



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
CURSO DE DOUTORADO EM GEOGRAFIA**

JEAN OLIVEIRA CAMPOS

**DINÂMICA ESPACIAL DA COBERTURA FLORESTAL E DOS ESTOQUES DE
CARBONO EM CENÁRIOS FUTUROS NO BREJO PARAIBANO (ESTADO DA
PARAÍBA – BRASIL) (2023–2100)**

**JOÃO PESSOA
2026**

JEAN OLIVEIRA CAMPOS

**DINÂMICA ESPACIAL DA COBERTURA FLORESTAL E DOS ESTOQUES DE
CARBONO EM CENÁRIOS FUTUROS NO BREJO PARAIBANO (ESTADO DA
PARAÍBA – BRASIL) (2023–2100)**

Trabalho de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de concentração: Território, Trabalho e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Rodrigues Viana de Lima.

JOÃO PESSOA
2026

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

C198d Campos, Jean Oliveira.

Dinâmica espacial da cobertura florestal e dos estoques de carbono em cenários futuros no Brejo Paraibano (Estado da Paraíba - Brasil) (2023-2100) / Jean Oliveira Campos. - João Pessoa, 2026.
172 f.

Orientação: Eduardo Rodrigues Viana de Lima.
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Mata atlântica. 2. Brejo paraibano. 3. Cenários de uso e cobertura da terra. 4. Fragmentação florestal. 5. Estoque e valoração de carbono. I. Lima, Eduardo Rodrigues Viana de. II. Título.

UFPB/BC

CDU 502.15:91(813.3)

“DINÂMICA ESPACIAL DA COBERTURA FLORESTAL E DOS ESTOQUES DE CARBONO EM CENÁRIOS FUTUROS NO BREJO PARAIBANO (ESTADO DA PARAÍBA – BRASIL) (2023–2100)”

por

Jean Oliveira Campos

**Tese de Doutorado apresentada ao Corpo Docente do Programa de Pós-graduação em
Geografia do CCEN-UFPB, como requisito total para obtenção do grau de Doutor em
Geografia.**

Área de concentração: Território, trabalho e Ambiente.

Aprovado por:

Documento assinado digitalmente
 **EDUARDO RODRIGUES VIANA DE LIMA**
Data: 12/04/2026 14:51:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Eduardo Rodrigues Viana de Lima
Orientador

Documento assinado digitalmente
 **BARTOLOMEU ISRAEL DE SOUZA**
Data: 07/04/2026 20:56:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Bartolomeu Israel de Souza
Examinador interno

Documento assinado digitalmente
 **RICHARDE MARQUES DA SILVA**
Data: 08/04/2026 00:19:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Richarde Marques da Silva
Examinador interno

Documento assinado digitalmente
 **DIOGENES FELIX DA SILVA COSTA**
Data: 11/04/2026 15:28:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Diogenes Felix da Silva Costa
Examinador externo

Documento assinado digitalmente
 **JACIMARIA FONSECA DE MEDEIROS**
Data: 09/04/2026 09:23:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Jacimária Fonseca de Medeiros
Examinadora externa

**Universidade Federal da Paraíba
Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Programa de Pós-graduação em Geografia
Cursos de Mestrado e Doutorado em Geografia**

Fevereiro/2026.

AGRADECIMENTOS

A realização desta pesquisa representa a conclusão de um percurso acadêmico, profissional e pessoal que não teria sido possível sem o apoio direto e indireto de diversas pessoas e instituições, às quais expresso, aqui, minha gratidão. Agradeço, inicialmente, a Deus, que esteve presente nos momentos bons e difíceis, concedendo-me força, coragem, sabedoria, saúde e motivação para continuar, mesmo diante das adversidades. Ingrato seria atribuir a finalização deste ciclo apenas ao acaso dos acontecimentos ou ao esforço individual. A Ti, que me concedeste a vida e sustentaste cada passo desta caminhada, deixo meu eterno agradecimento.

Aos meus pais, Genilda e Francisco, que não mediram esforços para me apoiar, acreditando em meus sonhos e incentivando minha formação, mesmo quando os desafios pareciam maiores do que as possibilidades. Aos meus irmãos, Guilherme e Geovane, agradeço pelo apoio constante, especialmente pela ajuda nos deslocamentos entre o campo e a cidade, em diversos dias e horários. À minha avó Teresinha, exemplo de força, coragem e perseverança, agradeço pelo incentivo permanente aos estudos e pelos valores transmitidos no decorrer da vida. Ao meu avô Pedim (*in memoriam*), agradeço pelo incentivo aos estudos. Tenho certeza de que estaria feliz em ver a concretização desta etapa.

Aos amigos, agradeço pela colaboração nas atividades de campo no Brejo Paraibano e pelo apoio ao longo do doutorado. Aos colegas do curso de doutorado em Geografia (turma 2022), agradeço pelas conversas e pelos momentos de descontração ao longo das atividades acadêmicas.

Ao meu orientador, professor doutor Eduardo Rodrigues Viana de Lima, expresso meu sincero agradecimento pela parceria acadêmica, que se estende desde a orientação no mestrado, pelos direcionamentos teóricos e metodológicos e pelo acompanhamento ao longo de todo o processo de construção desta pesquisa, contribuindo de forma decisiva para o seu amadurecimento científico. À banca examinadora, agradeço por aceitar participar da avaliação desta tese.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal da Paraíba, agradeço pelos ensinamentos, debates e contribuições oferecidos por meio das disciplinas e atividades acadêmicas, que fortaleceram minha formação e ampliaram minha compreensão teórica e metodológica. Agradeço também aos funcionários da secretaria do Programa de Pós-Graduação em Geografia pela presteza, atenção e disponibilidade sempre que necessário.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Dessa forma, agradeço à CAPES pelo apoio financeiro concedido, fundamental para a realização desta pesquisa e para a viabilização das atividades acadêmicas desenvolvidas no decorrer do doutorado.

Por fim, esta pesquisa materializa não apenas um trabalho acadêmico, mas também a realização de um sonho de infância, construído coletivamente ao longo do tempo. Por isso, a todos que, de alguma forma, contribuíram para que esta caminhada fosse possível, deixo meu sincero agradecimento.

RESUMO

A Mata Atlântica apresenta rica biodiversidade e presta serviços ecossistêmicos essenciais, mas o histórico de uso e ocupação nesse bioma resultou em uma paisagem marcada pela perda e fragmentação da cobertura nativa. No Nordeste brasileiro, esse bioma também ocorre nos Brejos de Altitude, onde predomina a Floresta Estacional Semidecidual e a pressão agropecuária contribui para perdas de vegetação e alterações no balanço de carbono. Na Paraíba, o Brejo Paraibano se destaca pela expressiva redução da cobertura florestal, com implicações para a fragmentação da paisagem e para serviços ecossistêmicos associados ao armazenamento e ao sequestro de carbono. A pesquisa analisou a dinâmica espacial futura da cobertura florestal nativa no Brejo Paraibano, bem como as mudanças nos estoques e fluxos de carbono e sua valoração econômica, entre 2023 e 2100, com base em três cenários simulados: Cenário Tendencial (CT), Cenário Conservacionista I (CC I) e Cenário Conservacionista II (CC II). A abordagem integrou a delimitação ambiental da área de estudo, a simulação de mudanças no uso e cobertura da terra, a avaliação da perda e da fragmentação florestal e a valoração econômica dos fluxos de CO₂. A delimitação do recorte espacial foi realizada por meio da integração de índices espectrais obtidos a partir de imagens do Sentinel-2 referentes ao período seco e da aplicação de um limiar para identificar os municípios vinculados ao recorte. Em seguida, simularam-se cenários de uso e cobertura da terra (2030–2100) com o *Dinamica EGO*, considerando diferentes taxas de desmatamento. Posteriormente, calcularam-se métricas de paisagem por meio do *Fragstats* para avaliar a perda e a fragmentação da cobertura florestal nativa nos cenários simulados. Por fim, com auxílio do *InVEST*, estimaram-se estoques e fluxos decenais de carbono e realizou-se a valoração econômica. Os resultados indicaram que o recorte ambiental totaliza 1.484,04 km² e abrange 16 municípios associados ao sistema. No período histórico 2013–2023, a área florestal reduziu de 52.302,39 ha para 35.232,46 ha, com queda do estoque de 25,01 para 16,85 MtCO₂ e emissão líquida de 8,16 MtCO₂, equivalente a US\$ 1,665 bilhão. Nas projeções 2023–2100, o Cenário Tendencial indicou continuidade das perdas, com redução da área florestal para 13.697,46 ha e do estoque para 6,55 MtCO₂ em 2100, além de prejuízo nominal acumulado em torno de US\$ 3,2 bilhões (2030–2100). Por outro lado, os cenários conservacionistas projetam aumento da cobertura florestal e dos estoques. No CC I, em 2100, a área florestal atinge 41.032,62 ha, com 19,62 MtCO₂, e o ganho econômico nominal acumulado chega a US\$ 0,92 bilhão. Já no CC II, em 2100, a área florestal chega a 104.077,50 ha, com 49,77 MtCO₂, e o ganho econômico nominal acumulado alcança US\$ 11,17 bilhões. As trajetórias tendenciais de uso da terra intensificam a perda de vegetação e a redução dos

estoques de carbono, ao passo que trajetórias conservacionistas alteram o padrão de fragmentação e favorecem o balanço de carbono nas próximas décadas, oferecendo base para discutir prioridades de conservação e restauração, bem como para apoiar decisões de planejamento territorial.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Brejo Paraibano; cenários de uso e cobertura da terra; fragmentação florestal; estoque e valoração de carbono.

ABSTRACT

The Atlantic Forest supports high biodiversity and provides essential ecosystem services. However, the history of land use and occupation in this biome has resulted in a landscape marked by native vegetation loss and fragmentation. In northeastern Brazil, this biome also occurs in the Brejos de Altitude, where Seasonal Semideciduous Forest predominates and agricultural and livestock pressure contributes to vegetation loss and changes in the carbon balance. In Paraíba, the Brejo Paraibano stands out for its marked reduction in forest cover, with implications for landscape fragmentation and for ecosystem services associated with carbon storage and sequestration. This study analyzed the future spatial dynamics of native forest cover in the Brejo Paraibano, as well as changes in carbon stocks and fluxes and their economic valuation, from 2023 to 2100, based on three simulated scenarios: Business-as-Usual Scenario (CT), Conservationist Scenario I (CC I), and Conservationist Scenario II (CC II). The approach integrated the environmental delimitation of the study area, land use and land cover change simulation, the assessment of forest loss and fragmentation, and the economic valuation of CO₂ fluxes. The spatial extent was delimited through the integration of spectral indices derived from Sentinel-2 images acquired during the dry season and the application of a threshold to identify the municipalities linked to the study area. Land use and land cover scenarios for 2030–2100 were then simulated in *Dinamica EGO* under different deforestation rates. Landscape metrics were calculated in *Fragstats* to evaluate native forest loss and fragmentation across the simulated scenarios. Finally, carbon stocks and decadal fluxes were estimated with *InVEST*, and an economic valuation was performed. The results indicated that the environmental delimitation totals 1,484.04 km² and encompasses 16 municipalities associated with the environmental system. During the historical period from 2013 to 2023, forest area declined from 52,302.39 ha to 35,232.46 ha, while carbon stocks decreased from 25.01 to 16.85 MtCO₂, resulting in a net emission of 8.16 MtCO₂, equivalent to US\$ 1.665 billion. In future projections for 2023–2100, the Business-as-Usual Scenario indicates the continuation of losses, with forest area declining to 13,697.46 ha and carbon stocks declining to 6.55 MtCO₂ by 2100, as well as a cumulative nominal loss of approximately US\$ 3.2 billion for the period 2030–2100. In contrast, conservation scenarios project gains in forest cover and carbon stocks. In CC I, by 2100, forest area reaches 41,032.62 ha, with carbon stocks of 19.62 MtCO₂, and the cumulative nominal economic gain amounts to US\$ 0.92 billion. In CC II, by 2100, forest area reaches 104,077.50 ha, with carbon stocks of 49.77 MtCO₂, and the cumulative nominal economic gain reaches US\$ 11.17 billion. Business-as-usual land-use

trajectories intensify vegetation loss and the reduction of carbon stocks, whereas conservation trajectories alter fragmentation patterns and favor the carbon balance over the coming decades, providing a basis for discussing conservation and restoration priorities and supporting territorial planning decisions.

Keywords: Atlantic Forest; Brejo Paraibano; land use and land cover scenarios; forest fragmentation; carbon stocks and valuation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do Brejo Paraibano no estado da Paraíba	22
Figura 2 – Distribuição do bioma Mata Atlântica conforme a Lei nº 11.428 de 2006.....	25
Figura 3 – Estrutura metodológica geral da pesquisa.....	42
Figura 4 – Percurso metodológico realizado para uma nova delimitação espacial do Brejo Paraibano	47
Figura 5 – Precipitação e temperatura média mensal do ar no Brejo Paraibano (1979-2013) ..	48
Figura 6 – Áreas com maior presença de biomassa e vegetação arbórea nos períodos seco e chuvoso.....	49
Figura 7 – Processo de refinamento dos limites do Brejo Paraibano	50
Figura 8 – Hipsometria, declividade e classes de solo do Brejo Paraibano	51
Figura 9 – Modelo didático de representação do Brejo Paraibano.....	53
Figura 10 – Municípios considerados como integrantes do Brejo Paraibano	55
Figura 11 – Percurso metodológico realizado para simulação das mudanças no uso e cobertura da terra	68
Figura 12 – Uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano nos anos de 2013 e 2023	70
Figura 13 – Cenário Tendencial entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano.....	74
Figura 14 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Tendencial até 2100 no Brejo Paraibano	76
Figura 15 – Cenário Conservacionista I entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano ...	77
Figura 16 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista I até 2100 no Brejo Paraibano	79
Figura 17 – Cenário Conservacionista II entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano .	80
Figura 18 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista II até 2100 no Brejo Paraibano.....	82
Figura 19 – Percurso metodológico realizado para avaliação da dinâmica espaço-temporal da vegetação nativa	92
Figura 20 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Tendencial (2030–2100)	93
Figura 21 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano.....	94
Figura 22 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Conservacionista I (2030–2100)	95
Figura 23 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano	96

Figura 24 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Conservacionista II (2030–2100).....	97
Figura 25 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano	98
Figura 26 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano	100
Figura 27 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano	102
Figura 28 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano	103
Figura 29 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano	105
Figura 30 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano	107
Figura 31 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano	108
Figura 32 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano	110
Figura 33 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano	112
Figura 34 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano	114
Figura 35 – Evolução do número de fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano	118
Figura 36 – Evolução da área média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano	119
Figura 37 – Evolução da forma média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano	120
Figura 38 – Evolução da área nuclear média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano	121
Figura 39 – Evolução da distância média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano	122
Figura 40 – Síntese metodológica das etapas realizadas para valoração do estoque e dos fluxos de carbono nos cenários simulados	134
Figura 41 – Biomassa acima do solo, coeficiente de variação (CV) e carbono acima do solo	

para o Brejo Paraibano	135
Figura 42 – Áreas de perda, ganho e estabilidade de carbono florestal entre os anos de 2023 e 2100 nos três cenários para o Brejo Paraibano.....	136
Figura 43 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano	137
Figura 44 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano (2023–2100)	138
Figura 45 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100)	139
Figura 46 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100)	140
Figura 47 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100)	141
Figura 48 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100).....	142
Figura 49 – Evolução do estoque total de carbono nos três cenários simulados para o Brejo Paraibano (2023–2100)	143
Figura 50 – Comparação dos fluxos de carbono nos três cenários simulados para o Brejo Paraibano (2023–2100)	144

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores registrados nos índices espectrais.....	49
Tabela 2 – Classes de hipsometria, declividade e solos do Brejo Paraibano	52
Tabela 3 – Área dos municípios sobrepostos pelo polígono do Brejo Paraibano	54
Tabela 4 – Parâmetros de calibração da simulação	66
Tabela 5 – Taxas de transição adotadas nas simulações de cenários futuros	67
Tabela 6 – Matrizes de confusão das classificações supervisionadas dos anos de 2013 e 2023	69
Tabela 7 – Área das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2023	70
Tabela 8 – Matriz de transição de múltiplos passos (2013-2023)	71
Tabela 9 – Pesos de Evidência das variáveis associadas às transições de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano	72
Tabela 10 – Índice de Similaridade Fuzzy	73
Tabela 11 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Tendencial até 2100 no Brejo Paraibano	75
Tabela 12 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista I até 2100 no Brejo Paraibano	78
Tabela 13 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista II até 2100 no Brejo Paraibano	81
Tabela 14 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Tendencial	115
Tabela 15 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Conservacionista I ..	116
Tabela 16 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Conservacionista II ..	117
Tabela 17 – Valores utilizados do Custo Social do Carbono (CSC) por tCO ₂ com base no valor do dólar de 2020	133
Tabela 18 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano (2023–2100).....	136
Tabela 19 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100).....	138
Tabela 20 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100)	140

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Variáveis utilizadas para a criação do cubo raster	64
Quadro 2 – Métricas de paisagem utilizadas no Brejo Paraibano.....	90
Quadro 3 – Biofísica de carbono para a classe de Floresta nativa	132

LISTA DE SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CC I	Cenário Conservacionista I
CC II	Cenário Conservacionista II
CSC	Custo Social do Carbono
CT	Cenário Tendencial
EPA	Environmental Protection Agency (EUA)
ESA	European Space Agency
EVI	Enhanced Vegetation Index
GNSS	Global Navigation Satellite System
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
MSI	Multispectral Imager
NBR	Normalized Burn Ratio
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NDWI	Normalized Difference Water Index
OLI/TIRS	Operational Land Imager / Thermal Infrared Sensor
PE	Parque Estadual
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RL	Reserva Legal
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAF	Sistemas Agroflorestais
SICAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
SIG	Sistema de Informação Geográfica
UC	Unidade de Conservação
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
VN	Valor Nominal
VP	Valor Presente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	18
2	ÁREA DE ESTUDO	22
3	REFERENCIAL TEÓRICO	24
3.1	A Mata Atlântica no Brasil	24
3.2	Brejos de Altitude do Nordeste	26
3.3	Modelagem e modelos de mudanças no uso e cobertura da terra	30
3.4	Fragmentação florestal e métricas de paisagem	33
3.5	Biomassa e estoque de carbono em florestas	36
4	ESTRUTURA METODOLÓGICA GERAL	41
5	PROPOSTA DE NOVA DELIMITAÇÃO PARA O BREJO PARAIBANO	43
5.1	Introdução	43
5.2	Material e métodos	44
5.2.1	Materiais e instrumentos	44
5.2.2	Procedimentos metodológicos	45
5.3	Resultados	47
5.4	Discussão	56
5.5	Considerações finais do capítulo	58
6	MUDANÇAS FUTURAS NO USO E COBERTURA DA TERRA NO BREJO PARAIBANO ENTRE 2023 E 2100	60
6.1	Introdução	60
6.2	Material e métodos	61
6.2.1	Materiais e instrumentos	61
6.2.2	Procedimentos metodológicos	62
6.3	Resultados	68
6.4	Discussão	83
6.5	Considerações finais do capítulo	86
7	DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PERDA E DA FRAGMENTAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA NO BREJO PARAIBANO (2023–2100)	88
7.1	Introdução	88
7.2	Material e métodos	89
7.2.1	Materiais e instrumentos	89
7.2.2	Procedimentos metodológicos	89

7.3 Resultados	92
7.3.1 Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho	92
7.3.2 Distribuição espacial dos fragmentos por forma	99
7.3.3 Distribuição espacial da conectividade	104
7.3.4 Distribuição espacial da área-nuclear	109
7.3.5 Valores médios das métricas da paisagem no Brejo Paraibano	115
7.4 Discussão	122
7.5 Considerações finais do capítulo	127
8 ESTOQUES, FLUXOS E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO FLORESTAL EM CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DA TERRA NO BREJO PARAIBANO (2023–2100)	129
8.1 Introdução	129
8.2 Material e métodos	130
8.2.1 Materiais e instrumentos	130
8.2.2 Procedimentos metodológicos	131
8.3 Resultados	134
8.4 Discussão	144
8.5 Considerações finais do capítulo	147
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	149
REFERÊNCIAS	151

1 INTRODUÇÃO GERAL

Serviços ecossistêmicos são os benefícios que as sociedades humanas obtêm a partir do funcionamento dos ecossistemas, sustentando múltiplas dimensões do bem-estar humano em uma relação dinâmica entre sociedade e natureza (Broggio *et al.*, 2024; Costanza *et al.*, 1997; Hua *et al.*, 2022). Entre os ecossistemas terrestres, as florestas destacam-se como principais provedoras desses serviços, em razão de oferecerem benefícios que abrangem as categorias de provisão, regulação, manutenção e cultura (FAO, 2020; MEA, 2005).

O sequestro e o armazenamento de carbono integram os serviços de regulação associados à cobertura florestal e ganharam destaque no debate climático, devido ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa acima dos níveis pré-industriais (IPCC, 2019; Ribeiro *et al.*, 2010). A quantificação do carbono pode ser feita por amostragem destrutiva, mas em estudos aplicados predomina o uso de medições dendrométricas combinadas a equações alométricas para estimar biomassa, posteriormente convertida em carbono por fatores de conversão (Arevalo; Alegre; Vilcahuaman, 2002; Sanquetta; Balbinot, 2004).

No Brasil, os remanescentes florestais da Mata Atlântica figuram entre as áreas com maior potencial de sequestro e armazenamento de carbono. No Nordeste brasileiro, parte dessa vegetação ocorre nos Brejos de Altitude, ambientes localizados no interior do semiárido e caracterizados por condições climáticas mais úmidas em relação ao entorno (Medeiros *et al.*, 2017; Vasconcelos Sobrinho, 1949). O estado da Paraíba abriga a maior fração de terras em condição de Brejo de Altitude no Nordeste, destacando-se a microrregião do Brejo Paraibano, definida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) por critérios administrativos e composta por oito municípios (IBGE, 1990). No entanto, estudos apontam a existência de um número maior de áreas com características de Brejos de Altitude, cujos limites espaciais ainda carecem de delimitação ambiental precisa (Marques; Silva; Silva, 2014; Medeiros; Cestaro, 2019; Vasconcelos Sobrinho, 1971).

