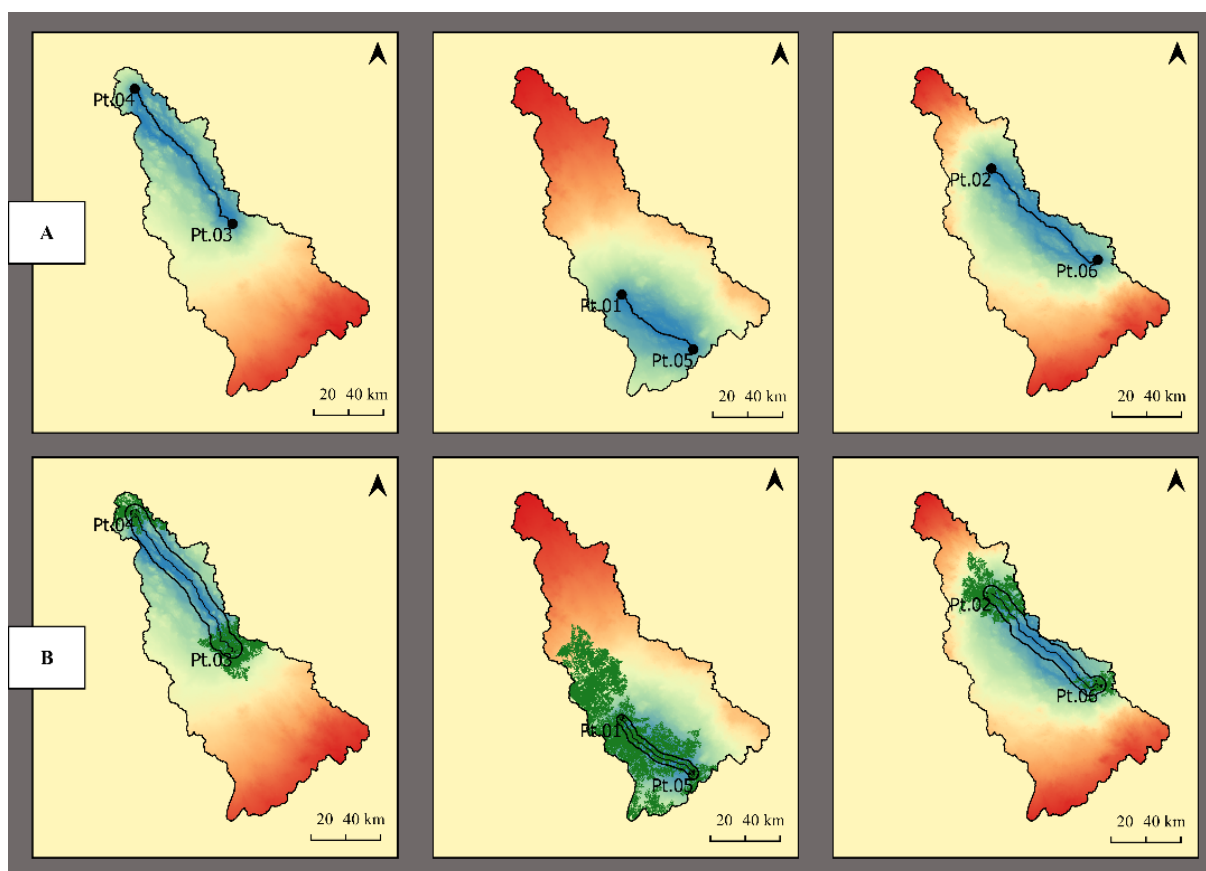
Para a determinação da largura dos corredores ecológicos, no presente trabalho adotou-se como referência a Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (BRASIL,1996), a qual expressa no art. 3º, que a largura de um corredor ecológico será fixada em 10% do seu comprimento total e no mínimo 100 metros de largura. A partir da obtenção da linha central dos corredores, obtida na fase anterior, foi executada a ferramenta *r.buffer* do



GRASS, disponível na caixa de ferramentas do QGIS, a qual gera um *buffer* de acordo com a largura determinada pelo analista.

Nesse sentido, o corredor entre os fragmentos 3-4, com extensão de 109,32 km, teve a largura fixada em 10,39 km. O corredor entre os fragmentos 5-1, com 57,38 km de extensão, a largura fixada foi de 5,74 km. Por último, o corredor envolvendo os fragmentos 6-2, com 92,04 km de comprimento, a largura estabelecida foi de 9,20 km, Figura 44B.

Figura 44. Linha central (A) e corredores ecológicos delimitados (B) entre os fragmentos florestais.



Fonte: o autor (2023)

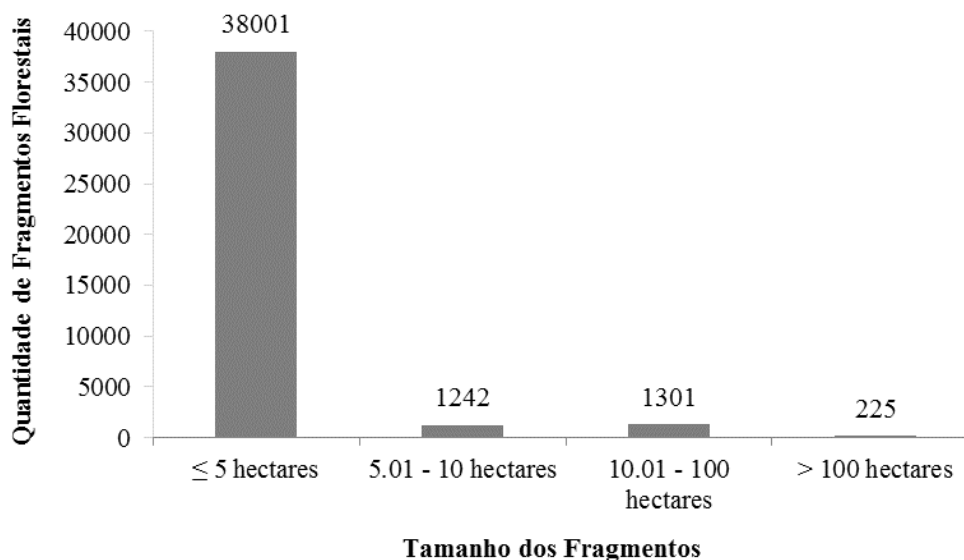
### 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.3.1 Análise de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica Canindé

A análise da distribuição espacial dos dados de uso e ocupação da terra para a bacia hidrográfica Canindé (BHCAN), referente aos anos 1985 e 2020, evidenciou como classe de uso predominante a classe Floresta, a qual ocupava 627.904,38 hectares em 2020, o equivalente a 62,35% em relação à área total da bacia hidrográfica. Ao comparar essa mesma classe com o ano de 1985, percebe-se uma redução aproximada de 50.225,00 hectares, aproximadamente 5%, quando era registrado 678.159,48 hectares, Tabela 14.

Ainda com relação a classe Floresta, foram identificados 40.769 fragmentos florestais na BHCAN compondo a classe de Floresta, os quais estão distribuídos nas classes de tamanho, Figura 45, da seguinte forma: 225 fragmentos (0,55%) possuem área superior a 100 hectares; 1.301 fragmentos (3,19%) possuem entre 10 e 100 hectares; 1.242 fragmentos (3,06%) possuem tamanho entre 5 e 10 hectares; já com relação aos fragmentos menores que 5 hectares, foram contabilizados 38.001 fragmentos, o equivalente à 93,20%, ou seja, mais de 93% dos fragmentos florestais da BHCAN possuem área inferior a 5 hectares, demonstrando um ambiente altamente fragmentado.

Figura 45. Quantidade de fragmentos florestais em relação ao tamanho.



Fonte: o autor (2022).

Tabela 14. Percentual das classes de uso e ocupação da terra na BHCAN em 1985 e 2020.

<b>Classes</b>	<b>Área em hectares - 1985</b>	<b>% da BHCAN - 1985</b>	<b>Área em hectares - 2020</b>	<b>% da BHCAN - 2020</b>	<b>Variação em hectares - 1985 - 2020</b>
<b>Floresta</b>	<b>678.159,48</b>	<b>67,34</b>	<b>627.904,38</b>	<b>62,35</b>	<b>50.255,10</b>
Formação Florestal	28,60	0,00	77,50	0,01	- 48,90
Formação Savânica	678.130,88	67,34	627.826,88	62,34	50.304,00
<b>Formação Natural não Florestal</b>	<b>73.109,65</b>	<b>7,26</b>	<b>93.530,37</b>	<b>9,29</b>	<b>-20.420,72</b>
Formação Campestre	73.102,68	7,26	89.627,75	8,90	-16.525,07
Afloramento Rochoso	6,97	0,00	3.902,62	0,39	-3.895,65
<b>Agropecuária</b>	<b>234.093,67</b>	<b>23,24</b>	<b>265.723,33</b>	<b>26,39</b>	<b>-31.629,66</b>
Pastagem	71.929,67	7,14	136.420,57	13,55	-64.490,90
Mosaico de Agricultura e Pastagem	162.141,40	16,10	127.981,86	12,71	34.159,54
Outras Lavouras Temporárias	22,60	0,00	1.317,91	0,13	-1.295,31
Silvicultura	---	---	2,99	0,00	---
<b>Área não vegetada</b>	<b>20.548,73</b>	<b>2,04</b>	<b>17.575,49</b>	<b>1,75</b>	<b>2.973,24</b>
Área Urbana	315,95	0,03	1.139,59	0,11	-823,64
Outras Áreas não vegetadas	20.232,78	2,01	16.435,90	1,63	3.796,88
<b>Corpo D'água</b>	<b>1.181,02</b>	<b>0,12</b>	<b>2.358,97</b>	<b>0,23</b>	<b>-1.177,95</b>
Rio, Lago e Oceano	1.181,02	0,12	2.358,97	0,23	-1.177,95
<b>Total</b>	<b>1.007.092,55</b>	<b>100</b>	<b>1.007.092,55</b>	<b>100</b>	<b>---</b>

Fonte: o autor (2022)