Neste trabalho, Brejo de Altitude designa o sistema geomorfológico e ecológico caracterizado por condições ambientais diferenciadas no interior do semiárido. A microrregião do Brejo Paraibano refere-se à divisão administrativa do IBGE, enquanto o Brejo Paraibano corresponde ao polígono ambiental estabelecido neste estudo, com base em critérios físico-ambientais e distinto dos limites político-administrativos, por se tratar da delimitação de um Brejo de Altitude.

Nesses ambientes, as condições climáticas favoráveis estimularam, historicamente, o desenvolvimento de atividades agropecuárias, resultando na supressão da Floresta Estacional

Semidecidual e sua substituição por cultivos como cana-de-açúcar, café, banana e feijão (Artigas; Souza; Lima, 2022; Lins, 1996; Mayo; Fevereiro, 1982; Medeiros; Cestaro, 2019). Tal processo de supressão provocou a liberação de carbono para a atmosfera e afetou diretamente o serviço ecossistêmico de sequestro e armazenamento, sendo ainda pouco conhecida a magnitude das perdas nos diferentes compartimentos do ecossistema florestal (Broggio *et al.*, 2024; Campos; Lima; Costa, 2023). Nas últimas décadas, a criação de unidades de conservação e a promulgação da Lei da Mata Atlântica contribuíram para a regeneração natural em alguns setores dos Brejos de Altitude. Apesar desses avanços, as pastagens permanecem como elemento dominante da matriz da paisagem (Brasil, 2006; Mayo; Fevereiro, 1982; Vancine *et al.*, 2024).

Ainda são escassos estudos que tratem, de forma integrada, da delimitação ambiental, da simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra, da análise de fragmentação por métricas de paisagem e da quantificação e valoração de carbono em Brejos de Altitude do Nordeste. No caso do Brejo Paraibano, destacam-se quatro lacunas principais: a carência de uma delimitação ambiental baseada em critérios físico-ambientais, a inexistência de simulações de cenários futuros de uso e cobertura da terra, a falta de análises de fragmentação em cenários futuros com métricas de paisagem e a ausência de quantificação e valoração econômica de estoques e fluxos de carbono. Essas lacunas evidenciam a necessidade de uma abordagem integrada, capaz de articular delimitação ambiental, simulação de cenários, análise da fragmentação e valoração do carbono no recorte do Brejo Paraibano.

Diante do histórico de degradação ambiental no Brejo Paraibano e da relevância desse ambiente para o serviço de sequestro e armazenamento de carbono, este trabalho busca responder às seguintes questões: qual é a extensão ambiental do Brejo Paraibano? Quais classes de uso e cobertura da terra estarão associadas às perdas e ganhos de vegetação nativa até 2100? Como se configurará o padrão de fragmentação florestal nos diferentes cenários? Qual será o comportamento dos estoques de carbono até 2100? E qual será o valor econômico associado ao carbono florestal nos cenários simulados? Para isso, este estudo adota três cenários prospectivos de uso e cobertura da terra: o Cenário Tendencial (CT), que representa a continuidade das práticas atuais; o Cenário Conservacionista I (CC I), que considera a redução do desmatamento; e o Cenário Conservacionista II (CC II), baseado na interrupção das perdas florestais e no avanço da regeneração.

A partir dessas questões, foram formuladas as seguintes hipóteses: I) as unidades de Brejo de Altitude na Paraíba integram um sistema natural contínuo, cuja extensão supera mil quilômetros quadrados; II) a agropecuária constitui a principal classe associada às perdas de

vegetação nativa, sobretudo no Cenário Tendencial, enquanto os cenários conservacionistas favorecem os ganhos de cobertura florestal por meio da conversão de áreas agropecuárias em vegetação nativa; III) o CT intensifica a perda e a fragmentação florestal, enquanto os cenários CC I e CC II favorecem ganhos de conectividade; IV) os estoques de carbono reduzem-se no CT e aumentam nos cenários conservacionistas; e V) a valoração econômica do carbono apresenta perdas no CT e ganhos expressivos nos cenários CC I e CC II, podendo alcançar valores que variam de milhões a bilhões de dólares.

Para responder aos questionamentos, o objetivo geral deste estudo é analisar a dinâmica espacial futura da cobertura florestal nativa no Brejo Paraibano, bem como as mudanças nos estoques e fluxos de carbono e sua valoração econômica, no período de 2023 a 2100, com base em três cenários simulados: Cenário Tendencial (CT), Cenário Conservacionista I (CC I) e Cenário Conservacionista II (CC II). Para o alcance do objetivo geral, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- 1) Delimitar a extensão espacial do Brejo Paraibano;
- 2) Simular as mudanças no uso e cobertura da terra entre 2023 e 2100, com base nos três cenários (CT, CC I, CC II);
- 3) Avaliar a dinâmica espaço-temporal da perda e da fragmentação da cobertura florestal nativa entre 2023 e 2100, com base nos três cenários (CT, CC I, CC II);
- 4) Estimar os estoques e fluxos de carbono associados às transformações da cobertura florestal nativa entre 2023 e 2100, com base nos três cenários (CT, CC I e CC II), e realizar sua valoração econômica.

Ao atender a esses objetivos, a pesquisa também oferece contribuições de natureza científica, metodológica e aplicada. No plano científico, avança no conhecimento sobre o Brejo Paraibano ao reunir, em uma mesma abordagem, a delimitação ambiental da área, a modelagem de cenários futuros de uso e cobertura da terra, a análise da fragmentação florestal e a valoração de estoques e fluxos de carbono. Com isso, amplia a compreensão das relações entre transformação da paisagem, conectividade ecológica e serviços ecossistêmicos em um sistema ambiental de exceção do Semiárido paraibano. Soma-se a isso a proposição de uma nova delimitação para o Brejo Paraibano, que oferece subsídios para a revisão de recortes anteriores e reforça a compreensão de sua organização espacial e de sua importância ecológica.

Do ponto de vista metodológico, a pesquisa articula diferentes bases de dados, técnicas de sensoriamento remoto, modelagem espacial e métricas de paisagem, produzindo um procedimento replicável para outras áreas com configuração ecológica semelhante. A integração entre delimitação ambiental, simulação de cenários, análise de fragmentação e

estimativa de carbono permite examinar, de forma conjunta, processos que frequentemente são tratados de maneira fragmentada na literatura.

Em termos aplicados, os resultados oferecem subsídios para o planejamento territorial e ambiental do Brejo Paraibano, ao indicar áreas sob maior pressão, setores com maior potencial de regeneração e possíveis efeitos de diferentes trajetórias de uso da terra sobre a cobertura florestal e os estoques de carbono. Dessa forma, a pesquisa pode apoiar ações voltadas à conservação, restauração florestal, definição de prioridades espaciais e formulação de políticas públicas compatíveis com as especificidades ambientais da região.

Em síntese, as contribuições da pesquisa se articulam a uma interpretação central sobre o papel das trajetórias de uso e cobertura da terra na reorganização da paisagem e dos estoques de carbono no Brejo Paraibano. Neste trabalho, sustenta-se que a dinâmica futura dos estoques e fluxos de carbono no Brejo Paraibano é condicionada, sobretudo, pelas trajetórias de uso e cobertura da terra. A análise espacial e temporal, realizada a partir de um recorte ambientalmente delimitado, sinaliza que a manutenção das tendências históricas intensifica a conversão da cobertura florestal, amplia a perda e a fragmentação e reduz o balanço de carbono, enquanto trajetórias conservacionistas tendem a reduzir a conversão, ampliar a recomposição da vegetação nativa e alterar o sinal da valoração econômica associada ao carbono.

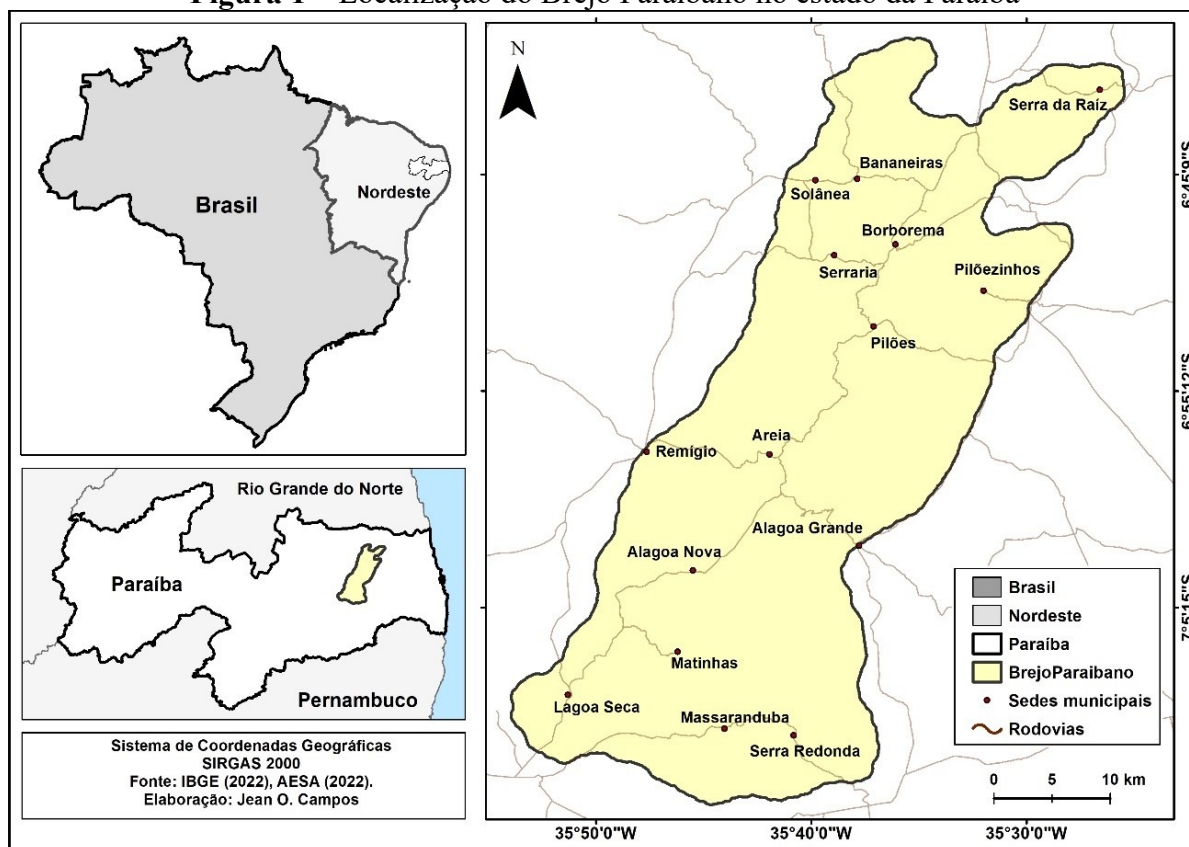
A escolha do Brejo Paraibano como área de estudo justifica-se por sua singularidade ambiental no interior nordestino. Trata-se de uma feição úmida inserida em domínio semiárido, marcada pela presença de remanescentes florestais, maior disponibilidade hídrica e condições ecológicas distintas do entorno. Tal configuração confere à região relevância para a conservação da biodiversidade, a manutenção de funções reguladoras da paisagem e a provisão de serviços ecossistêmicos associados à cobertura florestal nativa. Ao mesmo tempo, o Brejo Paraibano apresenta histórico de pressão antrópica, sobretudo pela expansão agropecuária e pela conversão do uso da terra, fatores que vêm alterando a configuração da paisagem e reduzindo a extensão e a conectividade dos remanescentes florestais.

Adicionalmente, o Brejo Paraibano integra a Mata Atlântica, *hotspot* de biodiversidade e área prioritária para conservação. A relevância da área também decorre da proteção conferida pela Lei da Mata Atlântica e de sua condição de paisagem de exceção no Semiárido nordestino, onde ocorrem espécies ameaçadas de extinção (Brasil, 2006; Mittermeier *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2020). Por fim, a escolha da temática e da área de estudo também se relaciona a pesquisas prévias sobre serviços ecossistêmicos e dinâmica ambiental em Brejos de Altitude.

2 ÁREA DE ESTUDO

O polígono delimitado como área de estudo corresponde ao resultado obtido no primeiro capítulo desta pesquisa. O Brejo Paraibano é um Brejo de Altitude localizado na porção leste do Planalto da Borborema, no estado da Paraíba (Figura 1). Trata-se de um sistema natural disposto sobre as encostas orientais do planalto e sobre serras residuais da Depressão Leste do Borborema (Arruda *et al.*, 2022; Corrêa *et al.*, 2010). O efeito orográfico do relevo contribui para a ocorrência de clima As-tropical, com chuvas de outono e inverno, permitindo que a região se destaque como uma mancha úmida isolada entre áreas semiáridas (Alvares *et al.*, 2013; Francisco; Santos, 2017) na Paraíba. Os totais pluviométricos anuais alcançam 1.296 mm, e a temperatura média é de 26,1 °C, com valores mais amenos nas altitudes elevadas.

Figura 1 – Localização do Brejo Paraibano no estado da Paraíba



Fonte: Elaborado pelo autor.

O Brejo Paraibano se estende por aproximadamente 74,7 km no sentido nordeste-sudoeste acompanhando a borda do planalto, com largura média de 21,5 km na porção central. A litologia predominante é cristalina, com afloramentos de gnaisses, embora também ocorram áreas sedimentares pertencentes à Formação Serra de Martins e aos Tabuleiros Costeiros

(Arruda *et al.*, 2022; Corrêa *et al.*, 2010). A região é drenada majoritariamente pela bacia hidrográfica do rio Mamanguape, atravessada ainda por outros importantes cursos d'água do estado (Campos; Lima, 2020).

A altitude varia entre 81 e 682 m, com predominância de relevo fortemente ondulado. Os solos desenvolvidos, notadamente os argissolos vermelhos, ocupam cerca de 60,38% da área total. A vegetação nativa é composta pela Floresta Estacional Semidecidual, fisionomia típica da Mata Atlântica, hoje restrita a fragmentos isolados, sobretudo em áreas protegidas (Campos; Lima, 2020; Lins, 1996; Mayo; Fevereiro, 1982).

As condições ambientais favoráveis do Brejo Paraibano impulsionaram, desde o início da ocupação humana, o avanço de atividades agropecuárias, como criação de gado e cultivos de agave, milho, feijão, mandioca, cana-de-açúcar, algodão e banana, práticas que, no decorrer do tempo, geraram processos de degradação ambiental importantes, particularmente na vegetação e nos solos (Corrêa, 1963; Mayo; Fevereiro, 1982; Moreira; Targino, 1997).

O Brejo Paraibano também representa um importante ponto de turismo da Paraíba, onde se destaca o turismo cultural favorecido pela presença do casario colonial, engenhos, senzalas, temperaturas amenas e festivais de inverno, e o ecoturismo, que por sua vez, é realizado em áreas rurais, e contempla a realização de trilhas em florestas e o contato com tradições locais (Campos; Campos; Cavalcante, 2024; Pereira *et al.*, 2019). A região também é proeminente na criação de animais, cultivo de cana-de-açúcar, produção de frutas e hortaliças, além disso, tem ênfase na produção de aguardente realizada nos engenhos de cana-de-açúcar (Arruda *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2019).

Os limites do Brejo Paraibano abrangem, total ou parcialmente, 28 municípios paraibanos, dos quais 16 possuem mais de 45% de suas áreas inseridas na região: Alagoa Grande, Alagoa Nova, Areia, Bananeiras, Belém, Borborema, Cuitegi, Lagoa Seca, Massaranduba, Matinhas, Pilões, Pilõezinhos, Pirpirituba, Serra da Raiz, Serra Redonda e Serraria. Desses, 15 municípios têm suas sedes urbanas localizadas dentro dos limites do Brejo Paraibano, com exceção de Cuitegi, cuja sede está fora da área delimitada. Alagoa Grande e Remígio situam-se nas bordas da região, ao passo que os demais centros urbanos se distribuem nas áreas centrais do polígono.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Este capítulo apresenta o arcabouço conceitual que sustenta a análise da dinâmica da cobertura florestal nativa e dos estoques de carbono no Brejo Paraibano. A fundamentação enfatiza a literatura sobre Mata Atlântica, Brejos de Altitude, modelagem de uso e cobertura da terra, fragmentação florestal, métricas de paisagem, além de biomassa e estoques de carbono em florestas nativas.

3.1 A Mata Atlântica no Brasil

A Mata Atlântica insere-se nos domínios tropicais e subtropicais do planeta e constitui uma das maiores e mais diversas florestas da América do Sul (Mo *et al.*, 2023; Rosa *et al.*, 2021). Distribui-se em quase todo o litoral brasileiro, estendendo-se ainda por porções da Argentina e do Uruguai (Marques; Grelle, 2021; Ribeiro *et al.*, 2009; Vancine *et al.*, 2024). No Brasil, o bioma compreende diversas formações florestais nativas, como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual, além de ecossistemas associados, como formações pioneiras, campos de altitude, brejos interioranos e enclaves florestais do Nordeste, manguezais, restingas, áreas de tensão ecológica, savanas e estepes (Brasil, 2006; Joly; Metzger; Tabarelli, 2014).

A amplitude latitudinal da Mata Atlântica permite sua ocorrência tanto em regiões tropicais quanto subtropicais, ocupando diferentes cotas altimétricas, o que, somado a outros fatores, favorece variações florísticas expressivas (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Ribeiro *et al.*, 2009). Em razão de sua complexa história geomorfológica e climática, o bioma abriga elevada diversidade biológica e altos índices de endemismo (Peres *et al.*, 2020; Vancine *et al.*, 2024).

Os ecossistemas atlânticos prestam uma vasta gama de serviços ecossistêmicos, utilizados direta e indiretamente por uma população superior a 150 milhões de pessoas (Vancine *et al.*, 2024). Entre esses serviços destaca-se o fornecimento de água, a polinização, a provisão de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, o turismo, a educação ambiental, a regulação climática e, mais recentemente, o sequestro e armazenamento de carbono, serviço de crescente relevância diante do aquecimento global (Broggio *et al.*, 2024; Joly; Metzger; Tabarelli, 2014).

A cobertura original da Mata Atlântica ultrapassava 1,45 milhão de km² e, antes da colonização, era habitada por povos originários (Dorst, 1973; Joly; Metzger; Tabarelli, 2014).

(Figura 2). Com o processo de colonização, iniciou-se a supressão sistemática da vegetação nativa para a implantação de culturas agrícolas, como o café e a cana-de-açúcar, a criação extensiva de gado, a mineração aurífera e a expansão urbana e industrial litorânea, gerando intensos quadros de degradação ambiental e perda de biodiversidade (Fonseca, 1985; Solórzano; Brasil; Oliveira, 2021).



A vegetação nativa vem sofrendo, desde a colonização, notórios processos de perda e fragmentação, que afetam diversos grupos taxonômicos, gerando a perda de biodiversidade (Chase *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2024). A cobertura original foi reduzida para menos de 30% como consequência da exploração, porém, ainda sustenta uma rica biodiversidade (Broggio *et al.*, 2024). Em virtude de tais condições, a Mata Atlântica é um *hotspot* mundial de biodiversidade, se posicionando entre os domínios naturais de maior biodiversidade e também de maior degradação da Terra, representando, dessa forma, uma área prioritária para ações de conservação (Mittermeier *et al.*, 2011; Pinto *et al.*, 2006).

Os fragmentos florestais remanescentes encontram-se distribuídos de forma heterogênea no bioma e estão submetidos a diversos impactos ambientais acarretados pelas

atividades humanas que se desenvolvem no entorno (Ribeiro *et al.*, 2009; Vancine *et al.*, 2024). Os efeitos de borda aparecem entre as principais consequências da perda e fragmentação, pois provocam diversas alterações ambientais nos fragmentos, como o aumento da incidência de luz, maior velocidade do vento, mortalidade das espécies e emissão de carbono (Fischer *et al.*, 2021; Murcia, 1995). Além disso, ainda há o isolamento e redução do tamanho dos fragmentos florestais (Ma *et al.*, 2023).

A partir de 2005, observou-se uma tendência de regeneração natural em parte das áreas degradadas, estimulada pela implementação da Lei da Mata Atlântica e por políticas estaduais e municipais de restauração Atlântica (Brasil, 2006; Vancine *et al.*, 2024). Contudo, persistem fortes vetores de degradação, como a expansão agropecuária, o crédito agrícola, a mineração, a urbanização e a abertura de vias de acesso (Guimarães *et al.*, 2023; Resende *et al.*, 2024).

O estabelecimento de Unidades de Conservação (UC) de proteção integral tem se consolidado como uma das principais estratégias governamentais para a manutenção dos remanescentes florestais e a recuperação dos ecossistemas (Brasil, 2002; Rezende *et al.*, 2018). De forma complementar, o Cadastro Ambiental Rural (CAR), instituído pela Lei nº 12.651/2012, determina que propriedades privadas mantenham áreas com cobertura vegetal nativa, as Reservas Legais (RL) (Brasil, 2012). Essas áreas desempenham papel essencial na conservação da biodiversidade, na restauração de processos ecológicos e na provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos, apoiando a conectividade e ampliando a proteção da vegetação nativa em terras privadas (Metzger *et al.*, 2019; Pinillos *et al.*, 2021).

3.2 Brejos de Altitude do Nordeste

No Semiárido brasileiro, dominado pelo clima seco e pela vegetação de Caatinga, existem áreas isoladas que se destacam pela presença de condições mais úmidas, conhecidas como paisagens de exceção. Essas formações resultam da interação entre múltiplas variáveis ambientais, sendo a altitude um dos principais fatores condicionantes de sua existência (Andrade; Lins, 1964; Lins, 1996; Pereira Filho *et al.*, 2020). Entre essas áreas destacam-se os Brejos de Altitude, os brejos de exposição, os brejos de posição e as faixas de transição (Ab'Sáber, 2003; Lins, 1989, 1996). Por possuírem maior umidade e solos mais férteis, esses ambientes foram historicamente priorizados para o estabelecimento de núcleos urbanos e o desenvolvimento agrícola, desde os primeiros ciclos de ocupação colonial (Campos; Lima; Costa, 2023; Corrêa, 1963; Moreira; Targino, 1996).

Os Brejos de Altitude configuram-se como sistemas ambientais úmidos ou subúmidos,

ligados ao passado climático do atual Semiárido brasileiro, tendo como principais condicionantes a altitude, que atua como barreira orográfica, e a exposição aos ventos alísios de sudeste, bem como à influência da Zona de Convergência Intertropical (Lins, 1996; Medeiros; Cestaro, 2019; Ramos; Souza; Lucena, 2020). Em geral, essas áreas situam-se em altitudes próximas de 600 m, associadas a feições geomorfológicas elevadas, como o Planalto da Borborema e o Maciço de Baturité (Bétard; Peulvast; Sales, 2007; Gois; Corrêa; Monteiro, 2019). A precipitação média anual pode ultrapassar 1.300 mm, favorecendo a ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, uma fisionomia da Mata Atlântica também denominada Floresta Montana ou Submontana (Carneiro *et al.*, 2021; Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Ribeiro *et al.*, 2009; Rodal *et al.*, 2005).

A presença da Mata Atlântica nesses enclaves úmidos está associada ao passado paleoclimático da região (Ab'Saber, 1992; Ab'Sáber, 2003; Barbo *et al.*, 2022). De acordo com a Teoria dos Refúgios, as flutuações climáticas ocorridas durante o Pleistoceno favoreceram a expansão de climas secos na América do Sul, provocando a retração das florestas úmidas para áreas elevadas, onde o efeito orográfico manteve a umidade, na medida em que Caatingas e Cerrados se expandiram sobre as zonas áridas (Brown Jr, 1977; Viadana; Cavalcanti, 2006).

Posteriormente, com a retomada dos climas úmidos, a vegetação florestal úmida voltou a se expandir, ao passo que as Caatingas e os Cerrados recuaram para os espaços onde os climas secos se mantiveram (Leite *et al.*, 2016). Os enclaves úmidos onde a vegetação úmida ficou restrita foram nomeados de refúgios e nessas áreas úmidas as espécies passaram por processos evolutivos complexos que deram origem à elevada biodiversidade da América do Sul e ao expressivo número de endemismos (Haffer; Prance, 2002; Rocha; Kaefer, 2019; Vanzolini; Williams, 1970). Os Brejos de Altitude nordestinos representam, portanto, remanescentes atuais desses refúgios florestais (Ab'Saber, 1992).

Diversos estudos já reportaram casos de endemismo nesses sistemas, como a planta *Erythroxylum pauferrense* (pau-ferro) no Brejo Paraibano e a serpente *Bothrops jabrensis* (jararaca do Jabre) no Pico do Jabre (Barbo *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2020). Tais exemplos reiteram a importância dos Brejos de Altitude para a manutenção da biodiversidade regional e a necessidade de monitoramento ecológico contínuo, principalmente em cenários de mudanças climáticas e uso intensivo da terra.

Em 1964, o engenheiro agrônomo José Guimarães Duque realizou as primeiras estimativas da extensão das principais serras do Nordeste, utilizando medições com planímetro (Duque, 1964). Esses dados foram posteriormente reinterpretados por Vasconcelos Sobrinho (1971), que os considerou representativos da área ocupada pelos Brejos de Altitude na região.

A partir desse levantamento, foram atribuídas extensões aproximadas para os estados do Nordeste, destacando-se a Paraíba, com cerca de 676 mil hectares, seguida pelo Ceará (659,65 mil ha), Pernambuco (408,5 mil ha) e Rio Grande do Norte (114,75 mil ha) (Duque, 1964; Vasconcelos Sobrinho, 1971). Com base nesses valores, a Paraíba passou a ser reconhecida como o estado com a maior área em condição de Brejo de Altitude no país.

O primeiro inventário sistemático sobre a localização das unidades de Brejos de Altitude também foi elaborado por Vasconcelos Sobrinho (1971), que identificou 44 áreas distribuídas pelo Nordeste, sendo 19 em Pernambuco, 11 no Ceará, 9 na Paraíba e 5 no Rio Grande do Norte. Revisões posteriores da literatura ampliaram esse número para pelo menos 65 áreas, incorporando novas ocorrências nos estados da Bahia e de Alagoas. Nessa atualização, Pernambuco manteve-se como o estado com maior número de Brejos de Altitude identificados, ao mesmo tempo, os números evidenciam a ampla distribuição desses ambientes de exceção no Nordeste brasileiro (Medeiros; Cestaro, 2019).

Nos estados de Pernambuco, Paraíba, Alagoas e Rio Grande do Norte, a ocorrência dos Brejos de Altitude está associada ao Planalto da Borborema, onde essas áreas se concentram, sobretudo, na borda leste voltada para o litoral (Araújo; Machado; Souza, 2019; Gois; Corrêa; Monteiro, 2019). O Planalto da Borborema constitui uma unidade geoambiental que se estende pelo Nordeste brasileiro, caracterizada por estrutura cristalina, acentuados desníveis topográficos e altitudes superiores a 200 metros (Bétard; Peulvast; Sales, 2007; Corrêa *et al.*, 2010). Suas escarpas orientais, voltadas para o Atlântico, são diretamente influenciadas pelos ventos úmidos de leste e sudeste, o que favorece a formação de microclimas úmidos, ao passo que as vertentes norte e ocidental permanecem sob domínio do clima semiárido (Bétard; Peulvast; Sales, 2007; Corrêa *et al.*, 2010).

Na Paraíba, inventários recentes identificaram ao menos doze áreas de Brejos de Altitude, entre elas: Alagoa Nova, Alagoa Grande, Araruna, Areia, Bananeiras, Bonito, Planalto da Borborema, Princesa Isabel, Serraria, Solânea, Serra de Teixeira e Serra de Umbuzeiro (Marques; Silva; Silva, 2014; Medeiros; Cestaro, 2019; Vasconcelos Sobrinho, 1971). A maior parte dessas áreas encontra-se concentrada na porção leste do Planalto da Borborema, em posições próximas, sugerindo a possibilidade de constituírem um único sistema brejeiro de dimensões consideráveis, que recebeu diferentes denominações locais no decorrer do tempo. Tal hipótese considera que o número real de Brejos de Altitude na Paraíba pode ser inferior ao reportado na literatura, alertando para a necessidade de revisões cartográficas mais precisas (Gois; Corrêa; Monteiro, 2019; Medeiros; Cestaro, 2019; Vasconcelos Sobrinho, 1971).

Os recursos naturais dos Brejos de Altitude, com destaque para a água, o solo e a

vegetação nativa, foram historicamente submetidos a intensa pressão antrópica (Cabral *et al.*, 2004; Moreira; Targino, 1997). A maior disponibilidade hídrica e os solos mais desenvolvidos dessas áreas favoreceram sua ocupação agrícola, resultando na conversão da cobertura florestal original em pastagens e cultivos agrícolas, com destaque para o feijão, a banana, o café e a cana-de-açúcar (Duque, 1964; Lins, 1996; Moreira; Targino, 1997; Vasconcelos Sobrinho, 1949). Os fragmentos remanescentes da Mata Atlântica ficaram, em grande parte, restritos às vertentes mais íngremes, onde o relevo acidentado limitou o avanço das atividades agropecuárias (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Mayo; Fevereiro, 1982; Sousa; Pereira, 2016). Por outro lado, a própria demanda por produtos florestais madeireiros, utilizados na construção de moradias, fazendas e engenhos, acabou contribuindo para a manutenção parcial da vegetação nesses trechos, sobretudo nos Brejos de Altitude da Paraíba (Mayo; Fevereiro, 1982; Moreira; Targino, 1997).

Como consequência dos processos de degradação ambiental, os estoques de carbono presentes no solo e na vegetação dos Brejos de Altitude foram profundamente comprometidos, sobretudo em decorrência da rápida supressão das florestas densas e do manejo intensivo do solo (Broggio *et al.*, 2024; Mayo; Fevereiro, 1982). Além das perdas de carbono, os impactos do desmatamento sobre a biodiversidade ainda permanecem pouco conhecidos, sinalizando lacunas relevantes no entendimento da dinâmica ecológica desses sistemas. A partir da Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006) e da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Brasil, 2012), observou-se o início de um processo de regeneração natural da cobertura florestal, favorecendo a recuperação gradual da vegetação nativa, o refúgio de espécies remanescentes e o sequestro e armazenamento nos compartimentos do ecossistema (Brasil, 2006, 2012; Vancine *et al.*, 2024). Nesse contexto, os Brejos de Altitude consolidam-se como áreas prioritárias para conservação, reunindo condições ideais para a criação de Unidades de Conservação e Reservas Legais, fundamentais à manutenção da biodiversidade e à mitigação das emissões de carbono (Barbo *et al.*, 2022; Gois; Corrêa; Monteiro, 2019).

Diante da relevância ecológica e climática dos Brejos de Altitude no Semiárido, tem-se intensificado o interesse científico em delimitar espacialmente esses sistemas e identificar novas ocorrências ainda não descritas na literatura. No estado do Ceará, variáveis como precipitação, temperatura, direção de vertentes, hipsometria e características do solo foram integradas na delimitação de três áreas de Brejos de Altitude localizadas em maciços residuais (Souza, 2014). No Rio Grande do Norte, a combinação de atributos químicos e físicos do solo, associada a fatores do relevo e da litologia, permitiu definir os limites do Brejo de Altitude da Chapada de Martins (Medeiros; Cestaro, 2020). Já para o polígono do Semiárido Brasileiro, o

uso conjunto de precipitação, temperatura e cobertura vegetal possibilitou identificar novas áreas com alta probabilidade de ocorrência de ambientes brejeiros (Ramos; Souza; Lucena, 2020).

O avanço das metodologias de delimitação e mapeamento dos Brejos de Altitude tem potencial para aprimorar a compreensão da real extensão dessas paisagens de exceção no Nordeste. As primeiras estimativas, realizadas de forma generalizada com o uso de um planímetro sobre mapas impressos, carregavam limitações técnicas que podem ter resultado em imprecisões nas mensurações (Duque, 1964).

Por outro lado, a complexidade ambiental e a diversidade paisagística do espaço nordestino revelam que um único método de delimitação pode não ser suficiente. As variáveis ambientais que definem os Brejos de Altitude na Paraíba, por exemplo, podem não responder da mesma forma quando aplicadas a outras unidades em diferentes estados (Corrêa *et al.*, 2010; Medeiros; Cestaro, 2020; Souza; Oliveira, 2006). Nesse contexto, o aperfeiçoamento e a ampliação dos métodos de delimitação tornam-se fundamentais, particularmente, aqueles capazes de selecionar variáveis com maior poder explicativo sobre a distribuição dos brejos em distintas feições geomorfológicas e reproduzíveis com baixo custo e menor complexidade analítica.

3.3 Modelagem e modelos de mudanças no uso e cobertura da terra

A necessidade de simplificar a realidade para compreender o comportamento de determinados sistemas e elementos deu origem à modelagem, entendida como o processo de construção e aplicação de modelos que representam, de forma simplificada, fenômenos complexos do mundo real (Briassoulis, 2020; Christofolletti, 1999). Os modelos, por sua vez, constituem as representações resultantes desse processo, podendo ser definidos como abstrações, simulações ou aproximações da realidade, obtidas a partir da simplificação das relações complexas que ocorrem em determinados fenômenos, até o ponto em que se tornem compreensíveis e passíveis de análise e gestão (Christofolletti, 1999; Fernandes, 2016; Pedrosa; Câmara, 2004).

Nos modelos, os processos são expressos por meio de técnicas e equações matemáticas, que traduzem quantitativamente as interações entre variáveis e permitem a representação e a previsão de fenômenos ambientais (Briassoulis, 2020; Fernandes, 2016; Pedrosa; Câmara, 2004). Como produtos derivados da modelagem, são exemplos os mapas temáticos e os prognósticos de mudanças no uso e cobertura da terra, que são elaborados a partir de

procedimentos de simplificação e simulação da realidade (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Briassoulis, 2020; Fernandes, 2016; Pedrosa; Câmara, 2004).

A modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra tem sido extensamente empregada na gestão e no planejamento da paisagem, pois permite avaliar como as alterações antrópicas impactam os ecossistemas terrestres ao longo do tempo e possibilitam a construção de cenários futuros para subsidiar diferentes demandas ambientais e políticas de conservação (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Briassoulis, 2020; Veldkamp; Lambin, 2001). Um passo fundamental para a construção de modelos é a identificação das variáveis explicativas que atuam como principais promotoras das mudanças na paisagem, cuja seleção influencia diretamente a precisão e a coerência das simulações (Ramos; Azevedo; Galvanin, 2024; Silva Neto; Rodrigues Macedo, 2023; Soares-Filho *et al.*, 2007).

No contexto recente, modelagens voltadas às mudanças no uso e cobertura da terra têm sido conduzidas com o propósito de propor padrões adequados de uso dos recursos naturais e projetar cenários compatíveis com metas de sustentabilidade, como a redução das emissões de gases de efeito estufa, a atenuação das perdas de solo, o controle da contaminação dos corpos hídricos e o favorecimento de processos de regeneração da vegetação nativa (Briassoulis, 2020; Mutale; Qiang, 2024; Veldkamp; Lambin, 2001). Por se adaptarem a diferentes escalas e condições ambientais, esses modelos possuem grande potencial para oferecer suporte à tomada de decisão no âmbito das políticas públicas e do ordenamento territorial (Mas *et al.*, 2014; Ulloa-Espíndola; Martín-Fernández, 2021).

Os modelos de uso e cobertura da terra podem ser classificados conforme seus princípios estruturais e objetivos: estáticos ou dinâmicos, espaciais ou não espaciais, indutivos ou dedutivos, baseados em agentes ou baseados em padrões econômicos (Almeida *et al.*, 2008; Mas *et al.*, 2014; Pedrosa; Câmara, 2004). Em geral, utilizam uma extensa variedade de informações, como imagens de sensoriamento remoto, variáveis biofísicas e socioeconômicas, indicadores ambientais, dados censitários, trabalhos de campo e cenários econômicos, integrando múltiplas fontes de dados em estruturas analíticas capazes de representar a evolução do território (Almeida *et al.*, 2008; Mas *et al.*, 2014; Pedrosa; Câmara, 2004; Soares-Filho *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2023). As abordagens que descrevem a evolução dos padrões espaciais de um sistema ao longo do tempo são classificadas como modelos espaciais dinâmicos e fundamentam-se no uso de autômatos celulares (Pedrosa; Câmara, 2004).

Os autômatos celulares consistem em grades compostas por células regulares, nas quais o estado futuro de cada célula depende do seu estado anterior e de um conjunto de regras de transição, adicionalmente, as células são atualizadas simultaneamente em intervalos discretos

de tempo, com base nas condições de suas vizinhanças (Almeida *et al.*, 2008; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009; Wolfram, 1983). O algoritmo que governa a interação entre as células é denominado regra local do autômato celular (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Martins; Souza; Richter, 2024; Soares-Filho *et al.*, 2007).

Um dos principais softwares baseados em autômatos celulares para a realização de simulações espaciais, principalmente de mudanças futuras no uso e cobertura da terra é o *Dinamica EGO*. Trata-se de uma ferramenta livre desenvolvida pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG), utilizada na investigação de mudanças na paisagem e na representação da dinâmica de fenômenos espaciais (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Martins; Souza; Richter, 2024; Soares-Filho *et al.*, 2007; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009; Souza; Viégas; Souza, 2021).

No que se refere à modelagem de mudanças no uso e cobertura da terra, o *Dinamica EGO* emprega o método bayesiano dos Pesos de Evidência (Weights of Evidence – WoE), que calcula o efeito de cada variável sobre uma determinada transição, representando sua influência na probabilidade espacial de ocorrência de uma mudança (Almeida *et al.*, 2008; Martins; Souza; Richter, 2024; Mas *et al.*, 2014; Oliveira; Nero, 2023). A partir desse método, são gerados mapas de probabilidade de transição, que retratam as áreas com maior propensão a mudanças. As quantidades totais de transições são estimadas por Cadeias de Markov e a disposição espacial dessas mudanças é reproduzida por meio dos autômatos celulares, que simulam o padrão espacial resultante (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Mas *et al.*, 2014).

A validação das simulações pode ser conduzida com base em múltiplas janelas de pixel e funções de decaimento constante. Para considerar uma modelagem satisfatória, busca-se que a similaridade entre o mapa simulado e o mapa real observado seja igual ou superior a 50%, sendo ainda recomendada a validação visual dos resultados (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009). Dessa forma, a comparação entre os mapas simulados e observados constitui uma das principais formas de avaliação da consistência dos resultados de uma modelagem espacial (Fernandes, 2016; Martins; Souza; Richter, 2024).

O *Dinamica EGO* possui histórico de aplicações em diferentes contextos, incluindo a simulação de desmatamento e restauração da vegetação nativa (Oliveira; Nero, 2023; Souza; Viégas; Souza, 2021), a projeção de cenários de expansão urbana (Martins; Souza; Richter, 2024), a definição de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (Schwaida *et al.*, 2023) e a avaliação de crescimento e rendimento de culturas agrícolas (Hissa; Soares Filho, 2014). Esses exemplos ilustram o potencial da plataforma para analisar dinâmicas ambientais complexas e subsidiar políticas públicas voltadas à sustentabilidade territorial.

Nesse sentido, o *Dinamica EGO* também se torna oportuno para ambientes de Brejos de Altitude, onde a dinâmica de uso e cobertura da terra guarda características singulares, marcadas pela interação entre gradientes altitudinais, agropecuária e mosaicos de vegetação (Campos; Lima; Costa, 2025; Corrêa, 1963; Theulen, 2004). Nesses sistemas, a modelagem espacial pode revelar padrões específicos de fragmentação, regeneração e pressão antrópica, permitindo a elaboração de cenários futuros realistas e o planejamento de ações voltadas à conservação dos remanescentes florestais e à mitigação de impactos territoriais.

3.4 Fragmentação florestal e métricas de paisagem

A configuração atual da Mata Atlântica resulta de um processo histórico de transformação territorial associado a sucessivos ciclos econômicos que promoveram a substituição da cobertura vegetal nativa por usos antrópicos (Fonseca, 1985; Rother; Romanelli; Rodrigues, 2023; Vancine *et al.*, 2024). Desde o período colonial, atividades como a exploração madeireira, a expansão agrícola e a consolidação de sistemas agropecuários contribuíram para a redução da extensão original das formações florestais e para a reorganização espacial da paisagem (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Tabarelli *et al.*, 2005; Young, 2005). Nos Brejos de Altitude do Nordeste brasileiro, esse processo se manifestou de forma pronunciada, resultando na formação de uma paisagem caracterizada por remanescentes florestais isolados, inseridos em uma matriz predominantemente antrópica (Mayo; Fevereiro, 1982; Rodal *et al.*, 2005; Tabarelli; Santos, 2004).

Nesse contexto, a transformação da paisagem envolve dois processos distintos, mas interligados, representados pela perda e pela fragmentação florestal (Fahrig, 2003; Riva; Fahrig, 2023). A perda refere-se à redução da área total ocupada pela vegetação nativa, enquanto a fragmentação diz respeito à subdivisão dessa cobertura em manchas menores e espacialmente isoladas (Forman; Godron, 1986; Jackson; Fahrig, 2013). Ainda que inter-relacionados, produzem efeitos diferentes sobre a dinâmica ecológica, uma vez que a perda afeta diretamente a disponibilidade total de habitat, ao passo que a fragmentação altera o arranjo espacial dos remanescentes, modificando a conectividade, a permeabilidade da matriz e a possibilidade de deslocamento de organismos entre os fragmentos (Taylor *et al.*, 1993; Vancine *et al.*, 2024).

A fragmentação florestal implica mudanças importantes na paisagem, incluindo a redução do tamanho dos fragmentos, o aumento do número de manchas e o maior isolamento entre áreas remanescentes (Campos; Lima; Costa, 2025; Forman; Godron, 1981, 1986). Além disso, intensifica os efeitos de borda, caracterizados por alterações nas condições

microclimáticas, como aumento da incidência de radiação solar, variações na umidade e maior exposição aos ventos (Brinck *et al.*, 2017; Laurance; Vasconcelos, 2009; Murcia, 1995). Tais alterações afetam diretamente a biodiversidade, promovendo redução da riqueza de espécies, alterações nas interações ecológicas e limitação dos fluxos gênicos, comprometendo a funcionalidade ecológica da paisagem (Farina, 1998; Forman; Godron, 1986; Metzger, 2001).

A ecologia da paisagem permite compreender essas transformações ao considerar a paisagem como uma área espacialmente heterogênea, formada por unidades distintas que interagem entre si (Fahrig, 2003; Forman; Godron, 1986; Siqueira *et al.*, 2021). Nessa perspectiva, o padrão da paisagem resulta da combinação entre composição e configuração dos seus elementos, enquanto a estrutura da paisagem corresponde à composição e ao arranjo espacial desses elementos, incluindo manchas, corredores e matriz (Forman; Godron, 1986; Wu, 2012). A composição refere-se à diversidade e à proporção dos diferentes tipos de cobertura e uso da terra presentes em determinada área, enquanto a configuração corresponde à distribuição espacial desses elementos, abrangendo atributos como forma, proximidade, isolamento, continuidade e conectividade (Haddad *et al.*, 2015; Lang; Blaschke, 2009; Wu, 2012). A estrutura da paisagem, nesse sentido, expressa a articulação entre esses componentes, isto é, a maneira como os elementos estão presentes, distribuídos e relacionados no espaço (Cornelius *et al.*, 2017; Forman; Godron, 1986; McGarigal; Marks, 1995).

A estrutura da paisagem é formada por três elementos principais que apresentam variação no tempo e no espaço, sendo eles mancha, corredor e matriz (Forman; Godron, 1981; Wu, 2012). As manchas, também denominadas fragmentos, correspondem a superfícies não lineares que se diferenciam do entorno, variando quanto ao tamanho, à forma, ao tipo, ao grau de heterogeneidade e às características de borda, podendo ter origem natural ou antrópica (Forman; Godron, 1986; Volotão, 1998). Os corredores, por sua vez, consistem em faixas lineares que também se distinguem da área circundante e podem ser naturais ou originadas por intervenção antrópica. Esses elementos podem conectar ou separar ecossistemas na paisagem, variando em extensão, largura e função, e influenciando a movimentação de organismos e a dispersão biológica (Farina, 1998; Jackson; Fahrig, 2013; Lang; Blaschke, 2009; Riva; Fahrig, 2023). Por fim, a matriz representa o elemento dominante da paisagem, dentro do qual os demais componentes se inserem (Coelho *et al.*, 2018; de la Sancha; Boyle; McIntyre, 2021; Forman; Godron, 1986). Em razão de sua posição e extensão, a matriz exerce influência sobre os fluxos ecológicos, a dinâmica espacial e o grau de conectividade da paisagem, seja ela constituída por cobertura florestal, pastagens ou outros usos da terra (Forman; Godron, 1986; Gascon *et al.*, 1999; Ramírez-Delgado *et al.*, 2022; Saunders; Hobbs; Margules, 1991).