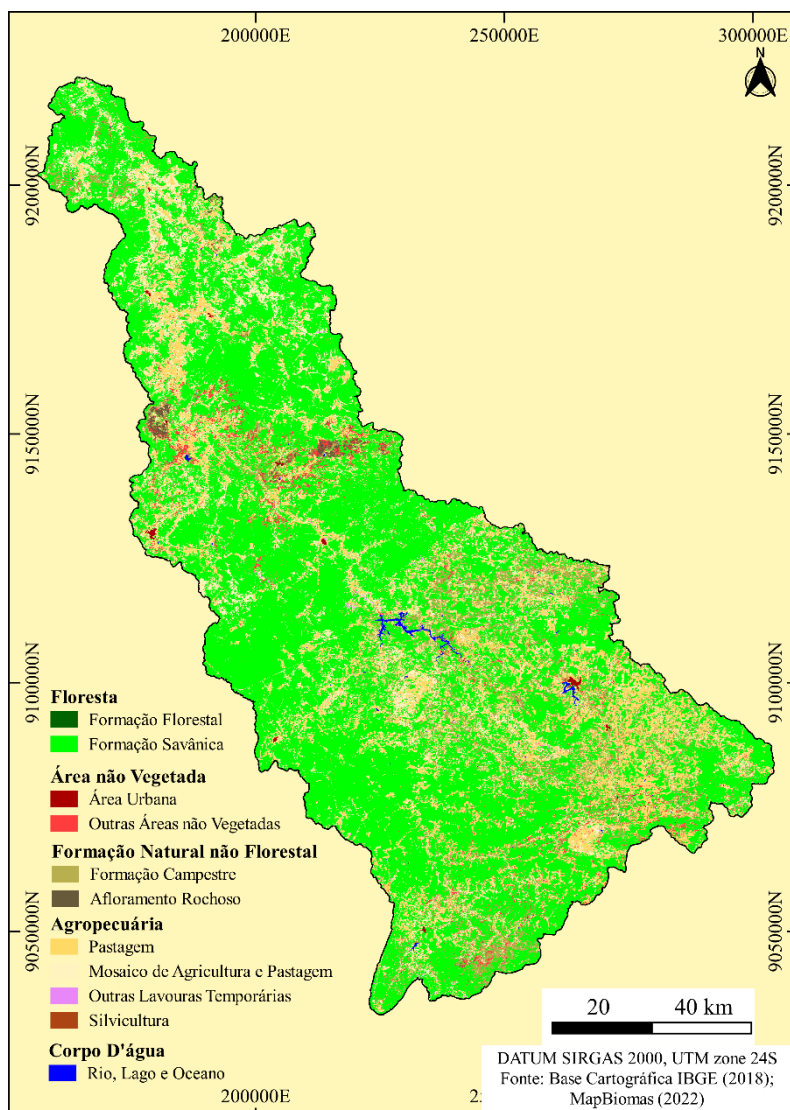
Importante observar a relação quantidade de fragmentos florestais *versus* quantidade de área em hectares. Dos 38.001 fragmentos florestais com área de até 5 hectares presentes na BHCAN, foram contabilizados apenas 21.627,13 hectares, ou seja, na área de estudo apenas 3,44% de toda a classe Floresta está distribuída em fragmentos considerados pequenos. De acordo com Forman e Godron (1986), fragmentos florestais de pequena área em uma paisagem desempenham diversos papéis ecológicos, podendo funcionar como trampolins ecológicos entre os fragmentos maiores até servirem de abrigo para algumas espécies.

Somados os fragmentos das classes de tamanho entre 5 e 10 hectares e entre 10 e 100 hectares, estes correspondem por aproximadamente 45.000 hectares, o equivalente a 7,15% da área total da bacia. Por outro lado, os 225 fragmentos maiores que 100 hectares, somados correspondem por 561.367,98 hectares, ou seja, 89,4% da classe Floresta. Portanto, esse resultado demonstra que apesar do elevado número de fragmentos inferiores a 100 hectares, a maior parte da classe Floresta da BHCAN está localizada em grandes fragmentos florestais.

A segunda classe com maior representatividade na área de estudo, para o período analisado, foi a classe Agropecuária, a qual no ano de 1985 ocupava pouco mais de 23%, e em 2020 passou a contabilizar uma área de 265.723,33 hectares, correspondendo a 26,39% da área total. O pequeno aumento da área referente à classe Agropecuária pode explicar parte da redução sofrida ao longo dos anos pela classe Floresta.

Uma característica marcante da agropecuária praticada no bioma Caatinga, principalmente no estado do Piauí, é o foco que a mesma possui, haja vista que na BHCAN predomina a criação de pequenos animais e a agricultura de subsistência, o que demanda a abertura de pequenas áreas, ao contrário do que se observa em outros biomas, como no Cerrado, onde o foco são projetos agrícolas de grande escala, nos quais o principal efeito negativo resultante é a redução da cobertura vegetal para a abertura de novas áreas de cultivo, conforme identificou o trabalho de Souza; Sousa (2022).

Figura 46. Mapa de uso e ocupação da terra da BHCAN.



Fonte: O autor (2023).

Seguindo as análises relativas aos usos e ocupação do solo da BHCAN, a classe Formação Natural não Florestal é a terceira mais representativa. De acordo com o observado para o ano de 1985, essa classe ocupava cerca de 7% da área total da bacia, passando a registrar 9,26% em 2020. Importante observar que desse total, a maior parte de área dessa classe está relacionada a presença de Formação Campestre que registrava 73.102,68 hectares em 1985 e passou a contabilizar 89.627,75 hectares no ano de 2020. Nesse sentido, merece atenção compreender o aumento desse tipo de classe de cobertura, principalmente quando for de ocorrência em ambiente semiárido. Na BHCAN foi observado que a classe Formação

Campestre, Figura 47, na maioria das vezes, é resultante da classe Formação Florestal, que após a prática de agricultura é deixada para que se regenere de forma natural.

Figura 47. Área com presença de Formação Campestre na BHCAN.



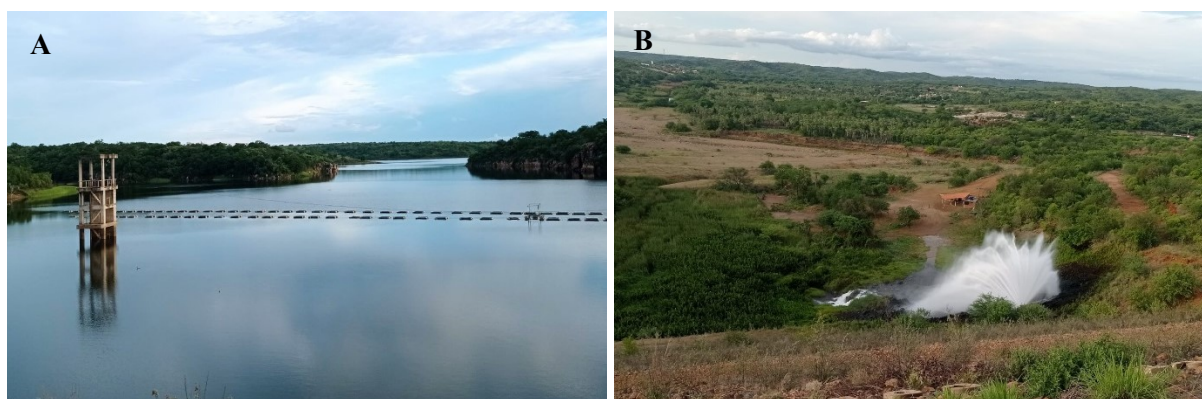
Fonte: o autor (2023).

Geralmente antes da realização do plantio de alguma cultura a vegetação nativa é removida mediante a prática de queimada para a limpeza do terreno e só após é que são realizados os plantios de capim, milho, sorgo, dentre outras culturas. Entretanto, devido às condições climáticas e a falta do adequado manejo do solo, após alguns anos, geralmente entre 4 e 6 anos, essas áreas acabam perdendo produtividade e são deixadas, sem nenhum trabalho de recuperação, para que se regenerem naturalmente. Porém, em decorrência de práticas como essa, no bioma Caatinga estão presentes mais 1.300.000 km<sup>2</sup> de áreas susceptíveis à desertificação nos mais de 1.500 municípios em todos os estados da região Nordeste (PEREZ-MARIN *et al.*, 2012).

Nesse contexto, dos seis núcleos de desertificação presentes no semiárido brasileiro, o núcleo presente no estado do Piauí é tido como o maior do País e possui área aproximada em 6.000 km<sup>2</sup> (COSTA; VIEIRA, 2018). Portanto, é importante destacar que, caso essa prática predatória de uso da terra se prolongue no tempo na BHCAN, a qualidade e a disponibilidade dos recursos naturais existentes nessa bacia hidrográfica poderá ser seriamente comprometida, além de cada vez mais aumentar às áreas susceptíveis à desertificação e o isolamento entre os fragmentos florestais.

Por último, somadas as classes Área não Vegetada e Corpos d'água, resultaram em aproximadamente 2% de cobertura para ano 2020, ante 2,16% registrado no ano de 1985. Dessas classes, é importante destacar o aumento da classe Corpos d'água, a qual aumentou em mais de 1.000 hectares de superfície entre os anos de 1985 e 2020. Esse aumento, provavelmente se deu em função da presença da construção de grandes açudes no final da década de 90 e início dos anos 2000, período em que foi concluída a obra de construção da barragem Pedra Redonda, Figura 48, a qual possui capacidade de armazenamento aproximado em 216 milhões de metros cúbicos, além de ter perenizado o rio Canindé.

Figura 48. Espelho d'água à montante (A) e válvula dispersora à jusante (B) do açude Pedra Redonda.



Fonte: o autor (2022).

### **5.3.2 Espacialização das classes de uso e cobertura da terra nos corredores ecológicos, em sentido amplo, entre remanescentes naturais de vegetação nativa**

A partir dos dados de uso e ocupação da terra, da Coleção 7 MapBiomias, foi contabilizada a quantidade de cada classe presente nos corredores ecológicos delimitados entre os fragmentos florestais. Embora durante a definição espacial dos corredores ecológicos tenha sido com base em células que apresentaram menor custo, algumas áreas podem apresentar valores de custo acumulado mais elevado indicando a presença de ambientes não florestais (LEAL, 2016). Nesse sentido, caso os locais de maior custo acumulado coincidam com uma área de Reserva Legal proposta, este trabalho irá propor que a mesma deverá ser retificada, ou seja, ser realocada para uma outra área dentro do imóvel rural que possua as condições mínimas para ser averbada como Reserva Legal. Caso não seja possível a realocação, em função das características da propriedade como o déficit de vegetação nativa

no imóvel, que seja realizada a devida recomposição florestal conforme determina o Código Florestal.

O corredor ecológico, Figura 49, formado entre os fragmentos florestais 3-4 (origem-destino) possui uma área de 121.438,00 hectares, Tabela 15, sendo Floresta a classe dominante, a qual é composta por formações Formação Florestal e Formação Savânica, com uma área de 80.606,88 hectares o equivalente a 66,37% da área total. Agropecuária foi a segunda classe mais representativa, a qual ocupa 23,11% desse corredor ecológico com uma área de 31.712,53 hectares. As demais classes foram pouco significativas, assim sendo: Formação Natural não Florestal com uma área de 7.358,44 (6,05%); Área não vegetada com 1.713,90 hectares (1,41%); e Corpos d'água com 45,77 hectares, o equivalente a 0,04% da área total do corredor.

Com relação ao corredor 6-2 (origem-destino), este é o segundo maior em relação à área ocupada, o qual possui 87.377 hectares. Das classes de uso e ocupação presentes, predomina a classe Floresta com uma área de 59.870,31 hectares (68,52%). A segunda classe de uso e ocupação mais representativa é a classe Pastagem, a qual dispõe de 17.474,58 hectares (20,01%). As demais classes com pouca representatividade foram Formação Natural não Florestal; Área não vegetada; e Corpos d'água com 8.603,72 hectares (9,84%), 1.379,41 hectares (1,58%) e 48,66 hectares (0,06%), respectivamente.