A estrutura da paisagem constitui a base para a interpretação dos processos ecológicos em ambientes fragmentados, de modo que, em paisagens com expressiva intervenção antrópica, essa estrutura tende a ser marcada pela redução de áreas contínuas de vegetação, pela simplificação dos habitats e pela predominância de uma matriz que dificulta a circulação de organismos entre os remanescentes (Farina, 1998; Ramírez-Delgado *et al.*, 2022; Turner; Gardner, 2015). As alterações na paisagem, portanto, não se resumem à perda quantitativa de cobertura vegetal, mas envolvem mudanças na composição, na configuração e, de forma integrada, na própria estrutura espacial dos elementos que sustentam a funcionalidade ecológica do sistema (Lang; Blaschke, 2009; McGarigal; Ene; Cushman, 2023).

Nesse contexto, as métricas de paisagem constituem instrumentos quantitativos utilizados para descrever e analisar o padrão espacial da paisagem (McGarigal; Ene; Cushman, 2023; McGarigal; Marks, 1995). Esses instrumentos permitem mensurar propriedades como área, forma, borda, isolamento, proximidade, conectividade e heterogeneidade, podendo ser aplicados em diferentes níveis de análise, incluindo mancha, classe e paisagem (McGarigal; Ene; Cushman, 2023; Volotão, 1998). De modo geral, podem ser agrupados em categorias que expressam diferentes aspectos da organização espacial, como métricas de área e tamanho, métricas de forma, métricas de borda, métricas de proximidade e métricas de conectividade (Lang; Blaschke, 2009; McGarigal; Ene; Cushman, 2023). Em termos teóricos, sua principal contribuição está em quantificar a composição e a configuração da paisagem, permitindo relacionar o padrão espacial aos processos ecológicos, como dispersão, fluxos biológicos, conectividade e efeitos de borda (Broggio *et al.*, 2024; Ma *et al.*, 2023).

A utilização dessas métricas possibilita a avaliação objetiva dos padrões de fragmentação e de suas implicações ecológicas (Lang; Blaschke, 2009; Vancine *et al.*, 2024; Volotão, 1998). Métricas de área permitem identificar a predominância de fragmentos pequenos, frequentemente associados à maior vulnerabilidade ecológica, enquanto métricas de forma indicam o grau de complexidade das manchas e sua suscetibilidade aos efeitos de borda, ao passo que métricas de proximidade e isolamento permitem avaliar o grau de separação entre remanescentes e métricas de conectividade possibilitam inferir o potencial de articulação espacial entre áreas de habitat (Cornelius *et al.*, 2017; McGarigal; Ene; Cushman, 2023; Resende *et al.*, 2024; Saura; Pascual-Hortal, 2007). Dessa forma, as métricas não apenas descrevem a paisagem, mas também oferecem uma base analítica para interpretar sua funcionalidade ecológica.

Do ponto de vista operacional, as métricas de paisagem podem ser calculadas em softwares específicos de análise espacial, a exemplo do *Fragstats*, programa gratuito utilizado

em estudos de ecologia da paisagem (McGarigal; Ene; Cushman, 2023). Aplicado a mapas categóricos, como os de uso e cobertura da terra, esse software permite extrair métricas em nível de mancha, classe e paisagem para uma determinada área de interesse, permitindo quantificar atributos espaciais diretamente relacionados à fragmentação, ao isolamento, à conectividade e à organização estrutural da paisagem (Lang; Blaschke, 2009; McGarigal; Ene; Cushman, 2023; McGarigal; Marks, 1995). Assim, além de viabilizar a mensuração desses parâmetros, o uso de ferramentas como o *Fragstats* contribui para a interpretação dos padrões espaciais observados em paisagens submetidas a processos de redução e fragmentação da cobertura vegetal, como ocorre nos Brejos de Altitude.

Os Brejos de Altitude, originalmente recobertos por formações florestais associadas à Mata Atlântica, foram progressivamente transformados por atividades econômicas que reduziram a cobertura vegetal e fragmentaram os habitats (Campos; Lima; Costa, 2025; Lins, 1996; Mayo; Fevereiro, 1982; Medeiros; Cestaro, 2019). Como resultado, a paisagem atual apresenta remanescentes florestais de diferentes tamanhos, formas e graus de isolamento, cuja organização espacial influencia diretamente a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos (Campos; Lima; Costa, 2025; Freitas *et al.*, 2023; Sousa; Pereira, 2016). Nesse sentido, as métricas de paisagem permitem compreender não apenas a quantidade de vegetação remanescente, mas também sua distribuição, sua conectividade e a influência da matriz sobre os fluxos ecológicos, aspectos essenciais para a conservação desses ambientes (Campos *et al.*, 2024; Lang; Blaschke, 2009; Matos *et al.*, 2021; Tabarelli; Santos, 2004).

No contexto do Brejo Paraibano, a aplicação de métricas de paisagem mostra-se adequada para a análise de cenários presentes e futuros de uso e cobertura da terra, pois permite quantificar mudanças na estrutura espacial dos remanescentes florestais ao longo do tempo. Ao analisar variáveis como número de fragmentos, tamanho médio das manchas, forma e grau de isolamento, torna-se possível identificar tendências de intensificação da fragmentação, estabilidade estrutural ou recuperação da paisagem em diferentes cenários (Campos; Lima; Costa, 2025; Farina, 1998; Lang; Blaschke, 2009). Dessa forma, as métricas de paisagem constituem uma base analítica consistente para a compreensão das dinâmicas espaciais e para a avaliação das implicações ecológicas das mudanças projetadas, contribuindo para o planejamento ambiental e para a definição de estratégias de conservação.

3.5 Biomassa e estoque de carbono em florestas

As florestas estão entre os ecossistemas de maior biodiversidade do planeta, cobrem

aproximadamente 31% da superfície terrestre e desempenham papel central na regulação climática e na provisão de serviços ecossistêmicos, incluindo o sequestro e o armazenamento de carbono (Costanza *et al.*, 1997; FAO, 2020; Ma *et al.*, 2023; MEA, 2005). Esse serviço ganhou destaque nas últimas décadas devido ao aumento das concentrações atmosféricas de gases de efeito estufa acima dos níveis pré-industriais (IPCC, 2019; Ribeiro *et al.*, 2010). Os ecossistemas florestais atuam como sumidouros de carbono, removendo dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera por meio da fotossíntese e armazenando-o na biomassa e no solo, o que os torna componentes estratégicos do ciclo global do carbono (Araújo *et al.*, 2018; Mewded; Lemessa, 2020). Entretanto, a supressão da vegetação nativa e a fragmentação florestal reduzem a capacidade de estocagem, liberando carbono acumulado e intensificando as emissões (Chave *et al.*, 2005; Sanquetta *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2014).

A biomassa florestal, que representa a massa orgânica total produzida por unidade de área, é classificada em biomassa acima do solo (troncos, galhos, folhas, sementes) e biomassa abaixo do solo (raízes) (Odum, 1988; Sanquetta; Balbinot, 2004; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019). Sua quantificação pode ser realizada por métodos diretos (destrutivos) ou indiretos, com destaque para o uso de equações alométricas e fatores de expansão que estimam o carbono a partir de variáveis como o diâmetro à altura do peito e a altura das árvores (Arevalo; Alegre; Vilcahuaman, 2002; Ribeiro *et al.*, 2010; Torres *et al.*, 2013).

Nos ecossistemas florestais, os solos exercem papel fundamental no sequestro e no armazenamento de carbono, funcionando como um importante reservatório. A incorporação do carbono ao solo ocorre, principalmente, por meio da decomposição da biomassa vegetal e animal depositada acima e abaixo do solo, como folhas, galhos, raízes, excrementos e restos de organismos mortos (Primieri; Muniz; Lisboa, 2017).

A quantificação integrada do carbono presente no solo, na biomassa acima e abaixo do solo permite estimativas mais consistentes dos estoques de carbono em florestas nativas (Meira *et al.*, 2020; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019; Silva *et al.*, 2023). Em análises de escala regional, contudo, a adoção de fatores de conversão consolidados na literatura tem sido uma prática recorrente, em função das limitações de dados de campo detalhados, possibilitando a avaliação da dinâmica do carbono em recortes territoriais mais amplos (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019). Nesse contexto, considerando a relação entre os compartimentos de carbono, a biomassa subterrânea pode ser estimada a partir da biomassa aérea por meio da aplicação do fator de conversão 0,28, conforme recomendado pelo IPCC (2006).

A partir da estimativa da biomassa total, procede-se à conversão desse valor em carbono

para fins de valoração econômica. De modo recorrente na literatura, adota-se o pressuposto de que cerca de 50% da biomassa florestal seca corresponde a carbono, utilizando-se o fator de conversão 0,5 (Malhi; Meir; Brown, 2002; Mewded; Lemessa, 2020; Singh *et al.*, 2022). Em seguida, o estoque de carbono é convertido em dióxido de carbono (CO₂) por meio do fator 3,67, correspondente à razão entre a massa molecular do CO₂ (44) e a massa atômica do carbono (12) (Brown, 1997). Dessa forma, uma tonelada de carbono equivale a 3,67 toneladas de CO₂, permitindo expressar os estoques em unidades compatíveis com inventários de emissões e análises de mitigação das mudanças climáticas (Braga *et al.*, 2024).

Após a conversão dos estoques de carbono para dióxido de carbono equivalente (CO₂), torna-se possível atribuir valor econômico às quantidades sequestradas ou emitidas, expressas em toneladas por hectare. Essa valoração pode basear-se em preços de referência do mercado de carbono e, de forma mais abrangente, no conceito de Custo Social do Carbono (CSC), que corresponde ao valor monetário dos danos sociais e ambientais associados à emissão de uma tonelada adicional de CO₂ na atmosfera. O CSC incorpora impactos sobre a produtividade agrícola, a saúde humana, a infraestrutura e os serviços ecossistêmicos, constituindo um indicador largamente utilizado em avaliações econômicas das mudanças climáticas (Hambel; Kraft; Schwartz, 2021; Nordhaus, 2007; Ricke *et al.*, 2018; Stern, 2008; Tol, 2009).

No contexto brasileiro, o *1º Relatório Anual de CCS 2022/2023* pontua valores médios entre US\$ 70 e US\$ 100 por tonelada de carbono, variando conforme a metodologia de precificação e as condições de mercado consideradas (CCS BRASIL, 2022). Esses valores situam-se em intervalos semelhantes aos propostos por estudos internacionais, corroborando o uso do Custo Social do Carbono como instrumento para internalizar os custos ambientais das emissões e para valorar economicamente o papel das florestas na mitigação das mudanças climáticas (Hambel; Kraft; Schwartz, 2021; Ricke *et al.*, 2018; Stern, 2008; Tol, 2009).

A crescente demanda pela valoração econômica do carbono florestal tem impulsionado o desenvolvimento de abordagens voltadas à estimativa da biomassa e dos estoques de carbono em diferentes ecossistemas. Inventários florestais tradicionais, baseados em medições detalhadas de campo, acumulam elevado custo operacional e limitações para aplicação em grandes extensões territoriais. Em razão disso, metodologias integradas têm sido adotadas, combinando dados de campo com informações derivadas do sensoriamento remoto, permitindo ampliar a escala espacial das estimativas e reduzir incertezas associadas à extrapolação dos dados (Poudel *et al.*, 2023; Soto-Navarro *et al.*, 2020). Nesses procedimentos, informações obtidas em parcelas amostrais são extrapoladas com base em variáveis extraídas de sensores

orbitais, como índices de vegetação, altura do dossel e densidade de biomassa (Bhatti *et al.*, 2023; Verly *et al.*, 2023).

Adicionalmente, iniciativas nacionais e internacionais têm sistematizado inventários florestais produzidos por diferentes instituições, resultando em bases de dados padronizadas sobre estoques de carbono em distintos biomas e formações vegetais (MCTI, 2016; Soto-Navarro *et al.*, 2020). No Nordeste brasileiro, o Inventário Florestal Nacional da Paraíba fornece valores médios de carbono para diferentes formações vegetais do estado (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019), por outro lado, o Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa contempla estimativas nacionais de biomassa e carbono por fisionomia vegetal, amplamente empregadas em estudos sobre mudanças no uso da terra e no ciclo do carbono (Broggio *et al.*, 2024; MCTI, 2016; Torres *et al.*, 2017).

Nesse contexto, modelos geoespaciais passaram a desempenhar papel fundamental na integração de informações ambientais e econômicas para a valoração do carbono florestal. Ferramentas baseadas em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e sensoriamento remoto permitem análises em larga escala e de natureza dinâmica, particularmente em estudos prospectivos (Poudel *et al.*, 2023; Soto-Navarro *et al.*, 2020). Entre essas ferramentas, destaca-se o modelo *InVEST*[®] *Carbon Storage and Sequestration*, desenvolvido pelo *Natural Capital Project*, e utilizado na avaliação e valoração do carbono armazenado e sequestrado em ecossistemas terrestres (Natural Capital Project, 2025; Nelson *et al.*, 2009).

O modelo estima os estoques de carbono a partir de quatro compartimentos, biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, matéria orgânica morta e solo, integrando mapas de uso e cobertura da terra a tabelas de densidade de carbono (Natural Capital Project, 2025). A partir dessa estrutura, o *InVEST* calcula o estoque total de carbono por cenário e quantifica as variações líquidas entre períodos distintos, permitindo avaliar os efeitos das mudanças no uso da terra sobre o ciclo do carbono (Nelson *et al.*, 2009).

Além da estimativa biofísica, o modelo incorpora uma etapa de valoração econômica, possibilitando o cálculo do Valor Presente Líquido (VPL) e do Custo Social do Carbono (CSC), associando o carbono sequestrado ao seu valor monetário e aos potenciais danos climáticos evitados (Hambel; Kraft; Schwartz, 2021; Ricke *et al.*, 2018; Stern, 2008; Tol, 2009). Embora adote simplificações, como a variação linear do sequestro no decorrer do tempo e a não representação explícita de processos biogeoquímicos complexos, o *InVEST* tem sido utilizado em estudos de planejamento territorial, projetos de REDD+ e análises comparativas entre

cenários de uso e cobertura da terra, sobretudo em contextos com restrições de dados de campo (Lima *et al.*, 2025; Natural Capital Project, 2025; Nelson *et al.*, 2009).

4 ESTRUTURA METODOLÓGICA GERAL

O percurso metodológico deste trabalho organiza-se em quatro etapas principais, correspondentes aos capítulos que integram a investigação. Esse percurso foi precedido por levantamento bibliográfico e revisão da literatura sobre delimitação de unidades ambientais, índices de vegetação, modelagem espacial, métricas de paisagem e valoração de carbono.

A primeira etapa refere-se à delimitação do Brejo Paraibano, necessária à definição do recorte espacial adotado no estudo. O procedimento envolveu a integração de variáveis físico-ambientais e técnicas de geoprocessamento para a obtenção do polígono final. Os procedimentos metodológicos, assim como os resultados e a discussão dessa etapa, são apresentados no Capítulo 5.

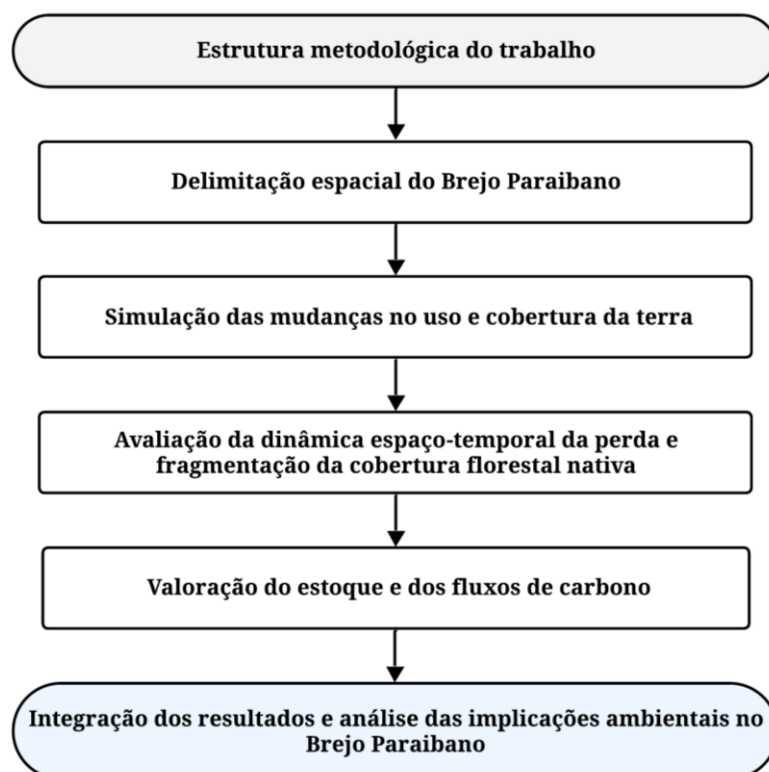
A segunda etapa contempla a simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra, estruturada a partir da aplicação integrada dos métodos de Pesos de Evidência e Autômatos Celulares. Essa etapa permitiu simular a dinâmica espacial da cobertura florestal até o ano de 2100 em três cenários: Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II. Os procedimentos adotados e a avaliação dos cenários encontram-se descritos no Capítulo 6.

A terceira etapa concentrou-se na avaliação da fragmentação da cobertura florestal, por meio do uso de métricas de paisagem aplicadas aos cenários simulados no intervalo de 2030 a 2100. Foram analisados padrões associados à heterogeneidade, à forma, à conectividade e à área nuclear dos fragmentos florestais. Para essa finalidade, utilizou-se o software *Fragstats*, a partir do qual foram calculados indicadores como número de fragmentos, área da classe, área nuclear, índice de forma e distância ao vizinho mais próximo. Os procedimentos metodológicos e os resultados dessa etapa são descritos no Capítulo 7.

A quarta etapa dedica-se à modelagem e à valoração dos estoques e fluxos de carbono, considerando as projeções de uso e cobertura da terra produzidas nas etapas anteriores. Para isso, foi empregado o modelo *Carbon Storage and Sequestration*, do *InVEST*, associado a tabelas biofísicas de carbono e à série de valores do Custo Social do Carbono (CSC). A valoração econômica foi realizada por meio do cálculo do valor presente (PV) para cada intervalo decenal. Os materiais, procedimentos e resultados correspondentes a essa etapa são comunicados no Capítulo 8.

Por fim, a Figura 3 sintetiza o percurso metodológico adotado no estudo, demonstrando a relação entre as etapas e a forma como cada uma fornece subsídios para a etapa subsequente, compondo uma estrutura integrada de análise da dinâmica espacial do uso e cobertura da terra e das mudanças nos estoques de carbono no Brejo Paraibano.

Figura 3 – Estrutura metodológica geral da pesquisa



Fonte: Elaborado pelo autor.

5 PROPOSTA DE NOVA DELIMITAÇÃO PARA O BREJO PARAIBANO

5.1 Introdução

Os Brejos de Altitude constituem sistemas ambientais de exceção no contexto do Semiárido Brasileiro, caracterizados pela presença de microclimas úmidos e subúmidos que contrastam com as condições semiáridas predominantes da região (Medeiros; Cestaro, 2019; Ramos; Souza; Lucena, 2020). Localizados em áreas elevadas, esses sistemas resultam da interação entre fatores topográficos, climáticos e vegetacionais, sendo a altitude um dos principais elementos condicionantes de sua formação (Duque, 1964; Lins, 1996; Vasconcelos Sobrinho, 1971).

Nesses ambientes, a atuação dos ventos alísios de sudeste e o efeito orográfico promovem a condensação da umidade, propiciando temperaturas mais amenas e índices pluviométricos superiores aos do entorno semiárido (Medeiros; Cestaro, 2019; Ramos; Souza; Lucena, 2020). Como consequência, desenvolvem-se solos mais profundos e férteis, bem como uma vegetação densa, a Floresta Estacional Semidecidual, fisionomia pertencente ao domínio da Mata Atlântica (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014). Esses ambientes também funcionam como refúgios biogeográficos, abrigando expressiva biodiversidade e diversas espécies endêmicas adaptadas às condições úmidas e ao isolamento geográfico (Barbo *et al.*, 2022; Rodal *et al.*, 2005).

Entre os Brejos de Altitude do Nordeste, o Brejo Paraibano destaca-se por reunir um dos maiores conjuntos contínuos de florestas montanas e submontanas da região, desempenhando papel relevante na regulação climática, na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos. No entanto, a delimitação espacial precisa dessa unidade ambiental ainda é incerta (Cordeiro; Souza; Felix, 2017; Corrêa, 1963; Duque, 1964; Melo, 1962). As estimativas clássicas (Duque, 1964; Vasconcelos Sobrinho, 1971), elaboradas a partir de medições planimétricas sobre mapas impressos, resultaram em generalizações e inconsistências na representação territorial.

Estudos posteriores mencionaram a existência de diversas unidades de Brejos de Altitude na borda oriental do Planalto da Borborema, no estado da Paraíba (Artigas; Souza; Lima, 2022; Medeiros; Cestaro, 2019; Ramos; Souza; Lucena, 2020; Vasconcelos Sobrinho, 1971). Entretanto, a análise espacial dessas áreas sugere que tais unidades podem corresponder a uma única feição úmida de proporções expressivas, o sistema ambiental do Brejo Paraibano, cuja delimitação ainda carece de critérios objetivos e geoespaciais.

A ausência de uma delimitação precisa pode comprometer o reconhecimento científico e a gestão territorial desse sistema ambiental, dificultando o planejamento de políticas voltadas à conservação e ao uso sustentável dos recursos naturais. Assim, este capítulo tem por objetivo delimitar a extensão espacial do Brejo Paraibano, no estado da Paraíba, com base na aplicação de índices espectrais de umidade e vigor da vegetação em imagens Sentinel-2 do período seco. A abordagem busca aprimorar a compreensão espacial dessa feição úmida e oferecer subsídios técnicos para estudos sobre mudanças no uso e cobertura da terra, perda e fragmentação florestal, estoques de carbono e valoração econômica dos serviços ecossistêmicos associados à cobertura florestal.

5.2 Material e métodos

Esta seção apresenta os procedimentos adotados para a delimitação espacial do Brejo Paraibano. Para tanto, são apresentados os materiais e instrumentos utilizados na pesquisa, bem como as etapas aplicadas à identificação e à delimitação da feição úmida.

5.2.1 Materiais e instrumentos

Para a delimitação do Brejo Paraibano, foram utilizados os seguintes materiais e instrumentos:

I) Plataforma *Google Earth Engine* (GEE), para o processamento e manipulação de imagens de satélite e variáveis ambientais;

II) Software *ArcMap* 10.2®, utilizado para a análise espacial, reclassificação, vetorização e elaboração dos mapas temáticos;

III) *Microsoft Excel*®, empregado na organização dos dados, cálculos de área e análises complementares;

IV) Imagens do sensor *Multispectral Imager* (MSI) do satélite Sentinel-2, nível 2A, correspondentes ao período de 2017 a 2023, com cobertura de nuvens inferior a 6%;

V) Camadas raster de precipitação e temperatura do conjunto CHELSA v1.2, com resolução de 1 km² e valores médios mensais e anuais do período de 1979 a 2013 (Karger *et al.*, 2017);

VI) Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução espacial de 30 m, obtido pelo programa Copernicus/ESA, e seu derivado, declividade do terreno;

VII) Base cartográfica do IBGE, com os limites do Brasil, Nordeste e estado da Paraíba;

VIII) Produto ETH Global Canopy Height 2020, desenvolvido pela ETH Zürich, com resolução espacial de 10 m, obtido pela fusão dos dados GEDI e Sentinel-2 (Lang *et al.*, 2023).

5.2.2 Procedimentos metodológicos

No ambiente do GEE, delimitou-se um polígono retangular de 4.726,25 km², abrangendo tanto a área úmida em condição de Brejo de Altitude quanto as porções semiáridas do entorno, de modo a capturar o gradiente ambiental necessário à delimitação. A coleção de imagens Sentinel-2 foi filtrada conforme os critérios: cobertura de nuvem inferior a 6% e intervalo entre agosto e fevereiro, correspondente ao período seco, em que as feições úmidas se tornam mais evidentes no contraste com a paisagem semiárida, recuperando um total de 60 imagens. O período seco foi determinado com base em um climograma elaborado a partir das camadas de precipitação e temperatura da base CHELSA, adotando-se o limiar de 90 mm de precipitação mensal para a identificação dos meses secos.

Na sequência, as imagens filtradas foram manuseadas para gerar uma nova imagem formada pela mediana dos pixels. A partir da imagem gerada, aplicou-se o *Normalized Difference Water Index* (NDWI) e o *Normalized Burn Ratio* (NBR).

O NDWI foi calculado por meio da Equação 1 (Gao, 1996; Hegazi *et al.*, 2023):

$$NDWI = \frac{(NIR_1 - SWIR_1)}{(NIR_1 + SWIR_1)} \quad (1)$$

Onde:

NIR_1 = reflectância na banda do infravermelho próximo 1;

$SWIR_1$ = reflectância na banda do infravermelho de ondas curtas 1.

O índice NBR, por sua vez, foi calculado por meio da Equação 2 (Key; Benson, 2006; Navarro *et al.*, 2017):

$$NBR = \frac{(NIR_2 - SWIR_2)}{(NIR_2 + SWIR_2)} \quad (2)$$

Onde:

NIR_2 = reflectância na banda do infravermelho próximo 2;

$SWIR_2$ = reflectância na banda do infravermelho de ondas curtas 2.

Os índices NDWI e NBR foram selecionados por apresentarem sensibilidade às variações de umidade e vigor da vegetação, principalmente quando aplicados a imagens do

sensor MSI do Sentinel-2. O NDWI é eficiente na detecção de feições associadas à umidade superficial e à presença de vegetação verde, enquanto o NBR realça áreas de vegetação densa e úmida, permitindo distinguir zonas de maior biomassa e vitalidade. Quando utilizados em conjunto, ambos os índices proporcionaram contraste espectral nítido entre as áreas úmidas cobertas por vegetação nativa da Mata Atlântica e as áreas adjacentes semiáridas, que exibiram valores mais baixos.

Os índices gerados foram exportados com resolução espacial de 20 m e processados no software *ArcMap*. Aplicou-se o método de Quebras Naturais de Jenks, com a definição de cinco classes. As classes de 1 a 3, correspondentes aos menores valores, receberam nota 0, ao passo que as classes 4 e 5, associadas aos maiores valores, receberam nota 1. As classes 1 a 3 receberam nota 0 por representarem o intervalo predominante nas áreas semiáridas do entorno, não sendo indicativas de feições de Brejo de Altitude, ou seja, mesmo sendo classes diferentes, representadas por cores diferentes nos mapas, apresentam a nota 0. Por sua vez, as classes 4 e 5 apresentaram maior contraste espectral e corresponderam às feições úmidas associadas à vegetação da Mata Atlântica, configurando-se como o intervalo de interesse para a delimitação. A soma dos arquivos raster resultou em valores 0, 1 e 2, sendo posteriormente reclassificados em dois grupos: 0 e 1. Após a soma, as classes resultantes, 1 e 2 foram novamente agrupadas em uma classe de nota 1, gerando um raster final com as classes 1 e 0.

Para o refinamento do raster, realizou-se a reamostragem dos pixels para 70 m, a fim de eliminar ramificações de vegetação ciliar que extrapolavam os limites do polígono principal. Em seguida, o raster foi convertido em vetor, sendo extraído o polígono com valor 1 e removidas as áreas com valor 0. As ramificações residuais foram suprimidas manualmente por meio da quebra de feições.

Na sequência, vazios internos ocasionados por espaços como áreas urbanas, estradas e solos expostos foram preenchidos, e as bordas do polígono foram suavizadas com a aplicação de um recuo de 30 m. Por fim, aplicou-se a ferramenta simplificar, com tolerância de 10 m, obtendo-se o polígono final do Brejo Paraibano.

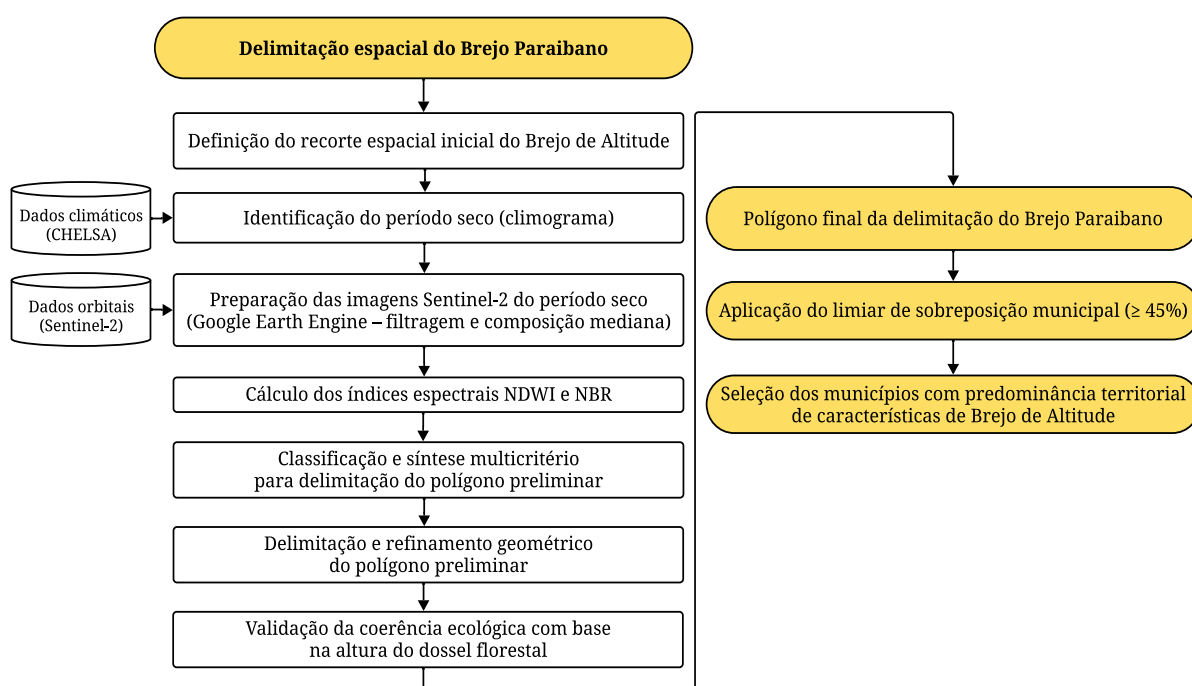
Para verificar a coerência ecológica da resposta dos índices, utilizou-se o produto de altura do dossel arbóreo, que representa a altura média da cobertura florestal. Essa camada foi sobreposta ao polígono delimitado para fins de validação, permitindo avaliar a correspondência entre a umidade verificada na resposta espectral e a estrutura florestal predominante.

Em seguida, as variáveis ambientais selecionadas como altitude, declividade e índices espectrais foram compiladas e representadas cartograficamente para a área de estudo. Por fim, para identificar os municípios mais representativos das condições ambientais do Brejo de

Altitude, foi analisada a sobreposição entre os limites municipais e o polígono ambientalmente delimitado do Brejo Paraibano. Adotou-se, como procedimento operacional, o limiar de 45% da área municipal inserida no polígono, classificando-se como representativos aqueles municípios em que tais condições ocupavam parcela predominante do território. Esse valor foi definido de forma empírica, a partir da análise espacial da configuração territorial dos municípios e da distribuição da feição úmida delimitada.

O uso desse limiar não implica que os municípios com percentuais inferiores estejam desprovidos de características de Brejo de Altitude. Em vários casos, essas características ocorrem de forma parcial, localizada ou descontínua, sem, contudo, constituírem o elemento predominante da organização ambiental do município. Assim, o critério adotado buscou distinguir os municípios em que as condições típicas do Brejo Paraibano têm maior expressão territorial daqueles em que elas ocorrem de modo secundário em relação ao entorno semiárido. A síntese metodológica das etapas percorridas neste capítulo é visualizada na Figura 4.

Figura 4 – Percurso metodológico realizado para uma nova delimitação espacial do Brejo Paraibano



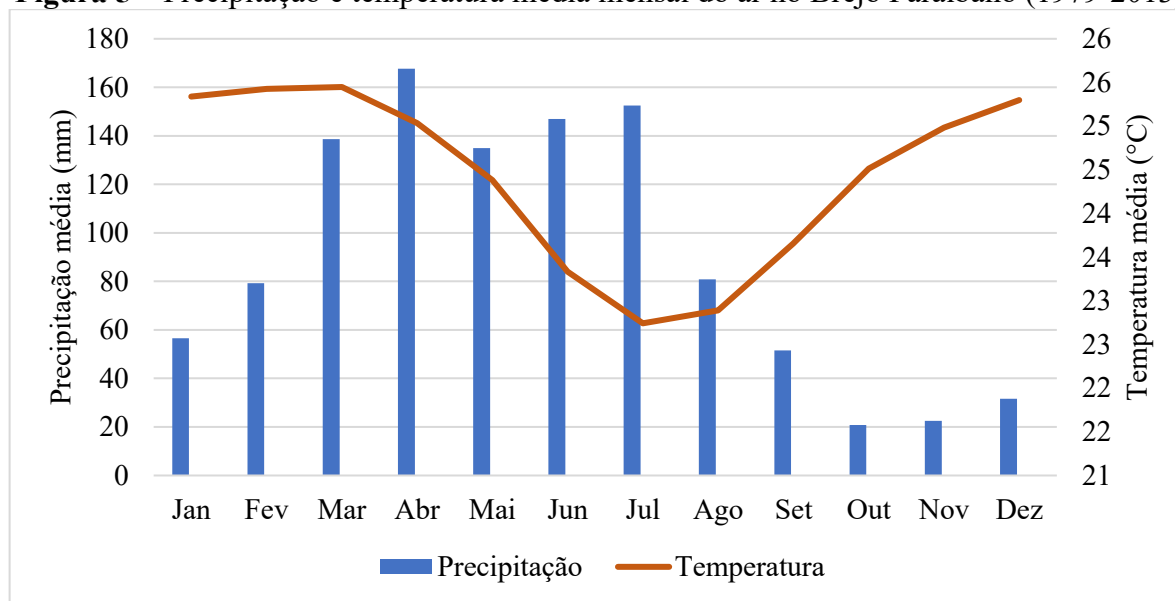
Fonte: Elaborado pelo autor.

5.3 Resultados

Os dados climáticos utilizados para identificar o período seco no Brejo Paraibano

demonstram que a sequência de meses de agosto a fevereiro configura o período seco da área. A maior parte dos meses secos possui precipitação inferior a 60 mm, apenas os meses de fevereiro e agosto apresentaram precipitação próxima de 80 mm (Figura 5). O período chuvoso se inicia em março e se estende até o mês de julho, com totais médios mensais superiores a 130 mm. A temperatura mensal média reduz com o período chuvoso e volta a subir no início da estação seca, exibindo aumento pronunciado após o mês de agosto.

Figura 5 – Precipitação e temperatura média mensal do ar no Brejo Paraibano (1979-2013)

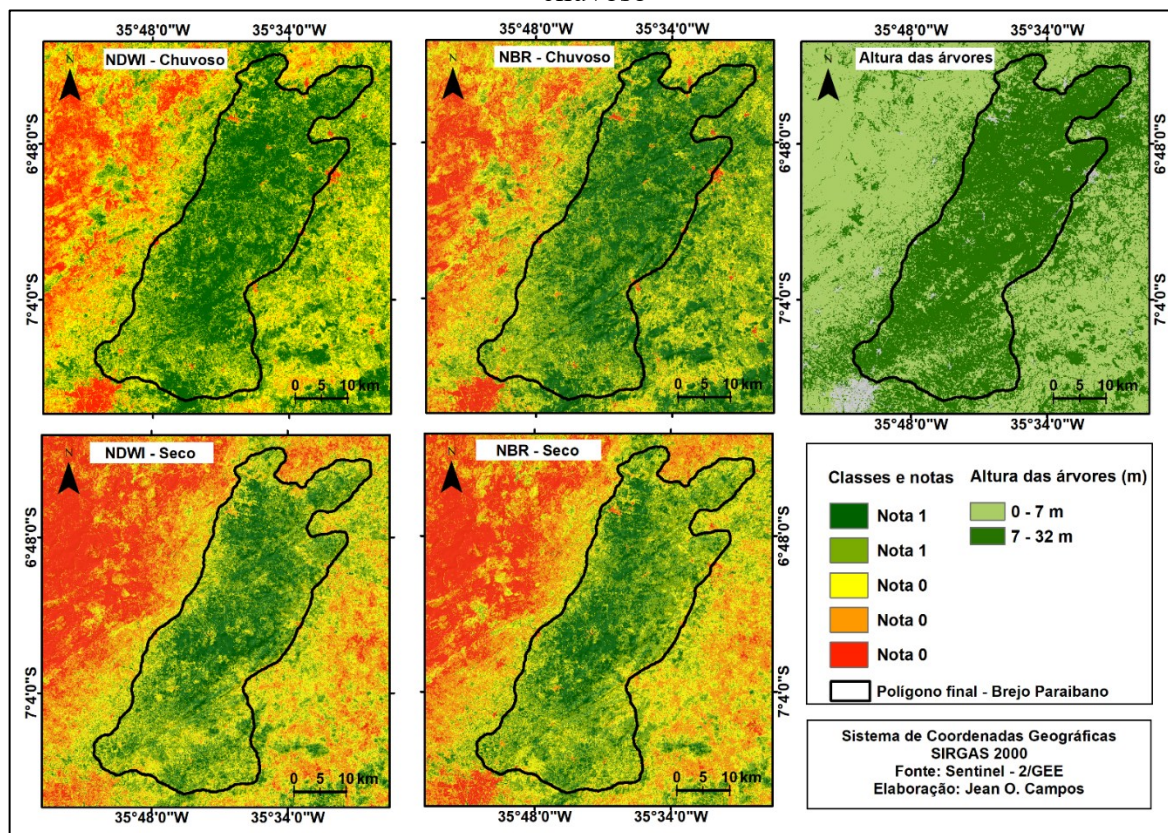


Fonte: Elaborado pelo autor.

Durante a estação chuvosa, observa-se que as áreas com maior presença de biomassa se expandem para além dos limites do polígono delimitado, conforme a resposta espectral dos índices NDWI e NBR na área de entorno (Figura 6). Na porção leste, a unidade apresenta-se mais contínua, ao passo que na porção oeste ocorre de forma fragmentada, restrita a pequenas manchas isoladas. No período seco, a umidade concentra-se predominantemente dentro dos limites do polígono, delineando com maior precisão a feição úmida do Brejo de Altitude (Figura 6). Nessa estação, a porção oeste mantém os menores valores de umidade, enquanto a leste ocorre redução expressiva em relação ao período chuvoso.

A análise da altura das árvores no interior do polígono do Brejo Paraibano torna evidente a presença de maior biomassa, com predominância de dosséis entre 7 e 32 m. Nas áreas externas ao polígono, prevalecem formações de menor porte, com altura inferior a 7 m, características de vegetação arbustiva típica do domínio da Caatinga.

Figura 6 – Áreas com maior presença de biomassa e vegetação arbórea nos períodos seco e chuvoso



Fonte: Elaborado pelo autor.

No período seco, o índice NBR apresentou valores entre -0,35 e 0,65, sendo os intervalos superiores a 0,20 considerados representativos das áreas úmidas. O NDWI variou de -0,49 a 0,47, com limiar adotado para valores acima de 0,021. As estatísticas descritivas dos índices são apresentadas na Tabela 1.

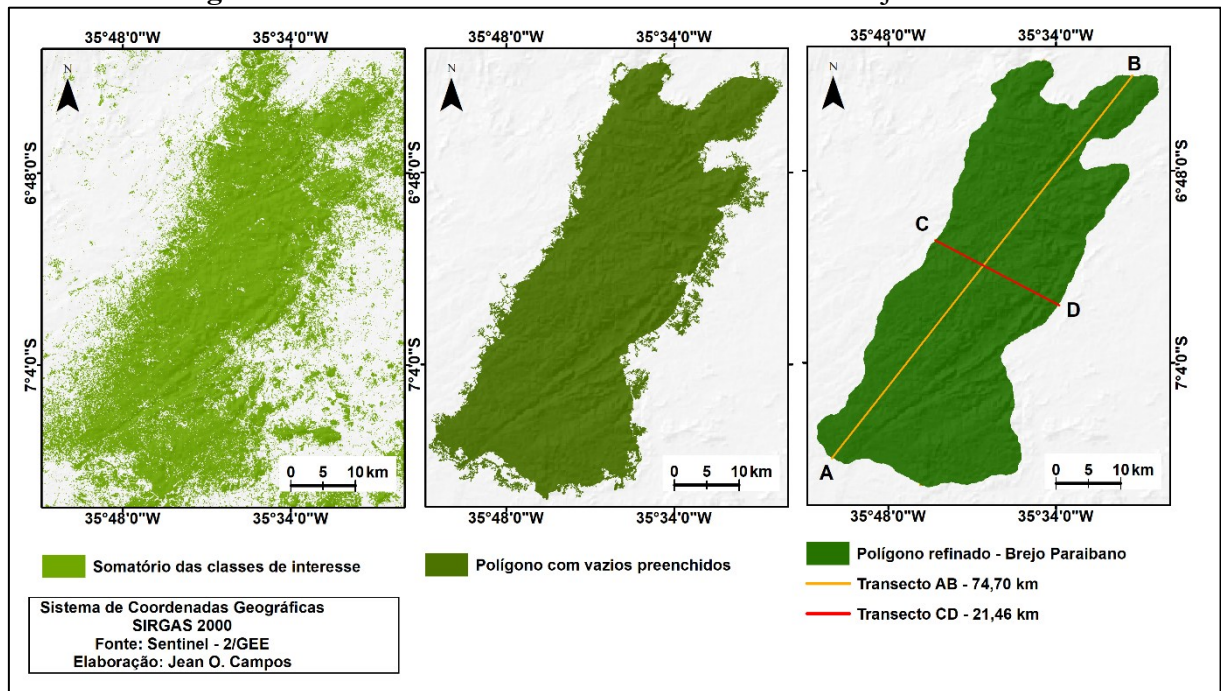
Tabela 1 – Valores registrados nos índices espectrais

Índice	Média	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Limiar utilizado
NBR	0,15	0,15	0,12	-0,35	0,65	> 0,20
NDWI	-0,03	-0,03	0,11	-0,49	0,47	> 0,021

Fonte: Elaborado pelo autor.

A soma dos dados raster reclassificados de NDWI e NBR permitiu demarcar a mancha úmida na paisagem. Após o preenchimento dos vazios internos e a vetorização, obteve-se o polígono refinado do Brejo Paraibano (Figura 7), com área total de 1.484,04 km², perímetro de 228,48 km, comprimento máximo de 74,70 km (transecto AB) e largura média de 21,46 km (transecto CD).

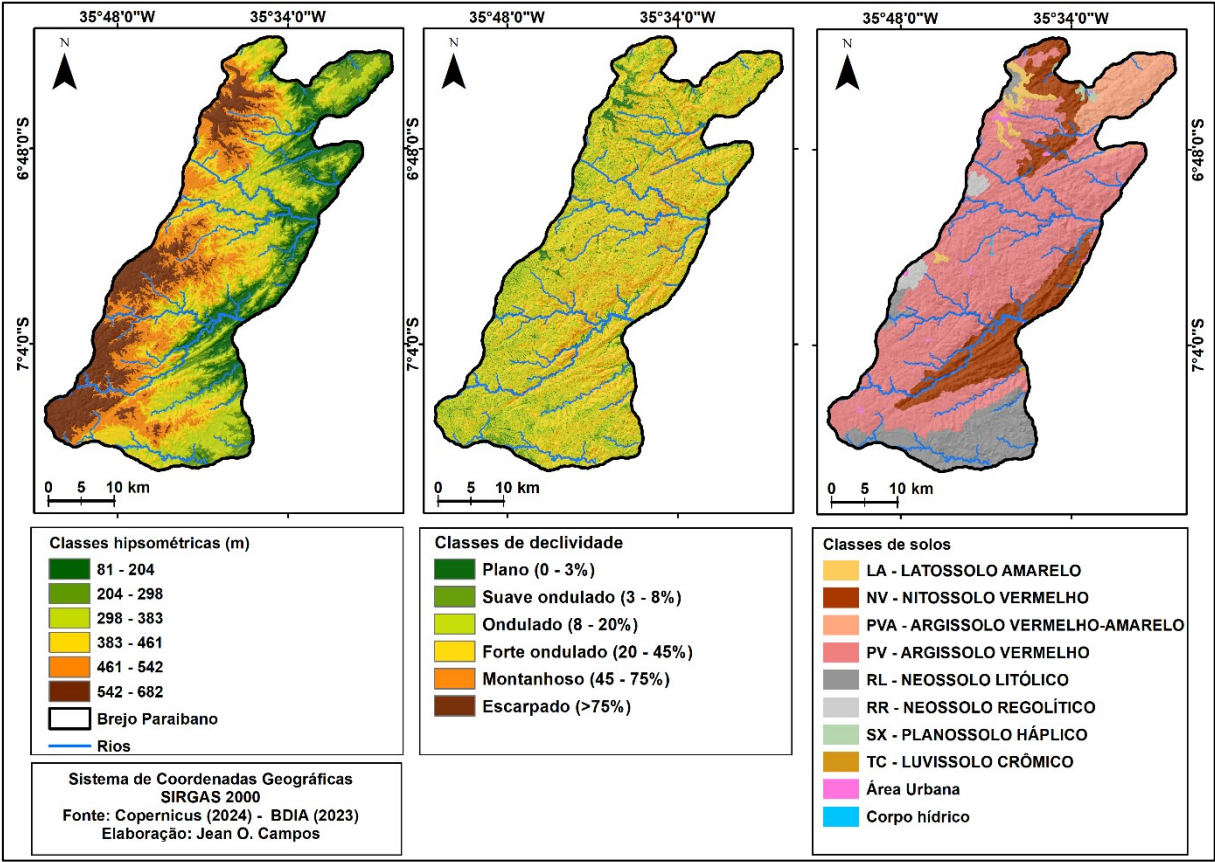
Figura 7 – Processo de refinamento dos limites do Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

As altitudes do Brejo Paraibano variam entre 81 e 682 metros, predominando as faixas intermediárias entre 298 e 542 metros, que concentram a maior parte da área delimitada (Tabela 2). As maiores altitudes estão concentradas a oeste, onde o relevo é menos dissecado (Figura 8). Em relação à declividade, predominam as classes ondulado e forte ondulado, que juntas correspondem à maior parcela do relevo. As classes plano, suave ondulado e montanhoso ocorrem em menores proporções, ao passo que áreas escarpadas são mais escassas na paisagem.