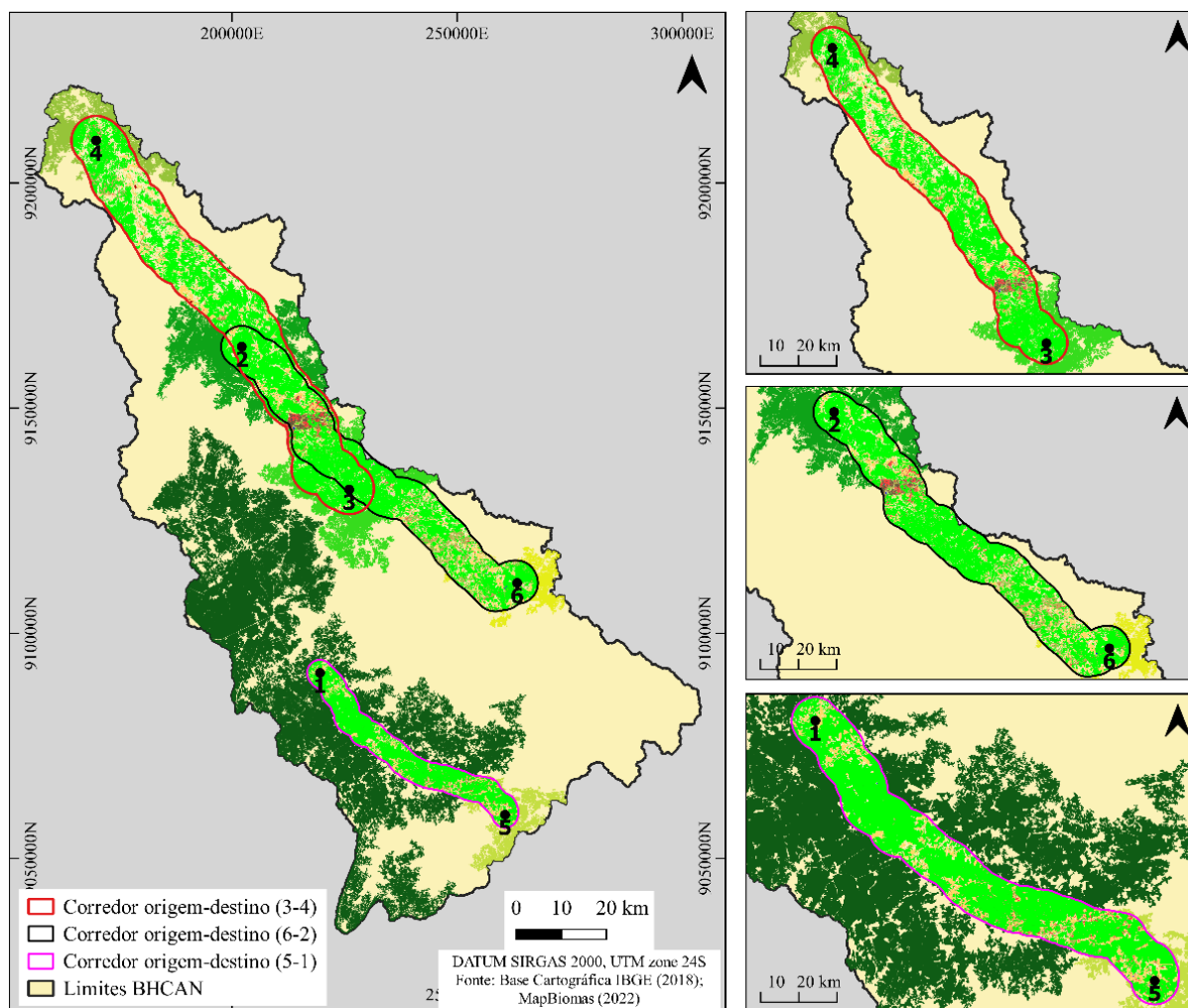


Tabela 15. Percentual das classes de uso e ocupação da terra nos corredores ecológicos.

<b>Classes</b>	<b>Corredor 3-4 (Área em hectares)</b>	<b>%</b>	<b>Corredor 6-2 (Área em hectares)</b>	<b>%</b>	<b>Corredor 5-1 (Área em hectares)</b>	<b>%</b>
<b>Floresta</b>	<b>80.606,88</b>	<b>66,37</b>	<b>59.870,31</b>	<b>68,52</b>	<b>26.941,95</b>	<b>77,96</b>
Formação Florestal	3,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Formação Savânica	80.603,13	66,37	59.870,31	68,52	26.941,95	77,96
<b>Formação Natural não Florestal</b>	<b>7.358,44</b>	<b>6,05</b>	<b>8.603,72</b>	<b>9,84</b>	<b>1.277,75</b>	<b>3,69</b>
Formação Campestre	6.089,82	5,01	7.456,83	8,53	1.276,95	3,69
Afloramento Rochoso	1.268,62	1,04	1.146,89	1,31	0,80	0,00
<b>Agropecuária</b>	<b>31.712,53</b>	<b>23,11</b>	<b>17.474,58</b>	<b>20,01</b>	<b>5.920,55</b>	<b>17,13</b>
Pastagem	10.445,30	8,60	8.210,55	9,40	4.015,66	11,62
Mosaico de Agricultura e Pastagem	21.218,55	17,47	9.118,31	10,44	1.900,82	5,50
Outras Lavouras Temporárias	48,68	0,04	145,72	0,17	4,07	0,01
<b>Área não vegetada</b>	<b>1.713,90</b>	<b>1,41</b>	<b>1.379,41</b>	<b>1,58</b>	<b>406,75</b>	<b>1,18</b>
Área Urbana	76,09	0,06	0,00	0,00		
Outras Áreas não vegetadas	1.637,81	1,35	1.379,41	1,58	406,75	1,18
<b>Corpo D'água</b>	<b>45,77</b>	<b>0,04</b>	<b>48,66</b>	<b>0,06</b>	<b>12,7</b>	<b>0,04</b>
Rio, Lago e Oceano	45,77	0,04	48,66	0,06	12,7	0,04
<b>Total</b>	<b>121.438,00</b>	<b>100</b>	<b>87.377,00</b>	<b>100</b>	<b>34.560,00</b>	<b>100</b>

Fonte: o autor (2023).

Figura 49. Corredores ecológicos entre os maiores fragmentos florestais na BHCAN.



Fonte: o autor (2023).

Por último, no corredor 5-1 (origem-destino), o qual ocupa uma área de 34.560 hectares, estão presentes as classes Floresta com 26.941,95 hectares (77,96%); Agropecuária com área de 5.920,55 hectares (17,13%); Formação Natural não Florestal, a terceira mais representativa, com 1.277,75 hectares (3,69%); Área não vegetada dispõe de 406,75 hectares (1,18%) e Corpos d'água, a menor em extensão, com área de 12,7 hectares (0,04%).

Portanto, percebe-se que em todos os corredores ecológicos estabelecidos existem áreas de uso antrópico, o que tende aumentar ao longo dos anos. Nesse sentido, a definição de corredores interligando áreas de vegetação visa melhorar a locomoção e o fluxo gênico de fauna e flora entre ambientes de floresta (PEREIRA; CESTARO, 2016). Em relação ao presente trabalho, o estabelecimento dos corredores ecológicos buscou efetivar a interligação

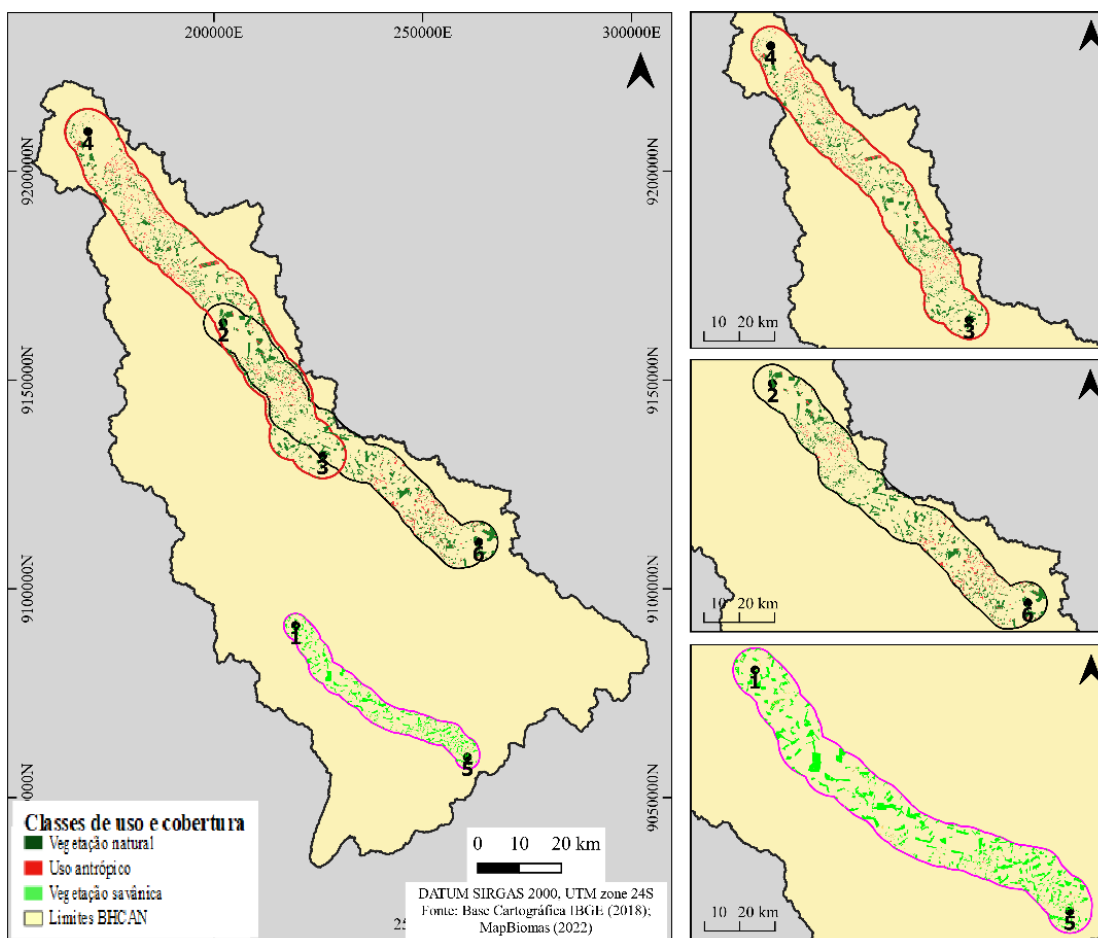
das maiores áreas remanescentes de vegetação nativa presentes na BHCAN, sendo as Reservas Legais a parte essencial da composição desses ambientes, haja vista que são espaços que devem possuir cobertura de vegetação nativa, conforme determina o Código Florestal.

Em relação aos locais com déficit de vegetação nativa, nos limites dos corredores ecológicos, este trabalho propõe que sejam adotadas as políticas públicas de meio ambiente que garantam a estabilidade da vegetação presente, além de serem recompostas as áreas já desmatadas.

### 5.3.3 Análise das reservas legais nos corredores ecológicos delimitados

A partir da intersecção das classes de uso e ocupação da terra com as áreas de Reserva Legal proposta, nos limites dos corredores ecológicos, obteve-se a seguinte composição, conforme a Figura 50, para as áreas de Reserva Legal e o tipo de cobertura presente.

Figura 50. Mapa de áreas de Reserva Legal proposta nos corredores ecológicos.



Fonte: o autor (2023).

No corredor ecológico 3-4 (origem-destino), Tabela 16, foram contabilizadas 2.480 áreas de Reserva Legal, com uma área total de 16.275,81 hectares, as quais deveriam ser exclusivamente compostos pela classe Vegetação Natural, de acordo com o que prevê o Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012, no art. 12, caput. No entanto, cerca de 22% da área correspondente à Reserva Legal possui uso antrópico como classe de uso e cobertura da terra em um ambiente no qual deveria predominar a presença de vegetação natural.