Figura 8 – Hipsometria, declividade e classes de solo do Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os Argissolos Vermelhos constituem a principal classe de solo da área, seguidos pelos Nitossolos Vermelhos e Neossolos Litólicos (Tabela 2). Os argissolos são característicos de ambientes mais úmidos em relação ao Semiárido e possuem expressivo desenvolvimento pedogenético. As demais classes, como Argissolos Vermelho-Amarelos e Latossolos Amarelos, possuem ocorrência reduzida no Brejo Paraibano.

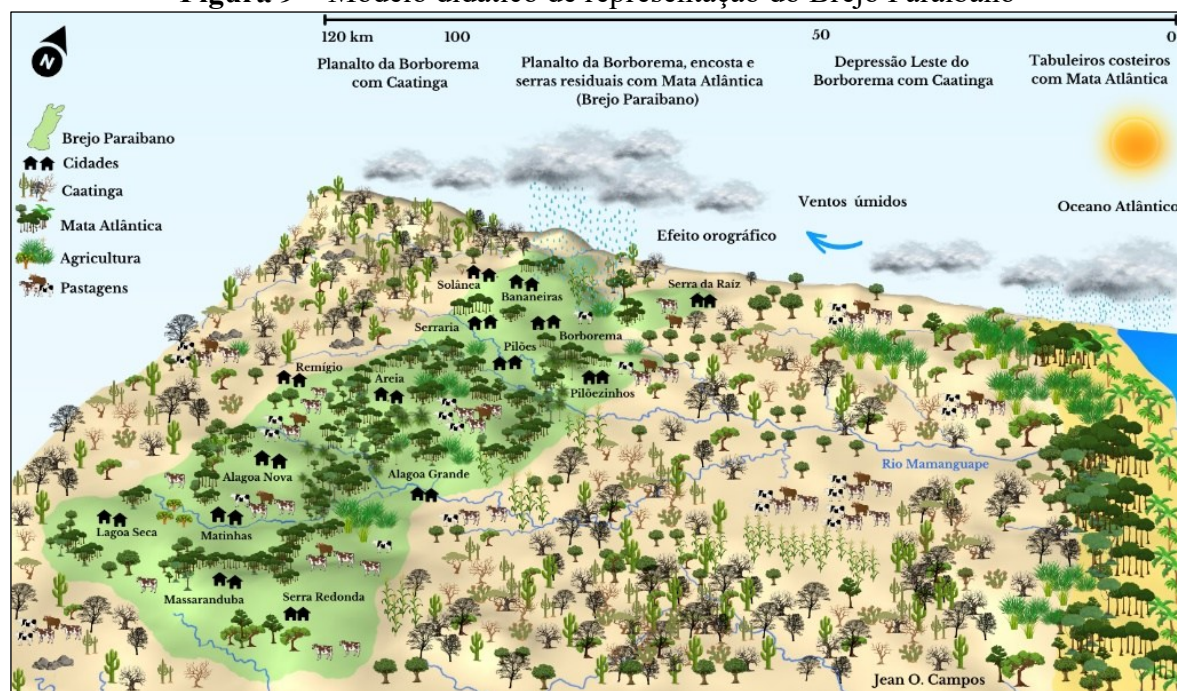
Tabela 2 – Classes de hipsometria, declividade e solos do Brejo Paraibano

Classes de hipsometria (m)	Área (km²)	Percentual (%)
81–204	184,99	12,47
204–298	196,93	13,27
298–383	289,18	19,49
383–461	299,01	20,15
461–542	293,97	19,81
542–682	219,95	14,82
Total	1484,04	100,00
Classes de declividade (%)	Área (km²)	Percentual (%)
Plano (0–3%)	56,10	3,78
Suave ondulado (3–8%)	156,28	10,53
Ondulado (8–20%)	498,55	33,59
Forte ondulado (20–45%)	674,20	45,43
Montanhoso (45–75%)	98,18	6,62
Escarpado (>75%)	0,74	0,05
Total	1484,04	100,00
Classes de solo	Área (km²)	Percentual (%)
LATOSSOLO AMARELO	27,77	1,87
NITOSSOLO VERMELHO	251,32	16,93
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	107,20	7,22
ARGISSOLO VERMELHO	868,96	58,55
NEOSSOLO LITÓLICO	184,48	12,43
NEOSSOLO REGOLÍTICO	22,60	1,52
PLANOSSOLO HÁPLICO	6,17	0,42
LUVISSOLO CRÔMICO	4,67	0,31
Área urbana e corpos hídricos	10,87	0,73
Total	1484,04	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

As características climáticas e geomorfológicas ajudam a compreender a configuração ambiental do Brejo Paraibano no contexto regional. O efeito orográfico confere a esse espaço condições de maior umidade, diferenciando-o das áreas vizinhas e favorecendo a formação de um clima mais úmido em meio aos compartimentos circundantes do Planalto da Borborema e da Depressão Leste da Borborema. Associadas aos solos mais desenvolvidos, essas condições possibilitam o cultivo de espécies agrícolas típicas de regiões úmidas, como banana, café e cana-de-açúcar. Ao mesmo tempo, à medida que a influência orográfica se reduz em direção ao oeste, a umidade decresce e as feições da vegetação e do uso da terra passam a refletir de forma mais evidente as condições típicas da Caatinga. Nesse contexto, a Figura 9 apresenta um modelo didático que sintetiza esses elementos e ilustra a organização ambiental do Brejo Paraibano.

Figura 9 – Modelo didático de representação do Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

A sobreposição do polígono de delimitação com os limites municipais da Paraíba identificou 28 municípios com alguma porção de área inserida no Brejo Paraibano. Desse total, cinco encontram-se completamente incluídos e vinte e três de forma parcial (Tabela 3). Com base no critério espacial adotado, foram selecionados 16 municípios representativos das condições ambientais típicas de Brejo de Altitude. Os municípios com cobertura total foram Borborema, Matinhas, Pilões, Pilõezinhos e Serraria, enquanto Juarez Távora apresentou o menor percentual (0,02%).

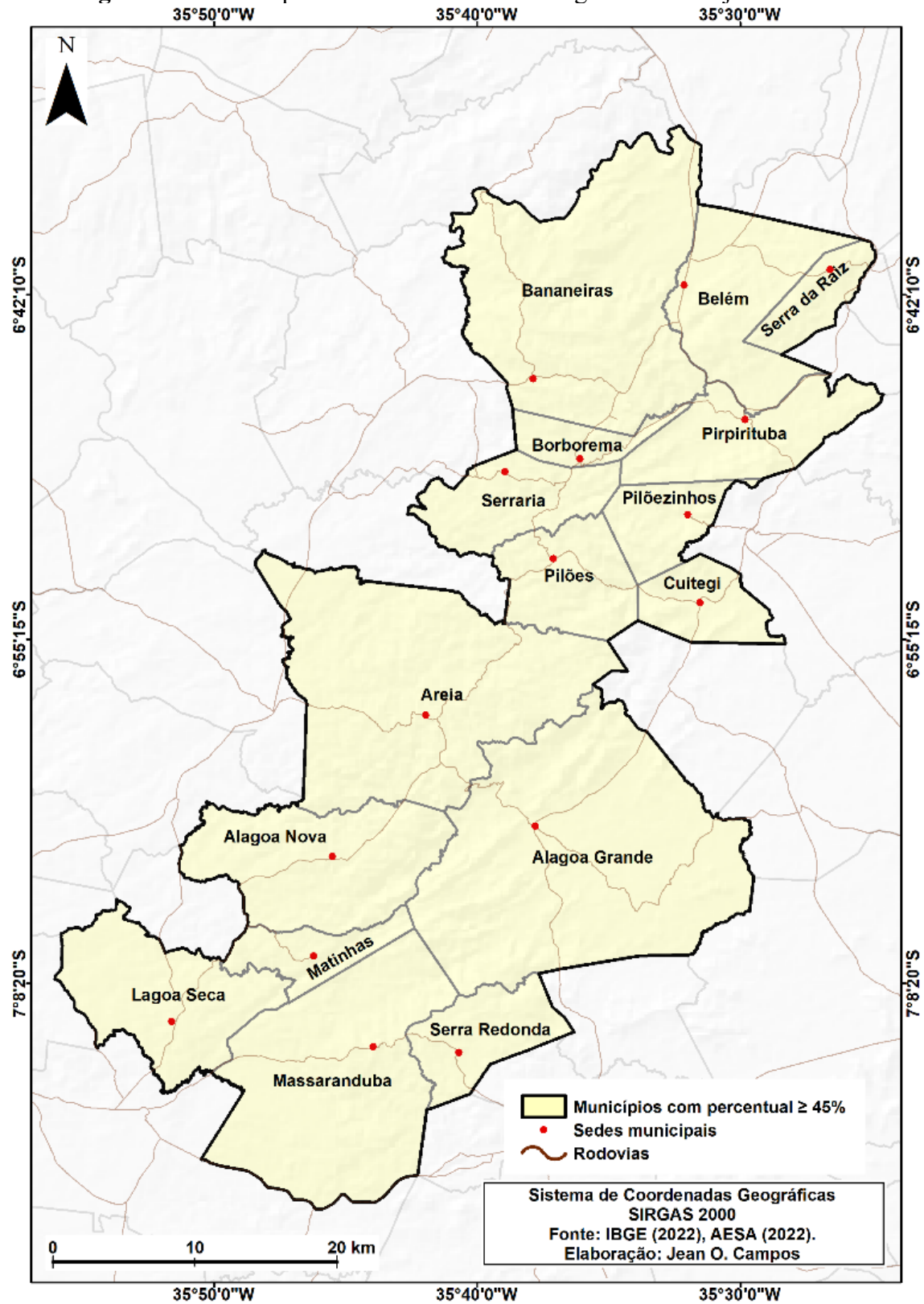
Tabela 3 – Área dos municípios sobrepostos pelo polígono do Brejo Paraibano

Municípios	Área total (km²)	Área no Brejo Paraibano (km²)	Percentual (%)
Juarez Távora	75,68	0,01	0,02
Sertãozinho	32,46	0,28	0,86
Campina Grande	591,66	7,16	1,21
Esperança	157,85	6,47	4,10
Ingá	262,18	20,75	7,91
Guarabira	162,39	17,94	11,05
Remígio	183,46	21,89	11,93
Solânea	233,04	39,51	16,95
Alagoinha	111,36	27,51	24,70
Riachão do Bacamarte	40,28	10,89	27,03
São Sebastião de Lagoa de Roça	46,37	15,35	33,11
Arara	91,31	31,25	34,23
Alagoa Grande	322,07	147,62	45,84
Pirpirituba	80,67	37,79	46,85
Cuitegi	42,09	21,17	50,29
Belém	99,61	57,32	57,55
Bananeiras	255,64	156,04	61,04
Lagoa Seca	108,22	66,97	61,89
Massaranduba	209,40	140,66	67,17
Serra da Raiz	31,68	26,46	83,53
Areia	269,13	227,48	84,53
Serra Redonda	55,20	50,29	91,11
Alagoa Nova	128,23	117,04	91,28
Borborema	26,11	26,11	100,00
Matinhas	36,52	36,52	100,00
Pilões	65,57	65,57	100,00
Pilõezinhos	40,91	40,91	100,00
Serraria	65,06	65,06	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os municípios contemplados pelo limiar de 45% foram os seguintes: Alagoa Grande, Alagoa Nova, Areia, Bananeiras, Belém, Borborema, Cuitegi, Lagoa Seca, Massaranduba, Matinhas, Pilões, Pilõezinhos, Pirpirituba, Serra da Raiz, Serra Redonda e Serraria (Figura 10). Os 12 municípios não contemplados por esse limiar também registraram perímetros com características ambientais típicas de Brejo de Altitude. Sua não inclusão no polígono final pode estar associada à configuração longitudinal de seus territórios e, em alguns casos, à maior extensão municipal, fatores que reduzem o percentual de sobreposição com o polígono delimitado, mesmo quando persistem trechos com feições úmidas compatíveis com esse sistema. Assim, esses municípios não devem ser interpretados como alheios ao sistema ambiental do Brejo de Altitude, mas como unidades em que essa condição ocorre de forma parcial e com menor expressão territorial.

Figura 10 – Municípios considerados como integrantes do Brejo Paraibano



O conjunto dos municípios selecionados forma um polígono que se estende de nordeste a sudoeste. A sudoeste são encontrados os municípios de Massaranduba e Lagoa Seca, enquanto

na terminação nordeste, posicionam-se Bananeiras, Belém e Serra da Raiz. Os municípios de Alagoa Grande, Areia, Bananeiras e Massaranduba detêm as maiores extensões em área. Na porção central, o município de Pilões forma um corredor que liga os dois conjuntos de municípios da região. A formação do corredor em questão se deve a não contemplação dos municípios de Arara e Alagoinha pelo limiar de corte, embora ainda apresentem, em determinadas zonas do território, características do Brejo Paraibano.

5.4 Discussão

Os números obtidos demonstram que, durante o período seco, o Brejo Paraibano configura-se como uma feição úmida inserida em meio ao domínio semiárido, destacando-se nitidamente na paisagem regional. Essa condição está associada às características ambientais dos Brejos de Altitude, como a presença de solos mais desenvolvidos e de remanescentes de Mata Atlântica, que contribuem para a retenção de umidade (Carneiro *et al.*, 2021; Medeiros; Cestaro, 2019). No período chuvoso, observa-se uma expansão temporária da feição úmida em direção ao entorno semiárido, o que torna a delimitação menos precisa nesse intervalo. Assim, os índices espectrais de umidade (NDWI e NBR) mostraram-se mais adequados para a delimitação durante a estação seca, quando o contraste com as áreas adjacentes é mais pronunciado em razão da maior umidade e vigor vegetativo. A conjuntura é consistente com a análise da altura do dossel arbóreo, corroborando a predominância de árvores mais altas e maior biomassa no interior do polígono delimitado, em concordância com a resposta espectral observada. Tal interpretação também é compatível com a heterogeneidade topográfica e ambiental da área, que influencia a distribuição da umidade e da cobertura vegetal no interior do polígono delimitado.

Estudos anteriores voltados à delimitação de brejos de altitude no Nordeste apresentam diferenças metodológicas e de escala, resultando em diferentes mensurações espaciais. No Rio Grande do Norte, a integração entre variáveis de solo, relevo, litologia e uso da terra permitiu a delimitação do Brejo da Chapada de Martins, com 16 km² (Medeiros; Cestaro, 2020). No Ceará, a combinação de precipitação, temperatura, direção de vertentes, hipsometria e solos possibilitou a identificação de três áreas potenciais de brejos de altitude, embora sem a apresentação explícita das áreas calculadas (Souza, 2014). Em escala regional, aplicou-se o método AHP para modelar os brejos de altitude em todo o Semiárido Brasileiro, obtendo-se 172.632,80 km² de áreas com alta probabilidade de ocorrência (Ramos; Souza; Lucena, 2020).

No presente estudo, a aplicação dos índices espectrais NDWI e NBR permitiu delimitar

o Brejo Paraibano, com área estimada em 1.484,04 km². Esse valor é superior aos obtidos em estudos locais e apenas inferior ao de Ramos, Souza e Lucena (2020), diferença que pode ser atribuída à escala espacial adotada, uma vez que o estudo citado contemplou todo o Semiárido brasileiro, enquanto esta pesquisa se concentrou no Planalto da Borborema, em sua face leste, no estado da Paraíba, onde se situa a principal mancha úmida da região.

A delimitação espacial obtida neste estudo corresponde à mancha úmida tradicionalmente reconhecida no Agreste Paraibano, já mencionada por diversos autores (Cordeiro; Souza; Felix, 2017; Corrêa, 1963; Duque, 1964; Melo, 1962; Moreira; Targino, 1997), embora sem mensurações precisas de sua extensão. Outros trabalhos indicaram a presença de diferentes unidades de Brejos de Altitude, como Areia, Bananeiras, Alagoa Nova, Serraria, Arara e Alagoinha (Artigas; Souza; Lima, 2022; Marques; Silva; Silva, 2014; Medeiros; Cestaro, 2019; Pereira Filho *et al.*, 2020; Ramos; Souza; Lucena, 2020; Tabarelli; Santos, 2004; Vasconcelos Sobrinho, 1971) que, segundo a análise atual, integram uma única feição úmida contínua. Dessa forma, os dados demonstram que o número de unidades brejeiras descrito na literatura pode estar superestimado, ao menos para o caso do Brejo Paraibano, e é provável que essa condição se repita em outras áreas do Nordeste, comprometendo a coerência entre os registros existentes.

Apesar da relevância ecológica e climática dos Brejos de Altitude, o conhecimento disponível na literatura ainda é fragmentado e heterogêneo, tanto em termos conceituais quanto metodológicos. Os estudos pioneiros basearam-se em observações descritivas e medições planimétricas, e as pesquisas mais recentes avançaram em aspectos ecológicos, mas mantiveram limitações quanto à representação espacial (Duque, 1964; Medeiros; Cestaro, 2020, 2019; Ramos; Souza; Lucena, 2020; Souza, 2014; Vasconcelos Sobrinho, 1971). Essa fragmentação resultou em interpretações divergentes sobre a extensão, a continuidade e o papel ecológico dos brejos, dificultando a consolidação de um modelo regional.

Por fim, destaca-se que o limiar de 45% da área municipal inserida no polígono delimitado confirmou os oito municípios tradicionalmente reconhecidos pelo IBGE (1990) como parte da microrregião do Brejo Paraibano, Alagoa Grande, Alagoa Nova, Areia, Bananeiras, Borborema, Pilões, Serraria e Matinhas, além de incorporar outros oito municípios com características ambientais compatíveis. Essa ampliação pode contribuir para o reconhecimento territorial e administrativo do Brejo Paraibano, ao explicitar a extensão das condições ambientais que caracterizam essas áreas. Além disso, também pode oferecer subsídios para novas investigações ambientais e para a inclusão de novas porções do território em políticas públicas voltadas à proteção dos recursos naturais.

5.5 Considerações finais do capítulo

Os índices espectrais NDWI e NBR, aplicados aos períodos seco e chuvoso, apresentaram comportamentos distintos quanto à identificação da feição úmida do Brejo Paraibano. No período chuvoso, a elevação generalizada da umidade superficial reduz o contraste em relação ao entorno semiárido, dificultando a delimitação precisa de seus limites. Em contrapartida, no período seco, a feição úmida se mantém destacada na paisagem, o que possibilitou sua identificação e isolamento com maior consistência espacial. Esse resultado corrobora o contraste ambiental entre os Brejos de Altitude e as áreas semiáridas adjacentes e indica a adequação dos índices empregados para a definição dos limites naturais do Brejo Paraibano.

A delimitação resultou em uma unidade ambiental contínua com área de 1.484,04 km², distribuída predominantemente no sentido nordeste–sudoeste, com cerca de 74,7 km de extensão e largura média aproximada de 21,5 km na porção central. A análise espacial indicou altitudes entre 81 e 682 m, com declividades variando de plano a escarpado e predominância de relevo fortemente ondulado. No que se refere aos solos, observou-se maior ocorrência de Argissolos Vermelhos, seguidos por Nitossolos Vermelhos e Neossolos Litólicos, estes últimos mais associados às áreas de maior declividade. Em conjunto, a hipsometria, a declividade e as classes de solos evidenciam a organização espacial dos compartimentos ambientais e reforçam a heterogeneidade interna do Brejo Paraibano.

A delimitação proposta contribui, ainda, para o esclarecimento de divergências recorrentes na literatura. Estudos anteriores apontaram a existência de diferentes Brejos de Altitude próximos, como Areia, Bananeiras, Alagoa Nova, Serraria, Arara e Alagoinha. A análise realizada neste estudo indica que esses setores compõem uma única feição úmida contínua, aqui reconhecida como Brejo Paraibano. Assim, as denominações tradicionais correspondem a porções de uma mesma unidade ambiental, e não a brejos isolados.

A comparação entre a microrregião definida pelo IBGE (1990) e os limites obtidos neste trabalho revelou uma ampliação da abrangência territorial associada ao Brejo Paraibano. Enquanto a delimitação oficial considera oito municípios, Alagoa Grande, Alagoa Nova, Areia, Bananeiras, Borborema, Pilões, Serraria e Matinhas, a análise aqui apresentada identificou 16 municípios com predominância de características ambientais compatíveis com os Brejos de Altitude, além de outros 12 municípios parcialmente inseridos no polígono, que não atenderam ao critério mínimo de 45% de sobreposição adotado.

Por fim, o procedimento metodológico empregado possui potencial de aplicação em

outras feições úmidas do Nordeste brasileiro, particularmente em áreas onde ainda há lacunas quanto à integração de variáveis espectrais e ambientais. A delimitação espacial proposta representa, portanto, um esforço metodológico e conceitual para compreensão dos Brejos de Altitude.