Com relação ao corredor ecológico 6-2 (origem-destino), predomina a classe Vegetação Natural com 10.354,00 hectares, porém a classe uso antrópico ocupa 2.275,00 hectares, o equivalente a 18%. Por último, no corredor ecológico 5-1 (origem-destino) estão presentes 5.418,85 hectares da classe Vegetação Natural, ante 448,04 hectares considerados de uso antrópico.

Tabela 16. Classes e áreas em hectares presentes em áreas de Reserva Legal.

	Classe	Área em hectare	% Área em hectare	Área total em hectare	Quantidade de Reservas Legais
<b>Corredor 3-4</b>	Floresta	12.737,75	78,27	16.275,81	2.480
	Uso antrópico	3.538,06	21,73		
<b>Corredor 6-2</b>	Floresta	10.354,00	82,00	12.629,00	1.641
	Uso antrópico	2.275,00	18,00		
<b>Corredor 5-1</b>	Floresta	5.418,85	92,36	5.866,89	777
	Uso antrópico	448,04	7,64		

Fonte: o autor (2023).

Diante do exposto, foi observado que em todos os corredores ecológicos gerados, os resultados da interseção entre as classes de uso e cobertura da terra com as áreas propostas como Reserva Legal resultou em ambientes de Reserva Legal proposta com a presença de uso antrópico, as quais devem ter cobertura exclusivamente de vegetação natural.

Por ser a Reserva Legal um ambiente que deve possuir como cobertura a presença de vegetação natural, as informações aqui obtidas demonstraram que o CAR possui um grande potencial para o planejamento estratégico ambiental, além de, a partir das informações disponíveis, ser possível identificar e individualizar os imóveis rurais que estão em desacordo com a legislação ambiental e serem obrigados a regularizarem a situação ambiental, seja mediante a adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) ou mediante reflorestamento.

#### 5.4 CONCLUSÃO

As análises conduzidas neste trabalho foram capazes de identificar as áreas que possuíam as melhores condições de cobertura vegetal para interligação entre os ambientes com maior quantidade de floresta nativa, as quais são prioritárias a preservação.

Também foi possível avaliar a dinâmica de uso e ocupação da terra nos ambientes onde foram estabelecidos os corredores ecológicos, o que poderá auxiliar na tomada de decisões estratégicas e aplicabilidade de políticas públicas de meio ambiente voltadas à conservação da biodiversidade, uma vez que em todos os corredores ecológicos estabelecidos a classe de uso e cobertura mais representativa foi floresta, a qual é a base para inúmeras espécies.

Com relação à averbação das áreas propostas como Reserva Legal, o estabelecimento do corredor ecológico, em sentido amplo, entre os remanescentes de vegetação nativa permitiu a identificação de ambientes que possuíam maior índice de conservação, o que tornam essas áreas prioritárias à conservação ambiental, haja vista que o ambiente de estudo se apresenta bastante fragmentado, porém ainda existem grandes fragmentos florestais capazes de atuar na manutenção e conservação das espécies ali presentes.

Apesar de o trabalho apresentar uma abordagem que leva em consideração as questões ambientais, sociais e econômicas é válido mencionar que outros fatores poderiam ter sido considerados na pesquisa, como dados de espécies ameaçadas de extinção ou fitofisionomias do bioma Caatinga. Entretanto, essas informações ainda não estão disponíveis na escala desejada para as áreas de estudo desse trabalho.

Por último, a metodologia adotada nesse trabalho, baseada em análise multicritério, mostrou-se satisfatória na seleção de áreas que possuem uma melhor conservação ambiental. Além do que, a metodologia adotada aqui poderá ser utilizada para selecionar áreas de interesse à conservação ambiental, adotando como limites qualquer delimitação geográfica, como por exemplo, os limites de um município ou um estado, um território de desenvolvimento ou uma bacia hidrográfica, para selecionar os melhores ambientes a receberem a averbação como Reserva Legal.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os objetivos do trabalho, pode-se concluir que os resultados alcançados foram capazes de quantificar a estrutura da paisagem das áreas de estudo, demonstrando que existem significativas diferenças entre os dois ambientes de estudo. A bacia hidrográfica Canindé, por estar localizada no bioma Caatinga, apresenta um processo de ocupação completamente diferente em relação à bacia hidrográfica Alto Parnaíba, na qual predominam grandes projetos agropecuários.

As Métricas da Paisagem calculadas foram capazes de quantificar a estrutura da paisagem indicando que a bacia hidrográfica Alto Parnaíba sofreu processos de transformação mais intensos quando comparado com a bacia hidrográfica Canindé. Com base nos resultados obtidos, percebe-se que são necessárias a aplicabilidade de mais políticas públicas voltadas para a conservação ambiental nesses ambientes, uma vez que a cada ano mais áreas susceptíveis à desertificação surgem na Caatinga e a vegetação nativa do Cerrado tem sido amplamente degradada para a implantação de culturas agrícolas e/ou pastagens.

Com relação à instituição de áreas a título de Reserva Legal em imóveis rurais, para que os objetivos pretendidos pelo Código Florestal sejam alcançados, é necessário que os órgãos estaduais de meio ambiente, juntamente com o Ministério do Meio Ambiente, efetive de fato essa ferramenta a partir da realização de análises dos cadastro já efetivados, além da elucidação das inconsistências presentes no Cadastro Ambiental Rural como a sobreposição de imóveis e áreas propostas como Reserva Legal sem a presença de cobertura florestal.

Com relação à metodologia para seleção de áreas com maior índice de cobertura florestal, este trabalho sugere o uso do modelo matemático multicritério *Analytic Hierarchy Process* (AHP) como metodologia para a seleção de áreas prioritárias a serem averbadas como Reserva Legal, pois a sua utilização reduz a subjetividade das análises e confere melhores resultados.

## REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: **Ateliê Editorial**, 2003.
- AGUIAR, T. J. A.; MONTEIRO, M. S. L. Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável: a ocupação do cerrado piauiense. **Ambiente & Sociedade**, v. 8, p. 161-178, 2005.
- AHRENS, S.; AHRENS, C. A previsão normativa para o pagamento por serviços ambientais no código florestal brasileiro. (In) PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília-DF. Embrapa, 2015.
- ALBUQUERQUE, A. M. C.; SUDÉRIO, F. B.; PAIVA, A. B.; LIMA, J. R. Conhecimentos populares sobre plantas medicinais da caatinga na construção de uma oficina didática para o ensino de ciências. **Experiências em Ensino de Ciências**, v. 16, n. 1, p. 567-584, 2021.
- ALBUQUERQUE, S. G.; BANDEIRA G. R. L. Effect of thinning and slashing on forage phytomass from a caatinga of Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 30, p.885-891,1995.
- ALMEIDA, C. G.; MORO, R. S. Análise da cobertura florestal no Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná, como subsídio ao seu plano de manejo. **Terr@ Plural**, v.1, n.1, p.115-122, 2007.
- ALMEIDA, R. A.; ROSA, D. R. Q.; FERREIRA, R. G.; DELAZARI, F. T.; ALMEIDA, I. A. Nota Técnica: Análise morfométrica de uma sub-bacia do rio Piracicaba (MG) utilizando sistemas de informação geográfica. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 4, p. 372-380, 2017.
- ALVES, J. J. A. Geoecologia da caatinga no semiárido do Nordeste brasileiro. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v.2, n.1, p. 58-71, 2007.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.
- ALVIN, P. T.; Teoria sobre a formação dos campos cerrados. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 4, n. 4, p. 496-498, 1954.
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P.; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista. **Formação (Online)**, v. 28, n. 53, 2021.
- ANDRADE, L. A.; Leite, I. M.; Tiburtino, U.; Brabosa, M. R. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, v.11, n.3, p.253-262, 2005.
- ANDRADE-LIMA, D. A. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.1, p. 149-153, 1981.
- ANTUNES, A. F. B. **Fundamentos de Sensoriamento Remoto em Ambiente de Geoprocessamento**. Apostila. CIEG. UFPR, 2001.
- ARAÚJO, F. S.; E. V. S. B. SAMPAIO.; M. J. N. RODAL.; M. A. FIGUEIREDO. Organização comunitária do componente lenhoso de três áreas de carrasco em Novo Oriente – CE. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, p.85-95, 1998.

ARAÚJO, M. H. S. **Fundamentos de Geoprocessamento Aplicados à Mineração**. UFRB, p.58, 2017.

ARBILLA, G.; SILVA, G. M. Floresta da Tijuca: uma floresta urbana no Antropoceno. **Revista Virtual Química**, v. 10, n. 6, p. 1758-1791, 2018.

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. **Bioma Caatinga**. Crateús, 2020. Disponível em: <<https://www.acaatinga.org.br/sobre-a-caatinga/>>. Acesso em: 25 fev. 2022.

ATTANASIO, M. R. J. R.; NETO, A. Z.; JUNIOR, J. C. T. V. A Nova Legislação Florestal e o Cadastro Ambiental Rural (CAR). (in) REZENDE, J. H.; JÚNIOR, J. C. T. V. Anais do Quinto Simpósio de Tecnologia em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, **Editora RiMa**. p.199, 2013.

AVANCI, T.F.S. A reserva legal como instrumento de efetividade da proteção da biodiversidade. **Revista USCS**, São Caetano do Sul, ano X, n.17, p.187-209, 2009.

AZCUTIA, C. S. **Análise temporal de áreas degradadas pela mineração de nióbio e fosfato no sudeste de Goiás: uma contribuição do sensoriamento remoto a partir da plataforma MapBiom**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Ambientais) – Universidade de Brasília. Brasília, p. 100. 2020.

AZEVEDO, T. S. **Legislação e Geotecnologias na Definição das Áreas de Preservação Permanente e das Reservas Legais: aplicação à Bacia do Córrego das Posses, Município de Extrema - MG**. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, p. 168. 2008.

BACHA, C. J. C. A. Evolução do desmatamento no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 33, n.2, p. 111-135, 2019.

BANDEIRA, M. C. G.; CORREIA, A. R. **Priorização dos serviços do terminal de passageiros segundo o perfil dos usuários no Aeroporto Internacional de São Paulo/Guarulhos**. Anais do XXI Congresso de Ensino e Pesquisa em Transportes, ANPET, Rio de Janeiro. 2007.

BARBOSA, T. C. S.; FRETIAS, W. N. F.; DIAS, I. M. N.; BRITO, J. A. L.; COSTA, N. M. G. B.; BASTOS, R. P. Anfíbios do cerrado. **Herpetologia no Brasil II**, v. 1, n. 87, p. 100, 2007.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation biology for all**, v. 93, p. 1544 - 1550, 2010.

BENNETT, A.F. **Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in Wildlife Conservation**. IUCN The World Conservation Union, 2003.

BEUCHLE, R.; ACHARD, F.; BOURGOIN, C.; VANCUTSEM, C.; EVA, H. D.; FOLLADOR, M. **Desflorestação e degradação florestal na Amazônia: Ponto da situação e tendências até 2020**, EUR 30727 PT, Serviço das Publicações da União Europeia, Luxemburgo, 2022.

BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia hidrográfica do córrego horizonte, Alegre, ES. **Revista Espaço e Geografia**, v. 14, n. 2, 2011.



BEZERRA, F. J.; BERNARDO, T.R.R.; XIMENES, L.J.F.; VALENTE JUNIOR, A.S. **Perfil Socioeconômico do Piauí**. Fortaleza, CE. Banco do Nordeste do Brasil, 2015.

BHUSHAN, N.; RAI, K. Strategic decision-making. In: Strategic Decision Making: Applying the Analytic Hierarchy Process. London: **Springer London**, p. 3-10, 2004.

BOLFE, É. L.; VICTÓRIA, D. C.; CONTINI, E.; BAYMA-SILVA, G.; SPINELLI-ARAÚJO, L.; GOMES, D. Matopiba em crescimento agrícola Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n. 4, p. 38-62, 2016.

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; PEREIRA, J. A. A.; JÚNIOR, L. M. C.; BARROS, D. A. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. **Ciência Rural**, v. 41, p. 1202-1210, 2011.

BOURLIÈRE, F. Ecosystems of the world. Tropical savannas. **Elsevier Scientific Publishing Company**, 1983.

BRAGA, V. D. **O papel dos espaços protegidos privados para a conservação da biodiversidade**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF. p.124, 2010.

BRASIL. **Instrução Especial nº 5**, de 29 de julho de 2022. Dispõe sobre os índices básicos cadastrais e os parâmetros para o cálculo do módulo rural. Brasília, DF, 2022. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-especial-n-5-de-29-de-julho-de-2022-418986404>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

BRASIL. **Instrução Normativa MMA nº 2**, de 05 de maio de 2014. Dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR. Brasília, DF, 2014. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&force=1&legislacao=132401>>. Acesso em: 10 out. 2022.

BRASIL. **Lei nº 12651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e dá outras providências. Brasília, DF, 2012. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 20 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 8629**, de 25 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, e dá outras providências. Brasília, DF, 1993. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/18629.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/18629.htm)>. Acesso em: 19 set. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cadastro Ambiental Rural**. Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <<https://www.car.gov.br/#/>>. Acesso em: 11 jan. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O que é o SICAR?** Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <<https://www.car.gov.br/#/sobre/>>. Acesso em: 25 jul. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Unidades de Conservação**. Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <<https://dados.mma.gov.br/dataset/unidadesdeconservacao>>. Acesso em: 14 jan. 2022.

BRASILEIRO, R. S. Alternativas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à conservação. **Scientia Plena**, v. 5, n. 5, 2009.

- CABRAL, L. J. R. S.; VALLADARES, G. S.; AQUINO, R. P. Caracterização pedológica da planície costeira do estado do Piauí. **Geografia: Publicações Avulsas**, v. 2, n. 1, p. 82-104, 2020.
- CALDAS IZIDIO, N. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; NETO, J. R. A.; ALVES, A. B. Interceptação da chuva pela vegetação da caatinga em microbacia no semiárido cearense. **Revista Agro@ambiente on-line**, v. 7, n. 1, 2013.
- CAMACHO, R. S. A histórica concentração fundiária do Brasil: Estudo de caso do Município de Paulicéia/SP. **Geografia em Questão**, v. 4, n. 1, 2011.
- CARMO, P. F. B. Modelos e técnicas de tomada de decisão em análise multicritério: aplicações em avaliação de imóveis. **Congresso Brasileiro de Engenharia de Avaliações e Perícias**, 2017.
- CASIMIRO, P. C. **Uso do Solo, Teledeteção e Estrutura da Paisagem: Ensaio Metodológico-Concelho de Mértola**. Tese (Doutoramento no ramo de Geografia e Planeamento Regional), Universidade Nova de Lisboa, Lisboa – Portugal, p.24. 2002.
- CASTIGLIO, G. S. **Determinação de traçados de linhas de transmissão utilizando sistemas de informação geográfica e análise multicritério**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 132. 2022.
- CASTILHO, D.; CHAVEIRO, E. F. Por uma análise territorial do Cerrado. Cerrados: perspectivas e olhares. Goiânia: **Editora Vieira**, p. 35-50, 2010.
- CASTRO, J. S.; COSTA, L. S.; BARBOSA, G. R.; ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. L. Utilização de SIG e análise multicritério para seleção de áreas com potencial para a construção de universidades e loteamentos universitários. **Boletim de ciências geodésicas**, v. 21, p. 652-657, 2015.
- CASTRO, L. M. R. **Anatomia e histolocalização de alumínio em espécies herbáceas e subarbustivas do cerrado**. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Botânica) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG, p.62, 2013.
- CAVALCANTE, S. R. P.; FERNANDES, H. B.; SANTOS, J. S. Uma análise sobre o potencial da cumarina e a sua utilização como fármaco natural. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 16, p. e269111637850-e269111637850, 2022.
- CERQUEIRA, P. R. S.; LACERDA, C. F.; ARAUJO, G. G. L.; GHEYI, H. R.; SIMOES, W. L. **Agricultura irrigada em ambientes salinos**. p.363, 2021.
- CHAVES, I. B.; FRANCISCO, P. R. M.; LIMA, E. R. V.; CHAVES, L. H. G. Modelagem e mapeamento da degradação da caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 183-195, 2015.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- COIMBRA-FILHO, A.F.; CÂMARA, I. G. **Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil**. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, Rio de Janeiro. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro, Brasil. 1996.
- COLLINSON, A. S. **Introduction to world vegetation**. London: Unwin Hyman Ltda., 2 ed. p.325, 1988.

CORREIA, R. C.; KIILL, L. H. P.; MOURA, M. S. B.; CUNHA, T. J. F.; JESUS, L. A. J.; ARAUJO, J. L. P. A região semiárida brasileira. Produção de caprinos e ovinos no semiárido. **Voltolini, ed. Embrapa Semiárido**, Petrolina, PE. 2011.

COSME, A. M. F.; BARBOSA, J. S. Registros no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) no Brasil e no Nordeste. **GeoGraphos**. Alicante: Grupo Interdisciplinario de Estudios Críticos y de América Latina (GIECRYAL) de la Universidad de Alicante, 2 de julio de 2022, vol. 13, nº 148, p. 157-183, 2022.

COSTA, A.; GALVÃO, A.; GONÇALVES, S. L. Mata Atlântica Brasileira: Análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. **Revista de Geografia, Meio Ambiente e Ensino**, v. 10, n. 1, p. 112-123, 2019.

COSTA, G. J. A.; VIEIRA, C. I. P. Geotecnologias para análise da vulnerabilidade ambiental do núcleo de desertificação do Piauí. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 2, n. 40, p. 59-76, 2018.

COSTA, H.G. **Introdução ao Método de Análise Hierárquica**. In: SBPO, XXXVI, 2004.

COSTA, J. S.; OLIVIRA, A. L. N.; NETO, C. A. S. A.; LIMA, N. J. G.; TANIYAMA, M. M. Y.; SANTOS, E. M. R. O. S.; NETO, E. V. O. N.; JÚNIOR, L. C. M. M. Transformação da Paisagem e uso dos Recursos Naturais na Atividade Pecuária: Um Estudo de Caso na Fazenda Santa Helena, Bonito, Pará, Brasil. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 682-697, 2020.

D'AVILA, G. V. M. Averbação da Reserva Legal x Cadastro Ambiental Rural, avanço ou retrocesso? **Revista Eletrônica Direito e Política**, v. 10, n (1), p. 345-371, 2015.

DELALIBERA, H. C; NETO, P. H. W; LOPES, A. R. C; ROCHA, C. H. Alocação de reserva legal em propriedades rurais: Do cartesiano ao holístico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.3, p.286-292, 2008.

DIAS, V. S. B.; SILVA, A. B. AHP na modelagem da vulnerabilidade ambiental do mini corredor ecológico Serra das Onças - BA. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.66, p.1363-1377, 2014.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G.; MAX, J. C. M.; VILAS BOAS, O.; CONTIERI, W. A.; RAMOS, V. S. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. São Paulo: SMA, p.19. 2011.

EITEN, G. **Classificação da vegetação do Brasil**. Boletim de Geografia, Rio de Janeiro, v. 34, p.305, 1983.

EQUIPE DE DESENVOLVIMENTO QGIS (2021). Sistema de Informações Geográficas QGIS. **Projeto da Fundação Geoespacial de Código Aberto**. [Http: // qgis. osgeo.org](http://qgis.osgeo.org).

ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. **Revista Árvore**, v. 37, p. 1063-1071, 2013.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, n,2. p. 487-515, 2003.

FARIAS, J. F. **Aplicabilidade da geocologia das paisagens no planejamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Palmeira-Ceará, Brasil**. Fortaleza. Tese de Doutorado em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE. P.222, 2015.

- FERNANDES, A. Conjunto vegetacional cearense. **Temas fitogeográficos**, p. 51-98, 1990.
- FERNANDES, A. G. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente-CE. **Brazilian Journal of Botany**, v. 21, p. 105-116, 1998.
- FERNANDES, J. D.; MEDEIROS, A. J. D. Desertificação no Nordeste: uma aproximação sobre o fenômeno do Rio Grande Norte. **Holos**, v. 3, p. 147-161, 2009.
- FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da Bacia do Rio Ubá-RJ. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 1429-1439, 2017.
- FERREIRA, I. J. M. BRAGION, G. R.; FERREIRA, J. H. D.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in Southern Brazil. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 81, n. 2, p. 175-184, 2019.
- FERREIRA, R. V.; DANTAS, M. E. Relevo do estado do Piauí. **Geodiversidade do estado do Piauí**. Recife: CPRM, v. 260, p. 30, 2010.
- FILHO, J. C. A. **Relação solo e paisagem no Bioma Caatinga**. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, Dourados-MS." Dinâmicas socioambientais das inter-relações às interdependências", 2011.
- FILHO, J. C. A. Relação solo e paisagem no Bioma Caatinga. In: XIV FILHO, J. L. A.; FONTES, R. M. O. A formação da propriedade e a concentração de terras no Brasil. **Revista Heera**, p. 63-85, 2009.
- FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. Ed. Oficina de Textos, 3ª edição. São Paulo/SP, 2011.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.
- FORMAN, R. T. T. Land mosaics: the ecology of landscapes and region. **Cambridge Press**, p. 632, 1995.
- FORMAN, R.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, p.619, 1986.
- FRANÇA, L. C. J.; PIUZANA, D.; ROSS, J. L. S. Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente em núcleo de desertificação no semiárido brasileiro (Gilbués, Piauí). **Revista espacios**, v. 38, n. 31, p. 21-39, 2017.
- FREESE-JONHSON, J. **Space as a Strategic Asset**. Nova York: Columbia University Press, 2007.
- FRIZZO, T. L. M.; BONIZARIO, C.; BORGES, M. P.; VASCONCELOS, H. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011.
- GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, v. 111, p. 269-273, 2003.

GARCIA, J. B.; FARIAS, A. R. **Caracterização territorial do bioma Caatinga a partir de dados socioeconômicos do censo agropecuário de 2017**. In: Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2020, Campinas-SP. Embrapa Informática Agropecuária, 2020.

GAVIOLI, F. R.; MOLIN, P. G.; VALENTE, R. A. O papel das pequenas manchas florestais na qualidade ecológica de uma paisagem antropizada da Mata Atlântica. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 6, p. e38311629162-e38311629162, 2022.

GILPIN, M. E.; DIAMOND, J. M. Calculations o immigration and extinction curves from the species-area distance relation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 73, p. 4130-4134, 1976.

GOMEDE, E.; BARROS, R. M. Utilizando o método Analytic Hierarchy Process (AHP) para priorização de serviços de TI: Um estudo de caso. *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sistemas de Informação*. SBC, p. 679-690. 2012.