6 MUDANÇAS FUTURAS NO USO E COBERTURA DA TERRA NO BREJO PARAIBANO ENTRE 2023 E 2100

6.1 Introdução

A construção de cenários futuros de uso e cobertura da terra constitui uma abordagem utilizada para analisar os efeitos das atividades humanas sobre os ecossistemas naturais e áreas antropizadas. A modelagem espacial permite projetar possíveis dinâmicas de transformação da paisagem e fornece informações úteis ao planejamento territorial e à formulação de políticas públicas (Frank *et al.*, 2023; Pinto *et al.*, 2025; Souza *et al.*, 2023; Veldkamp; Lambin, 2001). Esse tipo de abordagem é relevante em áreas ambientalmente sensíveis, como os Brejos de Altitude do Nordeste brasileiro, onde mudanças pontuais no uso da terra podem gerar impactos sobre os ecossistemas e os serviços ecossistêmicos associados.

Nesse conjunto, insere-se o Brejo Paraibano, uma feição úmida localizada no interior do Semiárido da Paraíba. Apesar de sua importância ambiental, ainda são limitados os estudos voltados à análise sistemática da dinâmica de uso e cobertura da terra nesse recorte específico. Mapas temáticos consolidados, séries temporais contínuas e exercícios de modelagem espacial voltados à projeção de cenários futuros estão ausentes na literatura para o Brejo Paraibano. Essa lacuna dificulta a compreensão dos vetores de mudança associados à degradação ambiental e restringe a aplicação de instrumentos de gestão territorial e conservação ambiental adequados à realidade local.

A limitação de informações espaciais torna necessária a realização de análises prospectivas que contribuam para o entendimento das trajetórias futuras do uso da terra no Brejo Paraibano. A região concentra remanescentes de Mata Atlântica e apresenta condições ambientais diferenciadas em relação ao entorno semiárido, ao mesmo tempo em que está submetida a pressões antrópicas associadas à expansão das atividades agropecuárias. Nesse sentido, a identificação dos principais vetores de mudança e a simulação de cenários alternativos de uso da terra constituem etapas importantes para avaliar possíveis impactos e subsidiar estratégias de manejo compatíveis com a capacidade de suporte dos ecossistemas (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Frank *et al.*, 2023; Veldkamp; Lambin, 2001).

Diante desse contexto, este capítulo tem como objetivo simular as mudanças no uso e cobertura da terra entre 2023 e 2100, com base em três cenários: Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II. As simulações partem da aplicação integrada dos métodos de Pesos de Evidência e Autômatos Celulares e a proposta consiste em gerar cenários contrastantes,

associados a diferentes níveis de conservação ambiental, de modo a avaliar os possíveis efeitos de distintas orientações de políticas públicas sobre a configuração futura da paisagem. As evidências obtidas podem contribuir para ações de planejamento ambiental, zoneamentos ecológico-econômicos e estratégias de conservação voltadas ao uso sustentável do território no Brejo Paraibano.

6.2 Material e métodos

Esta seção apresenta os procedimentos adotados para a simulação das mudanças futuras no uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano. A metodologia foi organizada em dois momentos principais: a definição dos materiais e instrumentos utilizados na pesquisa e a descrição das etapas aplicadas à classificação do uso e cobertura da terra, à modelagem espacial e à construção dos cenários prospectivos. Nos tópicos a seguir, são detalhados os aspectos que compõem cada um desses momentos.

6.2.1 Materiais e instrumentos

A análise das mudanças futuras no uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano foi desenvolvida com base na integração de diferentes plataformas e dados geoespaciais. Foram utilizados os seguintes materiais e instrumentos:

I) Plataforma *Google Earth Engine* (GEE), empregada para o processamento e manipulação das imagens de satélite, aplicação de filtros de nuvem e geração dos índices espectrais;

II) Software *Dinamica EGO* 7.0, utilizado para a modelagem espacial e simulação dos cenários futuros;

III) *ArcMap* 10.2[®], aplicado na análise espacial, reclassificação, vetorização e elaboração dos mapas temáticos;

IV) *Microsoft Excel*[®], utilizado na organização dos dados, cálculos de área e elaboração das tabelas e gráficos;

V) Imagens da Coleção Landsat 8 Nível 2, adquiridas pelos sensores OLI/TIRS (*Operational Land Imager / Thermal Infrared Sensor*), com resolução espacial entre 30 e 100 metros, correspondentes aos anos de 2013 e 2023;

VI) Modelo Digital de Elevação (MDE) com resolução de 30 metros, obtido do programa Copernicus/ESA, e sua derivada de declividade;

VII) Mapas vetoriais de estradas, rios e sedes urbanas da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA);

VIII) Base de Unidades de Conservação do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA) e Reservas Legais do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR);

IX) Receptor *Global Navigation Satellite System* (GNSS) Garmin eTrex Vista®, utilizado na coleta de pontos amostrais de treinamento e validação.

6.2.2 Procedimentos metodológicos

No ambiente do *Google Earth Engine* foi realizada a classificação supervisionada do uso e cobertura da terra para os anos de 2013 e 2023, que serviram de base para as simulações das mudanças futuras de uso e cobertura da terra. Não foram utilizados produtos prontos de uso e cobertura da terra, a exemplo do MapBiomass, porque, para o foco deste estudo na cobertura florestal nativa, esses produtos podem incorporar inconsistências temáticas já mencionadas na literatura, incluindo confusões entre pastagens e formações florestais em paisagens com mosaicos de uso, vegetação secundária e transições entre floresta e agropecuária. Como a simulação depende da identificação consistente de transições, optou-se por produzir mapas próprios por classificação supervisionada, buscando reduzir ruídos entre classes e manter comparabilidade entre os anos de referência.

Assim, para a composição das imagens, aplicou-se um filtro temporal para seleção das cenas, associado a um critério de cobertura de nuvens inferior a 60%. Além disso, foi realizado o mascaramento de nuvens, sombras e pixels saturados com base nas bandas de qualidade do produto, resultando em 52 imagens para 2013 e 54 imagens para 2023. A partir desse conjunto, foram gerados compósitos anuais por meio da mediana dos pixels, visando reduzir interferências atmosféricas e obter uma representação mais estável da superfície.

O intervalo 2013-2023 foi adotado por representar um período recente, compatível com as dinâmicas atuais de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano. Intervalos anteriores refletem fases marcadas por intensos processos de supressão e regeneração florestal, que poderiam introduzir distorções na calibração do modelo.

A partir das imagens processadas, realizou-se a classificação supervisionada com o algoritmo *Random Forest*, com base nas bandas espectrais do Landsat 8 e em índices espectrais derivados, para ampliar a capacidade de discriminação entre as classes temáticas. Para o treinamento e a validação do modelo, foram utilizadas 399 amostras de referência distribuídas

em quatro classes principais: Floresta nativa (130 pontos), Agropecuária (185 pontos), Urbano (54 pontos) e Água (30 pontos). As amostras foram coletadas entre janeiro e outubro de 2024 com auxílio de receptor GNSS Garmin eTrex Vista[®] e, posteriormente, divididas aleatoriamente em 70% para treinamento e 30% para validação do classificador.

Os índices espectrais utilizados na classificação foram o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) proposto por Rouse et al. (1973), o NDWI (*Normalized Difference Water Index*) desenvolvido por Gao (1996) e o EVI (*Enhanced Vegetation Index*) descrito por Huete et al. (2002). As equações correspondentes estão apresentadas a seguir:

Para o cálculo do NDVI foi utilizada a Equação 3 (Rouse *et al.*, 1973):

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad (3)$$

Onde:

NIR = reflectância na banda do infravermelho próximo;

Red = reflectância na banda do vermelho.

O NDWI foi calculado conforme a Equação 1, apresentada no Capítulo 5, sendo, neste procedimento, utilizadas as bandas do sensor OLI do Landsat 8. Para a obtenção do EVI, por sua vez, aplicou-se a Equação 4 (Huete *et al.*, 2002):

$$EVI = 2,5 * \frac{(NIR - Red)}{(NIR + (6 * Red) - (7,5 * Blue) + 1)} \quad (4)$$

Onde:

NIR = reflectância na banda do infravermelho próximo;

Red = reflectância na banda do vermelho;

Blue = reflectância na banda do azul.

Após a classificação e validação da acurácia dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 2013 e 2023, utilizando como métricas o índice Kappa e a acurácia global, foram realizados os procedimentos de simulação das mudanças espaciais por meio do modelo de simulação de mudanças no uso e cobertura da terra implementado no *Dinamica EGO* (Almeida *et al.*, 2008; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009). O *Dinamica EGO* é uma plataforma de modelagem espacial dinâmica baseada em autômatos celulares, utilizada em estudos de dinâmica da paisagem, planejamento ambiental e avaliação de cenários futuros. O modelo opera com base em mapas categóricos, variáveis explicativas e regras de transição que definem a

probabilidade espacial das mudanças (Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009; Souza; Viégas; Souza, 2021).

O modelo, estruturado a partir do método dos Pesos de Evidência e da modelagem celular probabilística, compreende um conjunto de etapas integradas que vão desde a preparação das variáveis explicativas até a geração e validação dos cenários simulados, permitindo a simulação das dinâmicas de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano. Dessa forma, no *Dinamica EGO*, foram executadas as seguintes etapas metodológicas:

Criação do cubo raster: inicialmente, foi criado o cubo raster, estrutura que reúne as variáveis estáticas responsáveis por influenciar as mudanças espaciais de uso e cobertura da terra. Essas variáveis representam fatores biofísicos e antrópicos que condicionam a ocorrência e a distribuição das transições. As variáveis consideradas são apresentadas no Quadro 1, juntamente com as respectivas fontes de obtenção gratuita.

Quadro 1 – Variáveis utilizadas para a criação do cubo raster

Nome	Unidade	Fonte
Altimetria	m	<i>European Space Agency</i> (ESA)
Declividade	%	<i>European Space Agency</i> (ESA)
Distância até os rios	m	<i>European Space Agency</i> (ESA)
Distância até as cidades	m	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA)
Distância até as estradas	m	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA)
Unidades de Conservação	m	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA)
Reservas Legais	m	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para fins analíticos, as Reservas Legais foram agrupadas em dois intervalos, considerando o percentual de cobertura de Floresta nativa: RL com menos de 30% e RL com mais de 30%. O limiar de 30% foi definido empiricamente, por apresentar melhor distinção entre unidades com diferentes proporções de cobertura florestal nativa. As informações espaciais foram obtidas no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR).

As Unidades de Conservação foram classificadas conforme a categoria de manejo, englobando tanto Unidades de Proteção Integral, representadas pelo Parque Estadual (PE) Mata do Pau-Ferro, quanto Unidades de Uso Sustentável, compostas pela Área de Proteção Ambiental (APA) do Roncador e pela Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) de Goiamunduba.

A incorporação de variáveis climáticas ao cubo raster foi avaliada, mas sua utilização não foi adotada nesta pesquisa. Os produtos climáticos disponíveis para projeções futuras apresentam, em geral, resolução espacial mais grosseira, frequentemente da ordem de 1 km,

incompatível com a escala de análise adotada neste estudo e com a resolução dos mapas de uso e cobertura da terra utilizados na modelagem. Em testes prévios, a inclusão de variáveis de precipitação produziu forte atração espacial das mudanças, gerando resultados com menor desempenho na validação e padrões visualmente inconsistentes com a configuração observada da paisagem. Além disso, as projeções climáticas futuras costumam ser disponibilizadas em faixas temporais agregadas, o que dificultaria sua compatibilização com os intervalos decenais empregados nas simulações. Diante disso, a combinação entre incompatibilidade espacial, limitação temporal e baixo desempenho nos testes justificou sua exclusão do modelo.

Cálculo das matrizes de transição: a etapa seguinte consistiu no cálculo das matrizes de transição a partir da sobreposição dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 2013 e 2023, considerando a correspondência espacial entre as classes em cada píxel. Esse procedimento permitiu quantificar, para cada classe de origem, a proporção da área que permaneceu na mesma classe e a proporção convertida para as demais classes no intervalo analisado. Os valores obtidos foram organizados em forma matricial, de modo que cada elemento da matriz expressa a fração de uma classe inicial que passou a outra classe ao longo do período. Essas matrizes sintetizam, portanto, a dinâmica observada entre 2013 e 2023 e definem as taxas líquidas de mudança utilizadas na simulação.

No *Dinamica EGO*, essas taxas fornecem a quantidade de mudança a ser processada em cada etapa temporal do modelo, servindo de base para o cálculo do número de células que devem ser convertidas entre as classes de uso e cobertura da terra. O intervalo de dez anos foi adotado por permitir a identificação de mudanças recentes e coerentes com o padrão de uso da terra na região.

Cálculo dos Pesos de Evidência: nesta etapa, foram calculados os Pesos de Evidência, método probabilístico fundamentado na teoria de Bayes, amplamente utilizado em modelagens de mudança de uso e cobertura da terra (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009). Essa técnica avalia, para cada transição modelada, a relação entre as variáveis explicativas e as mudanças observadas, gerando valores de probabilidade que expressam a influência de cada fator sobre o processo de mudança. O cálculo dos pesos permitiu identificar as variáveis de maior contribuição tanto para o desmatamento quanto para a regeneração da vegetação nativa.

Análise da correlação entre variáveis: devido à natureza probabilística do método WoE, é necessário garantir a independência espacial entre as variáveis inseridas no cubo raster. Assim, foi realizada a análise de correlação utilizando os índices de Cramer e a Incerteza de Informação Conjunta, de modo a detectar redundâncias entre os fatores. As variáveis com

correlação superior a 0,5 foram descartadas, conforme recomendação de literatura, a fim de assegurar a consistência estatística do modelo (Martins; Souza; Richter, 2024; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009).

Execução e validação do modelo: concluída a etapa de análise de correlação, que resultou na exclusão das variáveis com alta correlação, procedeu-se à execução do modelo de simulação, com a definição dos parâmetros de calibração dos módulos *Patcher* e *Expander*, presentes no *functor editor* Allocate Transitions (Tabela 4). No *functor editor*, as variáveis definidas para os módulos *Expander* e *Patcher* foram tamanho médio, variância e isometria. Para ambos os módulos, os valores de tamanho médio e variância foram fixados em 0,36 ha e 0,72 ha, respectivamente, para as transições entre Floresta nativa e Agropecuária, bem como entre Agropecuária e Floresta nativa. Para a transição de Agropecuária para Urbano, os valores de tamanho médio e variância foram ajustados para 1,44 ha e 2,88 ha no módulo *Patcher*. A isometria foi mantida constante, com valor 1 em todas as transições.

Tabela 4 – Parâmetros de calibração da simulação

De	Para	Tamanho médio (ha)	Variância (ha)	Isometria
Expander				
Floresta nativa	Agropecuária	0,36	0,72	1
Agropecuária	Floresta nativa	0,36	0,72	1
Agropecuária	Urbano	0,36	0,72	1
Patcher				
Floresta nativa	Agropecuária	0,36	0,72	1
Agropecuária	Floresta nativa	0,36	0,72	1
Agropecuária	Urbano	1,44	2,88	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

O mapa simulado para 2023 foi comparado ao mapa real do mesmo ano, visando à validação do modelo. O grau de similaridade entre os mapas foi avaliado por meio do Índice de Similaridade Fuzzy (ISF), que considera tanto a correspondência espacial quanto a vizinhança entre pixels (Branco; Almeida; Francisco, 2022; Macedo *et al.*, 2013). Assim, foram utilizadas janelas de múltiplas resoluções (3×3 e 5×5), sendo considerados satisfatórios valores de similaridade superiores a 0,50. Após a validação, prosseguiu-se para a etapa final.

Simulação de cenários futuros: uma vez validado, o modelo foi aplicado para a geração de cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2030, 2040, 2050, 2060, 2070, 2080, 2090 e 2100. Ao todo, três cenários prospectivos foram definidos:

a) Cenário Tendencial (CT): mantém as taxas de transição observadas no período de calibração, refletindo a continuidade das dinâmicas atuais de uso e cobertura da terra.

b) Cenário Conservacionista I (CC I): reduz em 50% a taxa de conversão da Floresta

nativa para usos antrópicos, simulando o fortalecimento de políticas de conservação e restauração florestal. Em simulações prévias voltadas à definição da taxa mais adequada, verificou-se que reduções menores (30%, 25% e 20%) não promoveram diminuições expressivas no desmatamento projetado. Diante disso, optou-se pela adoção e manutenção da taxa de 50%, por apresentar efeito mais nítido na redução das perdas florestais.

c) Cenário Conservacionista II (CC II): adota a hipótese de desmatamento zero, representando a interrupção completa das transições de Floresta nativa para outras classes de uso e cobertura da terra. O cenário em questão foi definido como um extremo, com o objetivo de estabelecer um limite superior de conservação para fins comparativos. Não foi considerado um cenário pessimista de aumento do desmatamento, uma vez que o Cenário Tendencial já incorpora taxas elevadas de conversão, resultando em perdas notórias da cobertura vegetal nativa durante o horizonte temporal considerado. As taxas de transição de cada cenário são expostas na Tabela 5.

Tabela 5 – Taxas de transição adotadas nas simulações de cenários futuros

Cenários	2023	2100	Taxa de transição (%)
CT	Floresta nativa	Agropecuária	6,90
CC I	Floresta nativa	Agropecuária	3,45
CC II	Floresta nativa	Agropecuária	0,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os cenários construídos seguem metodologias reconhecidas na literatura e já aplicadas em diferentes contextos de uso e cobertura da terra (Cheng; Liu; Zhan, 2020; Kamusoko *et al.*, 2011; Oliveira; Nero, 2023; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017).

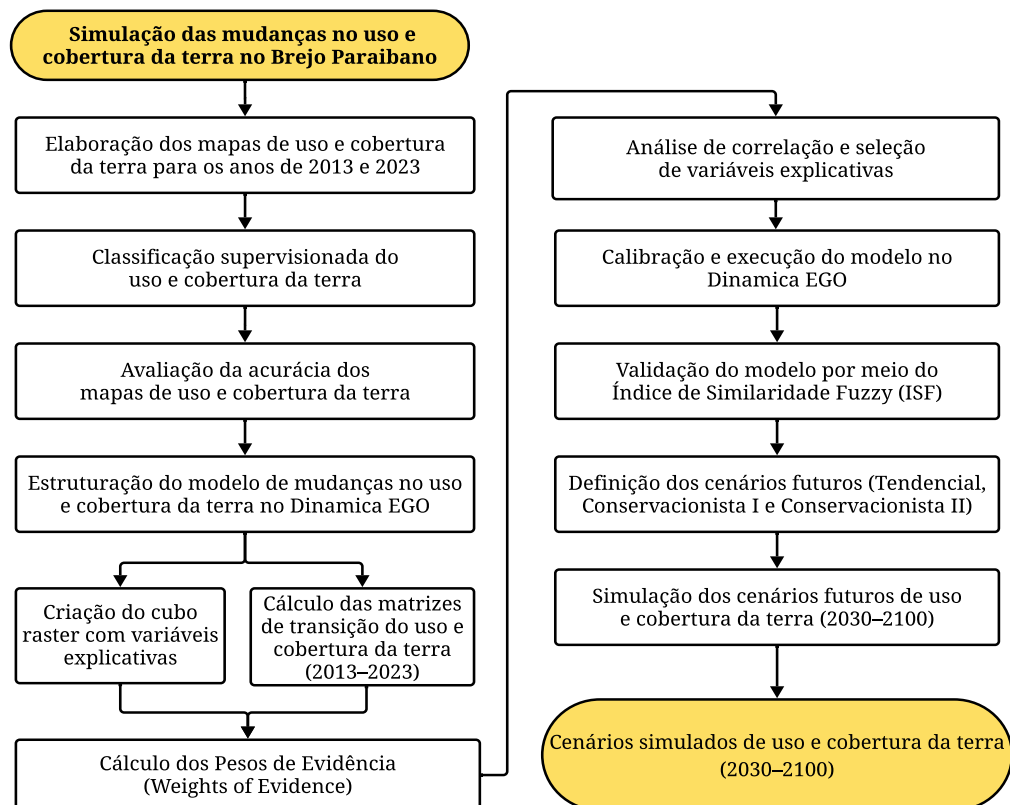
Registra-se que a maior parte dos estudos disponíveis na literatura que envolvem simulações de cenários de uso e cobertura da terra projeta horizontes temporais de até 50 anos, uma vez que, à medida que o intervalo temporal se amplia, aumenta também a incerteza associada aos resultados. Isso ocorre porque os processos que governam as mudanças no uso da terra são complexos e condicionados por fatores socioeconômicos, políticos e ambientais, os quais tendem a variar de forma não linear ao longo do tempo, podendo conduzir os modelos a trajetórias distintas daquelas observadas no período tendencial.

Nesse sentido, ao adotar projeções até o ano de 2100, reconhecem-se explicitamente as limitações e fragilidades inerentes aos dados simulados para as décadas mais distantes, especialmente no intervalo entre 2050 e 2100. Ainda assim, os cenários produzidos mostram-se relevantes enquanto exercícios prospectivos, pois permitem refletir sobre a dinâmica de

longo prazo do uso e cobertura da terra e antecipar possíveis impactos ambientais associados às diferentes trajetórias simuladas, fornecendo subsídios importantes para o planejamento territorial e ambiental.

Os mapas obtidos foram exportados para o software *ArcMap*, onde se realizou a extração das áreas correspondentes a cada classe. As informações foram tabuladas no *Microsoft Excel*, com elaboração de gráficos e estatísticas descritivas para análise comparativa entre os cenários. Por fim, os resultados foram discutidos com ênfase nas repercussões potenciais de cada cenário sobre a dinâmica futura da Floresta nativa no Brejo Paraibano. Para fins de interpretação, ao longo dos resultados, a expressão “corredor central do Brejo Paraibano” refere-se a um remanescente florestal alongado situado na porção central do polígono de estudo, com orientação norte-sul. O termo é usado como referência espacial para descrever padrões de mudança e conectividade e não corresponde a uma classe temática nem a uma variável de entrada dos modelos. A síntese metodológica das etapas percorridas neste capítulo é apresentada na Figura 11.

Figura 11 – Percurso metodológico realizado para simulação das mudanças no uso e cobertura da terra



Fonte: Elaborado pelo autor.

6.3 Resultados

Com base nas classificações supervisionadas, foram mapeadas quatro classes de uso e cobertura da terra: Floresta nativa, Agropecuária, Urbano e Água, que representam as tipologias predominantes no Brejo Paraibano. As classificações apresentaram acurácia global de 96% (2013) e 98% (2023) (Tabela 6). O índice Kappa foi de 0,95 em 2013 e 0,96 em 2023, indicando concordância entre os mapas classificados e os dados de validação.