GOMES, R. C.; BIAS, E. S. Integração do método AHP e SIG como instrumento de análise do nível de conservação ambiental em bacias hidrográficas. *Geociências*, v. 37, n. 1, p. 167-182, 2018.

GONZAGA, C. A. C.; FERNANDES, T. A.; BOLDRIN, J. L.; CORREA, M. S. A.; ROQUETTE, J. G.; SILVA, N. M.; BARBOSA, D. S.; PESSI, D. D.; PARANHOS FILHO, A. C.; MIOTO, C. L.; ANGEOLETTO, F. H. S. Sensoriamento remoto e o monitoramento da degradação florestal por entidades governamentais do Brasil. *Research, Society and Development*, 11(5), e28811528323, 2022.

GOODLAND, R.; FERRI, M.G. **Ecologia do cerrado**. São Paulo: UDUSP; Belo Horizonte: Itatiaia, p.193, 1979.

GRANJA, C. V. A.; CAVALCANTE, É. P.; CAFFÉ FILHO, H. P.; SIQUEIRA, M. S.; NASCIMENTO, W. Degradação Ambiental: Exploração de Gipsita no Polo Gesseiro do Araripe. *Revista Multidisciplinar e de Psicologia*, v.11, n.36, p.239-267, 2017.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; OWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v.1. 2015.

HANDFIELD, R.; WALTON, S. V.; SROUFE, R.; MELNYK, S. Applying environmental criteria to supplier assessment: A study in the application of the Analytical Hierarchy Process. *European journal of operational research*, v. 141, n. 1, p. 70-87, 2002.

HAWKINS, V.; SELMAN, P. Landscape scale planning: exploring alternative land use scenarios. *Landscape and urban planning*, v. 60, n. 4, p. 211-224, 2002.

HERCULANO, R. M. C. S.; NUNES, N. N. A.; SOUZA, J. C. Unidades de paisagem e dinâmica temporal do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio das Pedras, Goiás, Brasil. *Revista Cerrados*, v. 19, n. 1, 2021.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Efetivo dos rebanhos - Brasil**. Rio de Janeiro. 2006.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Downloads. 2018.

Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html> >. Acesso em: 10 dez. 2022.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Projeto Corredor Ecológico, Região do Jalapão. **Fitofisionomias**. Brasília/DF, 2020. Disponível em:

<<https://www.icmbio.gov.br/projetojalapao/pt/biodiversidade-3/fitofisionomias.html?start=4>>. />.

Acesso em: 25 jan. 2022.

INCRA. **Acervo Fundiário**. Brasília, DF, 2022. Disponível em:

<<https://acervofundiario.incra.gov.br/acervo/acv.php>>. Acesso em: 21 set. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências. n. 1. Rio de Janeiro: Ed. IBGE. p.91.1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, n.1, 2012.

INSTITUTO JURUMI. **Conheça Mais as Fitofisionomias do Cerrado**. 2022. Disponível em: <

<https://www.institutojurumi.org.br/2020/05/conheca-mais-as-fitofisionomias-do.html>>. Acesso em: 14 jan. 2022.

IPEADATA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2018. Disponível em: <

<http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx> >. Acesso em 31 Jan 2022.

JACOMINE, P. K. T. **Levantamento exploratório: reconhecimento de solos do estado do Piauí**.

Rio de Janeiro. EMBRAPA-SNLCS/SUDENE-DRN, p.782, 1986.

JOSEN, I. D.; FAHRIG, L. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. **Landscape Ecology**, v. 12, p. 185-197, 1997.

JUNG, M. LecoS. A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecol. Inform**, v. 31, p. 18-21, 2015.

JUNIOR, F. T. A.; LANA, M. D.; LIMA, R. B.; CÉSPEDES, G. H. G.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C. **Componentes do crescimento em caatinga arbustiva-arbórea**. In: VIII Simpósio de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife-PE. 2014.

KOBLITZ, R.; PEREIRA JUNIOR, S. J.; AJUZ, R. C. Ecologia de Paisagens e Licenciamento Ambiental. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 244-248, 2011.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm. **Justus Perthes**. p.270, 1928.

KORMAN, V. **Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, p.131, 2003.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução: Hermann Kux. São Paulo. Oficina de Textos, p.423, 2009.

- LEAL, F. A. **Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA**. Tese de Doutorado em Ciências Florestais - Universidade de Brasília, Brasília, p.159, 2016.
- LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.
- LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Ecologia e conservação da caatinga: uma introdução ao desafio. **Ecologia e conservação da Caatinga**, Editora Universitária da UFPE, p. 13-18, 2003.
- LEUZINGER, M. D.; SILVA, S. T.; CUREAU, S. **Espaços Territoriais especialmente protegidos: extensão, limites e oportunidades**. UNICEUB – Centro Universitário de Brasília. Brasília, 2015.
- LIMA, A. K. M.; SOMBRA, D.; AB’SÁBER, A. N. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: **Ateliê Editorial**, 2003.
- LIMA, E. A. M.; BRANDÃO, R. L. Geologia. In: PFALTZGRAFF, P. A. S.; TORRES, F. S. M; BRANDÃO, R. L. **Geodiversidade do estado do Piauí**. Recife: CPRM, 2010.
- LIMA, I. M. A; ARAÚJO, M. C.; BARBOSA, R. S. Avaliação das propriedades físicas do solo em sistemas silvipastoris, região centro-norte, estado do Piauí. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 1, p. 117-124, 2013.
- LIMA, I. M. M. F. Relevo piauiense: uma proposta de classificação. **Carta CEPRO**, v. 12, n. 2, p. 55-84, 1987.
- LIMA, I. S. C. **A influência da estrutura da paisagem, conectividade da paisagem e da qualidade do fragmento florestal sobre as propriedades das redes de aves frugívoras em ambiente urbano**. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Brasil. p. 64. 2017.
- LIMA, M. G.; MORAES, A. M.; NUNES, L. A. P.; JÚNIOR, A. S. A. **Climas do estado do Piauí e suas relações com a conservação do solo**. Embrapa Meio-Norte-Capítulo em livro científico (ALICE), 2020.
- LOPES, E. R; SALES, J. C. A; CARVALHO, G. E. L; FILHO, J. L. A; LOURENÇO, R. W. A Importância do Profissional Habilitado e os Riscos Associados ao Cadastro Ambiental Rural. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.7, n (4), p. 4-25, 2018.
- LOPES, G. R.; LIMA, M. G. B.; DOS REIS, T. N. P. Revisitando o conceito de mau desenvolvimento: Inclusão e impactos sociais da expansão da soja no Cerrado do Matopiba. **World Development**, v. 139, p. 105316, 2021.
- LOPES, G. R.; LIMA, M. G. B.; REIS, T. N. P. Revisitando o conceito de mau desenvolvimento: Inclusão e impactos sociais da expansão da soja no Cerrado do Matopiba. **World Development**, v. 139, p. 105316, 2021.
- LOUZADA, F. L. R. O.; ROSA, S. A.; GOMES, S. A.; MENDES, O. O.; GARCIA, O. G.; PAULO, S. V.; ESTEVES, P. J. B. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geografica Venezuelana**, v. 53, n. 2, p. 239–254, 2012.

LOUZADA, F. L. R. O.; SANTOS, A. R.; SILVA, A. G. Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3. **CAUFES**, p.50, 2010.

MACARTHUR, R. M.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, p. 373-387, 1963.

MACHADO, R. B. **Estimativa de perda da área do Cerrado brasileiro**. Conservação Internacional, Brasil. 2016.

MAGNAGO; L. F. S.; MATOS, F. A. R.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. A. M.; BERG, E. V. Efeito de borda na funcionalidade dos grandes fragmentos de floresta de tabuleiro do norte do Espírito Santo. In: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T.; ARAUJO, A. C. S. Floresta Atlântica de tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. 2. ed. Linhares: **Editora Rupestre**, v. 1. p. 129-140. 2016.

MAIA, K. F.; GOMES, R. A. Mudanças na estrutura fundiária do Sertão Paraibano e suas implicações para a consolidação da agricultura familiar. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 28, n. 2, p. 259-283, 2020.

MAPBIOMAS. **Vegetação nativa perde espaço para a agropecuária nas últimas três décadas**. 2021. Disponível em: < <https://mapbiomas.org/vegetacao-nativa-perde-espaco-para-a-agropecuaria-nas-ultimas-tres-decadas>>. Acesso em: 25 mar. 2022.

MAPBIOMAS. **Desmatamento, queimadas e retração da superfície da água aumentam o risco de desertificação da caatinga**. 2021. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/desmatamento-queimadas-e-retracao-da-superficie-da-agua-aumentam-o-risco-de-desertificacao-da-caatinga>>. Acesso em: 25 mai. 2022.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. MapBiomias, v. 6.0. 2021.

MAPBIOMAS. **Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil, Coleção 7**. 2022. Disponível em: < <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura> >. Acesso em: 10 mai. 2023.

MARCOVITCH, J.; PINSKY, V. C. Um retrato da Amazônia planetária. **Revista de Estudios Brasileños**, v. 6, n. 11, p. 169-183, 2019.

MARINS, C.S.; SOUZA, D.O.; BARROS, M.S. **O uso do método de análise hierárquica (AHP) na tomada de decisões gerenciais – um estudo de caso**. In: SBPO, XLI 2009 - Pesquisa Operacional da Gestão do Conhecimento, p. 1778–1788, 2009.

MARTINS, E. S.; REATTO, A.; CARVALHO JÚNIOR, O. B.; GUIMARÃES, R. F. Ecologia de paisagem: conceitos e aplicações no Brasil. **Embrapa Cerrados**, 2004.

MASULLO, Y. A. G.; GURGEL, H. C.; LAQUES, A. E.; CARVALHO, D. S. Avaliação da efetividade em unidades de conservação: um estudo de caso no estado do Maranhão, Brasil. **Revista Tamoios**, v. 16, n. 3, 2020.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p.59, 1995.



MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p.59, 1995.

MEDEIROS, R. M.; CAVALCANTI, E. P.; MEDEIROS DUARTE, J. F. Classificação Climática de Köppen para o Estado do Piauí, Brasil. **Revista equador**, v. 9, n. 3, p. 82-99, 2020.

MEDEIROS, R. M.; SANTOS, D. C.; SOUZA, F. A. S.; GOMES FILHO, M. F. Análise climatológica, classificação climática e variabilidade do balanço hídrico climatológica na bacia do rio Uruçuí Preto, PI. **Revista Brasileira de Geografia física**, V. 6, n. 4, p. 652 - 664, 2013.

MEDEIROS, R.M.; HOLANDA, R.M.; VIANA, M.A.; SILVA, V.P. Climate classification in Köppen model for the state of Pernambuco - Brazil. **Revista de Geografia**. v.35, p.219 – 234. 2018.

MELO, N. A. **Fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Alto Parnaíba**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Geociências), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, p.137. 2007.

MELO-NETO, J. E. Das disposições gerais incisos III a V e X. In: MILARE, E. MACHADO, P.A.L. Novo Código Florestal: Comentário à Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, à Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012, 2ª edição, São Paulo. **Rev. dos Tribunais**, p.166-141, 2013.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. **Universidade de Brasília**, Brasília, 2012.

METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-463, 1999.

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

METZGER, J. P. Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n (3), p. 104-116, 2019.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. **Editora Universidade Federal do Paraná**, 2003.

METZGER, Z.; LIEBERMAN, A.S. Landscape Ecology: theory and application. **Springer Science & Business Media**, 2013.

MIKHAIL, E. M.; ACKERMANN, F. Observations and Least Squares University Press of America. **Lanham**, p.497, 1976.

MISTRY, J.; BERARD, A.; DURIGAN, G. The influence of fire regime on microscale structural variation and patchiness in Cerrado vegetation. A influência do regime de fogo na variação estrutural em microescala e o mosaico da vegetação de Cerrado. **Revista do Instituto Florestal**, 2010.

MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba**. Brasília,DF, MMA, p.184, 2006.

MORAES, E. C. **Fundamentos de sensoriamento remoto**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Capítulo 1, p.23, 2002.

MOREIRA, T. R. **Proposta de implantação de corredores ecológicos para mitigação dos impactos ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, p.95. 2019.

MORETTO, S.; RIBEIRO, M. C. Manutenção versus Conservação: a criação do Parque Florestal em Chapecó. **Revista Cadernos do Ceom**. v. 33, n. 52, p. 38-49, 2020.

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

NERY, D. P; ANDRADE CUNHA, M. T; JESUS-LOPES, J. C. A entrada da reforma do Código Florestal na agenda do governo federal. **Anais do I Congresso Nacional de Mestrados Profissionais em Administração Pública**, 2016.

NEVES, B. B. Regionalização Geotectônica do Pré-cambriano Nordeste. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, Dissertação de Doutorado, p.198, 1975.

NÓBREGA, R. A. **Geotecnologias aplicadas ao estudo espaço-temporal da degradação ambiental em São Jose de Espinharas - PB**. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, p.64. 2020.

NOOJIPADY, P.; MORTON, D. C.; MACEDO, M. N.; VICTORIA, D. C.; CHENGQUAN, H.; GIBBS, H. K.; BOLFE, E. L. Forest carbono emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**. v. 12, n. 2, p. 2-11, 2017.

NOVA, C.; NÓVOA, J.; MARIGHELLA, C, C. M. **o homem por trás do mito**. UNESP, 1999.

ODUM, H. **Systems Ecology; an introduction**. 1983.

OLIVEIRA, C. D. L.; SILVA, A. P. A.; MOURA, P. A. G. Distribuição e Importância das Unidades de Conservação no Domínio Caatinga. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 42, n. 1, p. 425-429, 2019.

OLIVEIRA, C. V.; BARRETO, P. A. B.; GOMES, A. S.; GUIMARÃES, S. O. Efeito de borda e decomposição da serapilheira foliar de um fragmento florestal, em Vitória da Conquista - BA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, p. 1150- 1161, 2013.

OLIVEIRA, L. N.; AQUINO, C. M. S. Dinâmica temporal do uso e cobertura da Terra Na Fronteira agrícola do MATOPIBA: análise na sub-bacia hidrográfica do rio Gurgueia-Piauí. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 317-333, 2020.

OLIVEIRA, T; WOLSKI, M. S. Importance of a Legal Reserve to the Preservation of Biodiversity. **Vivências**. v.8, n. 15, p. 40-52, 2012.

- OT'AHHEL, J. Aspects of integrated landscape research. **Geograficky Casopis Slovenskej Akademie Vied**, v. 51, p. 385-398, 1999.
- PACHECO, D. G. Análise das mudanças do uso e ocupação do solo no município de Araçuaí, Minas Gerais por meio de técnicas de sensoriamento remoto nos anos de 2000 e 2019. **Revista Cerrados**, v. 19, n. 02, p. 303-322, 2021.
- PAUPITZ, J. **Elementos da estrutura fundiária e uso da terra no semiárido brasileiro. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília. 2010.
- PELLERIN, J. Compte-rendu de mission géomorphologique dans la région de São Raimundo Nonato (sud-est du Piauí). **Centre de géomorphologie**, CNRS, Caen, p. 15, 1979.
- PEREIRA, A. J.; OLIVEIRA, J. I.; LOBÃO, J. S. B. Análise da susceptibilidade à desertificação em ambiente de caatinga. **GeoUERJ**, n. 37, p. 39260, 2020.
- PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M. C.; ROBERTS, D. A.; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n. 1, p. 59-90, 2001.
- PEREIRA, P. F. **Conceito e implicações dos espaços territoriais especialmente protegidos no ordenamento ambiental**. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Desenvolvimento Sustentável e Direito Ambiental) Universidade de Brasília. Brasília, p.100. 2006.
- PEREIRA, P. F.; SCARDUA, F. P. Espaços territoriais especialmente protegidos: conceito e implicações jurídicas. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, p. 81-97, 2008.
- PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos da Geografia**, v. 17, n. 58, p. 16-33, 2016.
- PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. M. B.; MEDEIROS, S. S.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2012.
- PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A.M.B.; MEDEIROS, S.S.; TINÔCO, L.B.; SALCEDO, I.H.; PETTER, F. A.; SILVA, J. A.; PACHECO, L. P.; ALMEIDA, F. A.; NETO, F. A.; ZUFFO, A. M.; LIMA, L. B. Desempenho agrônômico da soja a doses e épocas de aplicação de potássio no cerrado piauiense. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 55, n. 3, p. 190-196, 2012.
- PINHO, M. S. **Avaliação da eficiência da rede de unidades de conservação da natureza na proteção da avifauna da caatinga baiana**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Brasília. Brasília, p.155. 2008.
- PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, p. 253-266, 2009.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, São Paulo, Brasil, p. 231-260, 2006.

- PIRES, J. S. R. **Análise Ambiental voltada ao Planejamento e Gerenciamento do Ambiente Rural: Abordagem Metodológica aplicada ao Município de Luiz Antônio-SP**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p.166. 1995.
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, A. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. B. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, p. 271-281, 2014.
- PIVELLO, V. R.; METZGER, J. P. Analysis of the research on Landscape Ecology in Brazil (2000-2005). **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 7, n. 3, 2007.
- POLIZIO, J. V. Código florestal comentado, anotado e comparado. São Paulo, **Rideel**, p.436, 2012.
- PORTO, M. L.; MENEGAT, R. Ecologia de paisagem: um novo enfoque na gestão dos sistemas da terra e do homem. Desenvolvimento sustentável e gestão ambiental nas cidades: estratégias a partir de Porto Alegre. **Editora da UFRGS**, Porto Alegre, p. 361-375, 2004.
- POURGHASEMI, H. R.; MOHAMMADY, M.; PRADHAN, B. Landslide susceptibility mapping using index of entropy and conditional probability models in GIS: Safarood Basin, Iran. **Catena**, v. 97, p. 71-84, 2012.
- PRAGANA, R. B.; RIBEIRO, M. R.; NÓBREGA, J. C. A.; FILHO, M. R. R.; COSTA, J. A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1591-1600, 2012.
- QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M.; MORO, M. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: da Silva, J. C.; Leal, I.; Tabarelli, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, p. 23-63, 2017.
- R Core Team (2021). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAHARJO, H.; XIE, M.; BROMBACHER, A.C. On modeling dynamic priorities in the analytic hierarchy process using compositional data analysis. **European Journal of Operational Research**, v. 194, p. 834-846, 2009.
- RAUSCH, L. L.; GIBBS, H. K.; SCHELLY, I. S.; BRANDÃO JR, A.; MORTON, D. C.; FILHO, A. C.; STRASSBURG, B.; WALKER, N.; NOOJIPADY, P.; BARRETO, P.; MEYER, D. Soy expansion in Brazil's Cerrado. **Conservation Letters**, v. 12, n. 6, p. 12, 2019.
- REATTO, A.; CORREIA J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. **Cerrado: ambiente e flora**, p.47-86, 1998.
- REIS, A. C. **Clima da caatinga**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v.48, p.325-335, 1976.
- REIS, B. C. **Regulamentação Ambiental em Propriedades Rurais no Município de Anápolis**. Centro Universitário de Anápolis - UniEVANGÉLICA, Anápolis/GO, p.28, 2019.
- REZENDE, P. S.; MARQUÊS, D. V.; OLIVEIRA, L. A. Construção de modelo e utilização do método de Processo Analítico Hierárquico–AHP para mapeamento de risco a inundação em área urbana. **Revista Caminhos da Geografia**, 2017.

- RIBEIRO, A. N.; LIMA, F. W. Código Florestal Brasileiro: áreas de preservação permanente, reserva legal e cadastro ambiental rural. **UniEVANGÉLICA**, p.26. 2019.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) Cerrado: Ambiente e Flora. EMBRAPA, Planaltina, p.89–166, 1998.
- RIBEIRO, M. C. C. R.; SILVA, A. A. Aplicação do método Analytic Hierarchy Process (AHP) com a mensuração absoluta num problema de seleção qualitativa. **Sistemas & Gestão**, v. 11, n. 3, p. 270-281, 2016.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da Natureza**. Tradutor: PEDRO, P. L. S. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p.546, 2011.
- RIVAS, R. E. G. **Uso do método multicritério para tomada de decisão operacional tendo em conta riscos operacionais, à segurança, ambientais e à qualidade**. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial) Universidade Federal da Bahia, Salvador, p.169. 2016.
- ROBINSON, S. K.; WILCOVE, D. S. Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. **Bird Conservation International**, v. 4, n. 2-3, p. 233-249, 1994.
- ROCHA, J. V. V.; VIEIRA, V. C. B.; SILVA, A. J. Análise espaço-temporal da expansão do cultivo da Soja em Uruçuí-Piauí. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 6, p. 13. 2022.
- RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. S. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 13, p. 3089-3096, 2007.
- RODRIGUES, J. J.; EUZÉBIO, U.; MOREIRA, A. L. Representações de valoração do bioma Caatinga como processo de formação e indicação para conservação. **Conjecturas**, v. 22, n. 8, p. 824-846, 2022.
- RODRIGUEZ, C. A teoria geossistêmica e sua contribuição aos estudos geográficos e ambientais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 14, p. 69-77. 2001.
- RUGGIERO, P. G. C.; PIVELLO, V. R. As relações entre a vegetação e o meio físico do Cerrado Pé-de-Gigante. **Os solos e a comunidade vegetal**, cap. 13, p. 118-132, 2013.
- RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R. A.; RODRIGUES, F. C. M. R. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, n. 44, p. 85-94, 2017.
- RUTLEDGE, D. T. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? **Doc Science Internal Series**. V.98, p.26, 2003.
- SA, I. B.; SÁ, I. I. S. **Desertificação de áreas agrícolas no Semi-Árido brasileiro**. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PLANTAS DANINHAS NO SEMIÁRIDO, Mossoró-RN, UFERSA. p. 53-68. 2007.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of mathematical psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International journal of services sciences**, v. 1, n. 1, p. 83-98, 2008.

SAATY, T. L. Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process. **Behaviormetrika**, v. 18, n. 29, p. 1-9, 1991.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 32-49, 2013.

SANO, E. E.; ROSA, R.; SCARAMUZZA, C.A.M.; ADAMI, M.; BOLFE, E.L.; COUTINHO, A.C.; ESQUERDO, J.C.D.M.; MAURANO, L.E.P.; NARVAES, I.S.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; SILVA, E. B.; VICTORIA, D. C.; FERREIRA, L. G.; BRITO, J. L. S.; BAYMA, A. P.; OLIVEIRA, G. H.; BAYMA-SILVA, G. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.54, 2019.

SANO, E. E.; ROSA, R.; LUÍS, J.; LAERTE, S. B.; FERREIRA, G. Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado: estratégias e resultados. EMBRAPA, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v.205, p.60, 2007.

SANTANA, F. J.; SANTOS, A. P.; SILVA, M. J. L.; MENDES, A. K. V.; SOUZA, M. A. N.; LEITE, D. C.; SOUZA, S. A.; CUNHA, M. V. **Caracterização de propriedades de base familiar no sertão do Pajeú**, 2006.

SANTANA, J. A. S.; JÚNIOR, J. A. S. S.; BARRETO, W. S.; FERREIRA, A. T. S. Estrutura e distribuição espacial da vegetação da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó, RN. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 88, p. 355-361, 2016.

SANTINATO, F.; RUAS, R. A. A.; SILVA, R. P.; DUARTE, A. P.; SANTINATO, R. Análise econômica da colheita mecanizada do café utilizando repetidas operações da colhedora. **Coffee Science**, v. 10, n. 4, p. 402-4011, 2015.

SANTOS, A. B.; PETRONZIO, J. A. C. Mapeamento de uso e ocupação do solo do município de Uberlândia-MG utilizando técnicas de geoprocessamento. **XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, n. 1, p. 6185-6196, 2011.

SANTOS, C. R. **Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos utilizando modelagem ambiental**. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, p.220. 2017.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F. (Ed.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5.ed. Brasília, DF, Embrapa Solos, p.356, 2018.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, 2017.

SANTOS, J. O. **Fragilidades e riscos socioambientais em Fortaleza-CE**. Imprensa Universitária, 2016.

SANTOS, J. S.; BEZZERA, S.; ALVES, S. A Importância do Inventário Florestal para Fauna e Flora da Região Local. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 10, p. 101591-101601, 2021.

SANTOS, J. S.; LEITE, C. C. C.; VIANA, J. C. C.; SANTOS, A. R.; FERNANDES, M. M.; ABREU, V. S.; NASCIMENTO, T. P.; SANTOS, L. S.; FERNANDES, M. R. M.; SILVA, G. F.; MENDONÇA, A. R. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. February, p. 414–424, 2018.

SANTOS, R. F.; FERREIRA, R. C. Planejamento ambiental. **Oficina de Textos**, São Paulo. p. 71-135, 2004.

SANTOS, T. O.; FILHO, V. S. A.; ROCHA, V. M.; MENEZES, J. S. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: UM ESTUDO DE REVISÃO. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157-181, 2017.

SANTOS, V. H. **Sequencias siluro-devoniana e carbonífera da Bacia do Parnaíba, Brasil, como análogos para a exploração de hidrocarbonetos**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Geociências) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.208. 2005.

SANTOS-FILHO, F. S.; MESQUITA, T. K. S.; ALMEIDA JR, E. B.; ZICKEL, C. S. A flora de Cajueiro da Praia: uma área de tabuleiros do litoral do Piauí, Brasil. **Revista Equador**, v. 5, n. 2, p. 21-35, 2016.

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

SANDERSON, E. W.; JAITEH, M.; LEVY, M. A.; REDFORD, K. H.; WANNEBO.; GILLIAN, W. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891-904, 2002.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1013-1026, 2011.

SEMA. SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Reserva legal** [recurso eletrônico] / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Departamento de Proteção da Biodiversidade; editor Henrique Sundfeld Barbin; redação Henrique Sundfeld Barbin, Renata Inês Ramos. 1.ed, São Paulo, p.56. 2011.

SIANI, S. R.; HAYASHI, C. Transformações urbanas no sudeste do Pará e os impactos recentes trazidos pelas fazendas de soja. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 10, p. e47101018416-e47101018416, 2021.

SICSÚ, J.; CASTELAR, A. (Org.). **Sociedade e Economia: estratégias de crescimento e desenvolvimento**. Brasília: IPEA, 2009.

SILVA, A. C. C.; PRATA, A. P. N.; SOUTO, L. S.; MELLO, A. A. Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma unidade de conservação na Caatinga, em Sergipe. **Revista Árvore**, v. 37, p. 479-490, 2013.

SILVA, A. L.; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 1254-1269, 2019.

SILVA, C. D. S.; MARTINS, M.A.G.; SICOLI, A.H.; BALSADI, O.V.; NASCIMENTO, P.P. **Novos arranjos institucionais para o fortalecimento da agricultura familiar: uma abordagem territorial**. In: Inovações em desenvolvimento territorial: novos desafios para a Embrapa. Informação Tecnológica. p. 63-90. Brasília. 2010.

SILVA, F. B. **Modelagem hidrológica na bacia do rio Paracatu: avaliação do modelo WEAP como ferramenta de planejamento e gestão de recursos hídricos**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG, p.108. 2019.

SILVA, J. A. A. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo**. SBPC, 2012.

SILVA, M. O.; SANTOS, M. P.; SOUSA, A. C. P.; SILVA, R. L. V.; MOURA, I. A. A.; SILVA, R. S.; COSTA, K. D. S. Qualidade do solo: indicadores biológicos para um manejo sustentável. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 6853-6875, 2021.

SILVA, N. S.; RIBEIRO, C. A. A. S.; BARROSO, W. R.; RIBEIRO, P. E. Á.; SOARES, V. P.; SILVA, E. Sistema de Otto-codificação modificado para endereçamento de redes hidrográficas. **Revista Árvore**, v. 32, n. 5, p. 891-897, 2008.

SILVA, P. C. G.; MOURA, M. S. B.; KIILL, L. H. P.; BRITO, L. T. L.; PEREIRA, L. A.; SA, I. B.; CORREIA, R. C.; TEIXEIRA, A. H. C.; CUNHA, T. J. F.; GUIMARÃES FILHO, C. **Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos**. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. (Ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010.

SIMÕES, E. Eletromagnetismo: para além das Leis de Newton. **Revista Pesquisa & Extensão**, Montes Claros-MG, v. 4, nº 1, p. 07-14, 2014.

SIQUEIRA, J. **MapBiomass User Toolkit**. [S. l.], 2021. Disponível em: <<https://github.com/mapbiomas-brazil/user-toolkit>>. Acesso em: 15 maio. 2021.

SLATER, P. N. **Remote sensing: optics and optical systems**. Reading, 1980.

SOARES, T. O.; ALMEIDA, A. A.; MORAES, A. E. F.; SOUSA, M. C. B. C.; LEITE, T. S. A. Impactos Ambientais Causados Pelo Desmatamento: Uma Revisão Sistemática da Literatura. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, v. 9, n. 2, 2019.

SOBRINHO, J. V. **Desertificação no Nordeste do Brasil**. Recife: FADURPE / UFRPE. 2002.

SOUSA, J. F. O.; OLIVEIRA, A. A.; CAMPOS, N. B.; ALMEIDA-BEZERRA, J. W.; SILVA, V. B.; NASCIMENTO, M. P.; FERANDES, P. A. S.; SANTOS, A. F.; VASCONCELOS, J. M. P. B. L.; SOUSA, M. M. R. F.; SILVA, M. A. P.; MENDONÇA, A. C. A. M. Composição florística de duas áreas de Caatinga da Chapada do Araripe. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 13, 2021.

SOUZA FILHO, C. R.; CROSTA, A.P. Geotecnologias aplicadas à geologia. **Revista Brasileira de Geociências**. São Paulo. v, 33, n.2. 2003.



- SOUZA JR.; MONTEIRO, A. L.; SALOMÃO, R.; VALENTE, A. **Extração de Informações de Imagens Landsat para Modelos de Alcance Econômico da Atividade Madeireira**. Anais X SBSR, Foz do Iguaçu, 2001.
- SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, v. 14, p. 131-150, 2015.
- SOUZA, C. G.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVLAHO, L. M. T.; ALVES, M. R. A.; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral-MG. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 631-644, 2014.
- SOUZA, C.; AZEVEDO, T. MapBiomas general handbook. **MapBiomas: São Paulo, Brazil**, p. 1-23, 2017.
- SOUZA, E. S. **Short-and long-term effects of fire and fire-induced vegetation cover on four lizard species in Amazonian Savannas**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Biodiversidade) Universidade Federal do Oeste do Pará, p. 56, 2020.
- SOUZA, J. C.; AQUINO, P. T. M.; DRUCIANKI, V. P. Uso e cobertura do solo no Cerrado: panorama do período de 1985 a 2018. **Revista de Geografia da UEG - Goiás**, v.9, n.2, 2020.
- SOUZA, S. D. G.; SOUSA, M. L. M. Efeitos ambientais da modernização agrícola no Brasil: o avanço da agricultura e pastagem nos biomas brasileiros. **Revista GEOgrafias**, v. 18, n. 1, p. 63-76, 2022.
- TAKAHASHI, R. S.; CICERELLI, R. E.; ALMEIDA, T.; SANO, E. E.; CONTRERAS, F.; RAMOS, A. P. M. Implementação de Corredores Ecológicos no Distrito Federal e Entorno Baseado em Critérios Ponderados. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 44, 36167, 2021.
- TANAKA, R.T.; MASCARENHAS, H.A.A.; BORKERT, C.M. Nutrição mineral da soja. In: ARANTES, N.E.; SOUZA, P.I.M., (Eds.) **Cultura da soja nos cerrados**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, p.105-135, 1993.
- TEIXEIRA, L. P. **Análise da Distribuição Espacial e Representatividade Geográfica das Unidades de Conservação do Domínio Fitogeográfico da Caatinga**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Ambientais) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, p. 53. 2018.
- THIAGO, C. R. L.; MAGALHÃES, I. A. L.; SANTOS, A. R. Identificação de fragmentos florestais potenciais para delimitação de corredores ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, Espírito Santo, por meio técnicas de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 595-612, 2020.
- TRICART, J. As zonas morfoclimáticas do nordeste brasileiro. **Notícia Geomorfologica**, v. 3, p. 17-25, 1961.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 20:171-197, 1989.
- VAIDYA, O.S.; KUMAR, S. Analytic hierarchy process: An overview of applications. **European Journal of Operational Research**, v. 169, n. 1, p. 1-29, 2006.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Análise**, n. 62, p. 114-129, 2002.

VELOSO, H.P.; L.C. OLIVEIRA-FILHO; A.M.S.F. VAZ; M.P.M. LIMA; R. MARQUETE.; J.E.M. BRAZÃO. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, n. 1. Rio de Janeiro. p. 93, 1992.

WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Ecologia) Universidade de Brasília, p.389. 2006.

WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. **Cerrado: ecologia e flora**, v. 1, p. 21-45, 2008.

WALTER, B.M.T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Ecologia) Universidade de Brasília, p.373. 2006.

WANG, L.; LIU, H. An Efficient Method for Identifying and Filling Surface Depressions in Digital Elevation Models for Hydrologic Analysis and Modelling. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, p. 193–213, 2006.

WITH, K. A. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. K. Gutzwiller (Ed.) New York, **Springer Verlag**, p.105-130, 2002.

YU, M.; HUANG, Y.; CHENG, X.; TIAN, J. An ArcMap plug-in for calculating landscape metrics of vector data. **Ecological Informatics**, v. 50, p. 207-219, 2019.

ZAPPI, D. Fitofisionomia da Caatinga associada à Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4, n.1-2, p. 34-37, 2008.

ZIMBRES, B. Q. C. **Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade de Brasília, Brasília, p.119. 2010.