Tabela 6 – Matrizes de confusão das classificações supervisionadas dos anos de 2013 e 2023

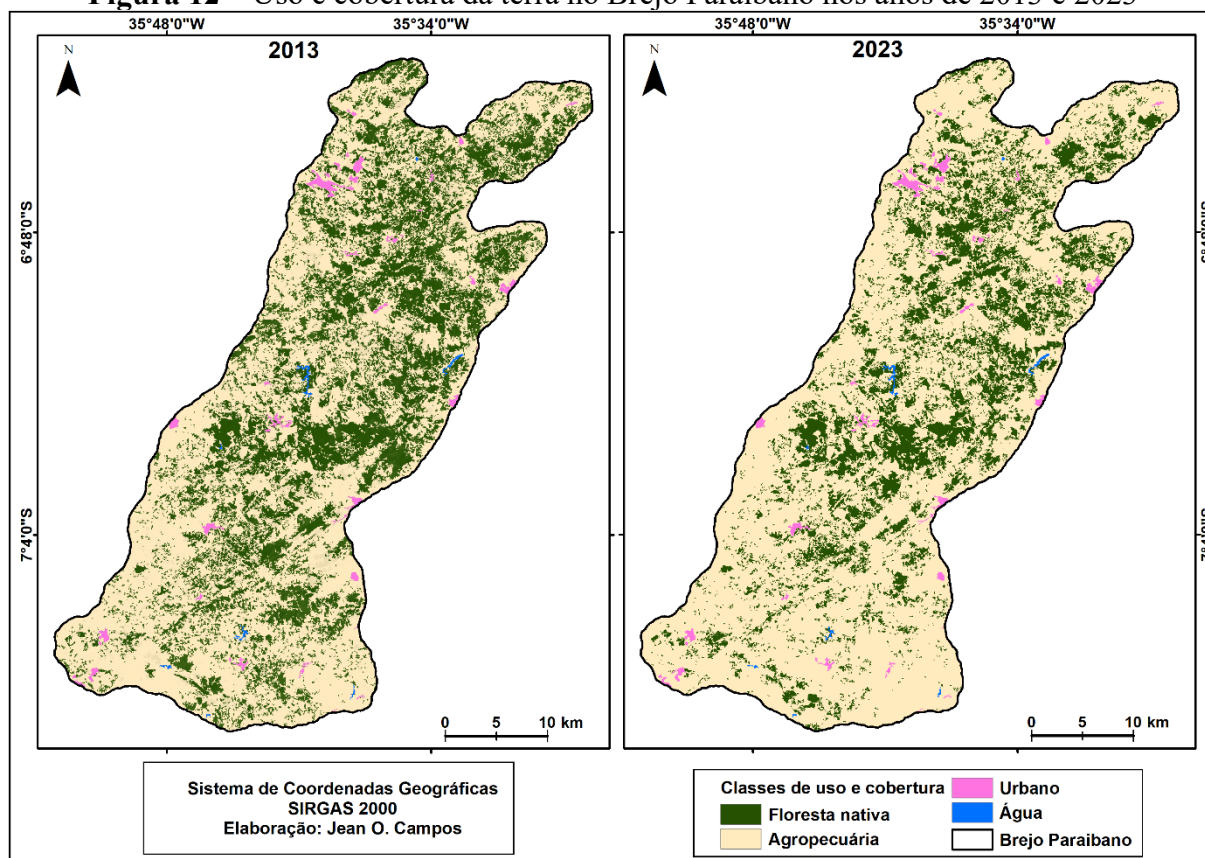
2013						
Classes	Floresta nativa	Agropecuária	Urbano	Água	Total	AU
Floresta nativa	40	1	0	0	41	0,98
Agropecuária	0	62	0	2	64	0,97
Urbano	1	1	9	0	11	0,82
Água	0	0	0	24	24	1
Total	41	64	9	26	140	
AP	0,98	0,97	1	0,92	AG	0,96
Kappa	0,95					
2023						
Classes	Floresta nativa	Agropecuária	Urbano	Água	Total	AU
Floresta nativa	37	1	0	0	38	0,97
Agropecuária	1	62	0	0	63	0,98
Urbano	0	0	10	0	10	1
Água	0	1	0	16	17	0,94
Total	38	64	10	16	128	
AP	0,97	0,97	1	1	AG	0,98
Kappa	0,96					

Legenda: AP – acurácia do produtor; AU – acurácia do usuário; AG – acurácia global.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A distribuição espacial indica predomínio de Agropecuária e Floresta nativa, presentes em toda a área do Brejo Paraibano (Figura 12). A classe Urbano corresponde aos perímetros das sedes municipais e se concentra notadamente na porção norte, com destaque para Solânea e Bananeiras. A classe Água, por sua vez, é composta majoritariamente por grandes reservatórios artificiais, com destaque para as barragens Saulo Maia e Tauá, localizadas nos municípios de Areia e Cuitegi, respectivamente.

A comparação das áreas entre 2013 e 2023 sinaliza mudanças que se manifestam de forma mais intensa nas classes Floresta nativa e Agropecuária (Tabela 7). A Floresta nativa reduziu 170,70 km², passando de 523,02 km² em 2013 para 352,32 km² em 2023. No mesmo período, a Agropecuária aumentou 169,63 km², passando de 942,50 km² para 1112,13 km², o que corresponde a um acréscimo de 11,43 pontos percentuais na participação da área total. As classes Urbano e Água expressaram pouca variação, visto que a área urbana aumentou 1,13 km², enquanto a classe Água reduziu 0,07 km².

Figura 12 – Uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano nos anos de 2013 e 2023

Fonte: Elaborado pelo autor.

No conjunto, observa-se o predomínio das classes Agropecuária e Floresta nativa, responsáveis pela maior parte da superfície do recorte espacial (Tabela 7). As áreas de agropecuária encontram-se distribuídas de forma contínua nas margens do Brejo Paraibano e ao sul, ao passo que a Floresta nativa se posiciona nas encostas centrais e áreas mais elevadas. Por fim, as áreas urbanas estão localizadas em sua maioria nas sedes municipais de Bananeiras, Solânea, Guarabira e Alagoa Grande, e a classe Água ocorre associada aos principais reservatórios hídricos.

Tabela 7 – Área das classes de uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2023

Classe de uso e cobertura	2013		2023		Diferença
	km ²	%	km ²	%	km ²
Floresta nativa	523,02	35,24	352,32	23,74	-170,70
Agropecuária	942,50	63,51	1112,13	74,94	169,63
Urbano	16,07	1,08	17,20	1,16	1,13
Água	2,45	0,17	2,38	0,16	-0,07
Total	1484,04	100	1484,04	100	—

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em termos de taxas líquidas de transição, a matriz de múltiplos passos gerada no *Dinamica EGO* indica que a conversão de Floresta nativa para Agropecuária, correspondente ao processo de desmatamento, ocorreu a uma taxa anual de 6,90%, representando uma perda acentuada de áreas florestais no período analisado (Tabela 8). A transição inversa, de Agropecuária para Floresta nativa, apresentou taxa anual de 1,25%, ao passo que a conversão de Agropecuária para Urbano foi de 0,01% ao ano. A transição de Água para Agropecuária teve taxa próxima de zero e não foi incorporada ao modelo.

Tabela 8 – Matriz de transição de múltiplos passos (2013-2023)

2013	2023	Taxa de transição (%)
Floresta nativa	Agropecuária	6,90
Agropecuária	Floresta nativa	1,25
Agropecuária	Urbano	0,01
Água	Agropecuária	0,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise dos Pesos de Evidência associados às transições de uso e cobertura da terra entre os anos de 2013 e 2023 revelou padrões espaciais consistentes na maioria das mudanças, permitindo identificar as variáveis com maior influência sobre as conversões observadas na paisagem (Tabela 9). Na transição de Floresta nativa para Agropecuária, as variáveis dinâmicas “Distância para a classe Agropecuária” e “Distância para a classe Urbano” revelaram pesos positivos nos primeiros 60 metros, indicando atração espacial próxima a essas classes. A partir desse limite, os pesos tornaram-se negativos, sugerindo repulsão em maiores distâncias. Em relação à altitude, observou-se a presença de pesos positivos até aproximadamente 600 metros e negativos acima desse valor. As Reservas Legais apresentaram comportamento de inibição da transição, ao tempo em que a declividade mostrou valores positivos até 30% de inclinação e negativos acima desse limite.

A variável distância até as cidades apresentou comportamento misto, com pesos positivos entre 0 e 120 m e novamente entre 240 e 1.320 m, e negativos entre 150 e 210 m. A distância até as estradas mostrou pesos positivos até aproximadamente 5.940 m. Em seguida, a distância até os rios apresentou influência positiva nos primeiros 30 m e negativa em distâncias superiores. Por fim, as Unidades de Conservação mantiveram pesos negativos em todo o intervalo, com destaque para as áreas de Proteção Integral.

Tabela 9 – Pesos de Evidência das variáveis associadas às transições de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano

Transição	Variável	Menor	Maior	Média
Floresta nativa – Agropecuária	Distância para a classe Agropecuária	-1,16	0,48	-0,57
	Distância para a classe Urbano	-0,21	0,65	0,12
	Altitude	-1,43	2,65	0,1
	Reservas Legais	-0,29	0,08	-0,10
	Declividade	-0,72	0,59	-0,09
	Distância até as cidades	-0,47	0,59	0,06
	Distância até as estradas	-0,05	1,14	0,44
	Distância até os rios	-0,01	0,17	0,05
	Unidades de Conservação	-3,03	0,29	-1,37
Agropecuária – Floresta nativa	Distância para a classe Floresta nativa	-1,25	0,71	-0,46
	Distância para a classe Urbano	-1,39	0,19	-0,34
	Altitude	-2,48	2,17	-0,4
	Reservas Legais	-0,09	0,61	0,26
	Declividade	-0,82	1,77	0,37
	Distância até as cidades	-2,03	0,03	-0,61
	Distância até as estradas	-0,96	0,16	-0,24
	Distância até os rios	-0,04	0,04	0
	Unidades de Conservação	0,63	0,70	0,66
Agropecuária – Urbano	Distância para a classe Floresta nativa	-0,78	1,67	0,36
	Distância para a classe Urbano	-1,77	3,8	0,92
	Altitude	-2,43	3,56	-0,1
	Declividade	-2,14	1,89	-0,3
	Distância até as cidades	-2,85	2,37	-0,41
	Distância até as estradas	-3,26	1,33	-0,48
	Distância até os rios	-1,53	1,1	-0,29
	Unidades de Conservação	-8,39	0,02	-4,18

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na transição de Agropecuária para Floresta nativa, a variável “Distância para a classe Floresta nativa” apresentou pesos positivos nos primeiros 60 m, e a “Distância para a classe Urbano” manteve pesos negativos em todo o intervalo analisado (0 a 3.000 m). A altitude mostrou valores positivos nas faixas de 80 a 90 m e 200 a 430 m, e negativos nas demais. As Reservas Legais apresentaram pesos positivos, ao mesmo tempo, a declividade mostrou inibição até 24% e aumento progressivo acima desse valor.

A distância até centros urbanos apresentou leve atração de 1.290 a 1.320 m, enquanto a proximidade de estradas recuperou pesos negativos em todos os intervalos. A distância até rios mostrou valores positivos até cerca de 540 m. Por seu lado, as Unidades de Conservação

apresentaram pesos positivos, indicando influência sobre essa transição. Na transição de Agropecuária para Urbano, a variável “Distância para a classe Floresta nativa” apresentou pesos negativos nos primeiros 60 m, tornou-se positiva entre 90 e 900 m e voltou a decrescer em distâncias maiores. Já a “Distância para a classe Urbano” manteve pesos positivos até 60 m e passou a negativos até cerca de 4.700 m.

A altitude registrou pesos positivos em faixas pontuais (0 a 115 m, 150 a 160 m e 550 a 630 m) e negativos nas demais. A declividade foi positiva até 12% e negativa em terrenos mais íngremes. A distância às cidades permaneceu positiva até 2.040 m e negativa acima desse limite. Para a distância às estradas, os pesos foram positivos até aproximadamente 720 m e negativos nas faixas seguintes. A distância aos rios apresentou valores positivos entre 330 e 1.410 m, com pesos negativos fora desse intervalo. Por fim, as Unidades de Conservação mantiveram pesos negativos em toda a extensão analisada.

Após a calibração e a exclusão das variáveis com alta correlação, o modelo de simulação reproduziu os padrões espaciais de mudança observados entre 2013 e 2023. A avaliação por meio do Índice de Similaridade Fuzzy indicou correspondência espacial entre o mapa simulado e o observado para o ano de 2023, sobretudo nas janelas de 3×3 e 5×5 pixels (Tabela 10). A análise visual dos mapas, considerando o conhecimento da área de estudo, confirmou a adequação dos parâmetros adotados. Com essa etapa concluída, o modelo foi aplicado à simulação dos três cenários futuros.

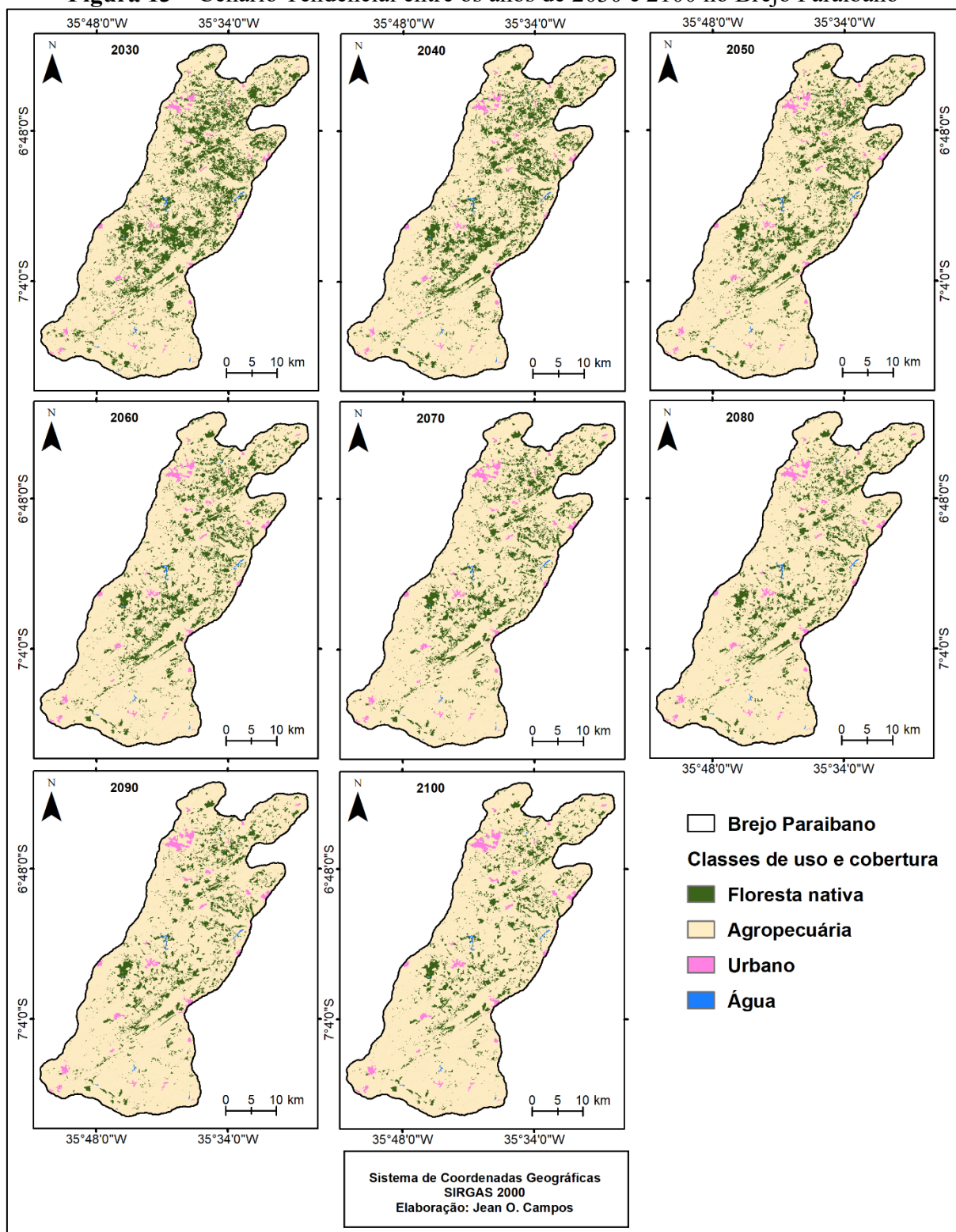
Tabela 10 – Índice de Similaridade Fuzzy

Tamanho da janela (pixels)	Decaimento constante		Decaimento exponencial	
	Similaridade mínima	Similaridade máxima	Similaridade mínima	Similaridade máxima
1x1	0,63	0,78	0,63	0,78
3x3	0,77	0,84	0,73	0,82
5x5	0,86	0,88	0,77	0,84
7x7	0,92	0,92	0,78	0,85
9x9	0,94	0,95	0,79	0,86
11x11	0,96	0,97	0,79	0,86

Fonte: Elaborado pelo autor.

As simulações do Cenário Tendencial confirmam expansão da agropecuária e redução progressiva da vegetação nativa no período analisado (Figura 13). A agropecuária avançou sobre diferentes faixas altimétricas, ao tempo em que a Floresta nativa passou a se apresentar, majoritariamente, em áreas de maior declividade e nas proximidades de unidades de conservação.

Figura 13 – Cenário Tendencial entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em termos quantitativos, a classe Agropecuária apresentou crescimento durante o período, passando de 1112,13 km² em 2023 para 1315,26 km² em 2100 (Tabela 11). Esse acréscimo de aproximadamente 203 km² indica a ampliação das áreas agropecuárias sobre

outras classes, com destaque para a Floresta nativa (Figura 14). A expansão ocorre predominantemente nas porções sul e central do Brejo Paraibano, onde se observa aumento da fragmentação e substituição da cobertura vegetal nativa com o avanço das décadas.

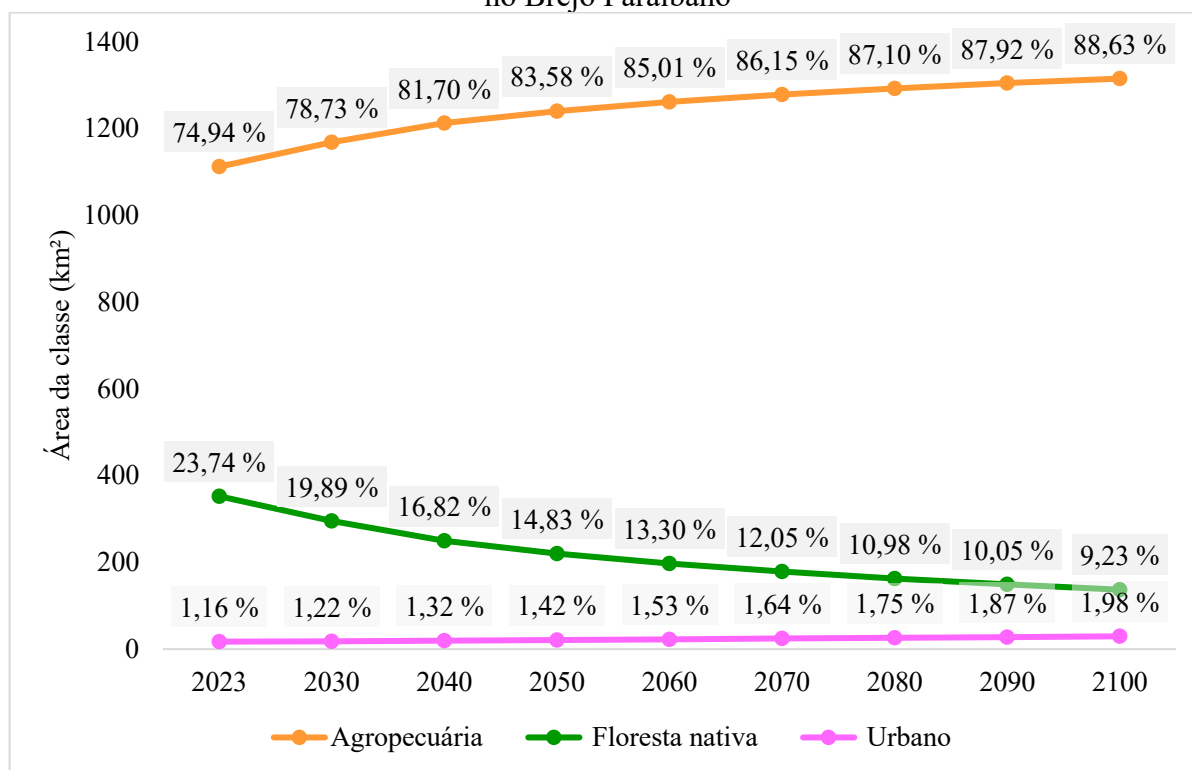
Tabela 11 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Tendencial até 2100 no Brejo Paraibano

Uso e cobertura	Agropecuária (km²)	%	Floresta nativa (km²)	%	Urbano (km²)	%	Água (km²)	%	Total (km²)
2030	1168,33	78,73	295,20	19,89	18,14	1,22	2,38	0,16	1484,04
2040	1212,52	81,70	249,55	16,82	19,59	1,32	2,38	0,16	1484,04
2050	1240,41	83,58	220,12	14,83	21,13	1,42	2,38	0,16	1484,04
2060	1261,52	85,01	197,41	13,30	22,73	1,53	2,38	0,16	1484,04
2070	1278,50	86,15	178,79	12,05	24,37	1,64	2,38	0,16	1484,04
2080	1292,66	87,10	162,96	10,98	26,04	1,75	2,38	0,16	1484,04
2090	1304,76	87,92	149,18	10,05	27,72	1,87	2,38	0,16	1484,04
2100	1315,26	88,63	136,97	9,23	29,43	1,98	2,38	0,16	1484,04

Fonte: Elaborado pelo autor.

A cobertura de Floresta nativa apresentou redução no intervalo, diminuindo de 352,32 km² em 2023 para 136,97 km² em 2100, o que corresponde a uma perda superior a 60% da área florestal (Figura 14). A diminuição se exhibe de forma mais evidente nos fragmentos localizados no corredor central do Brejo Paraibano, sobretudo nas proximidades dos municípios de Solânea e Bananeiras. Entretanto, fragmentos situados nas áreas próximas à APA do Roncador, ao PE Mata do Pau-Ferro e à ARIE de Goiamunduba mantiveram maior permanência da cobertura florestal. A redução da vegetação nativa também ocorreu em áreas de maior altitude e declividade na porção central e leste da região.

Figura 14 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Tendencial até 2100 no Brejo Paraibano

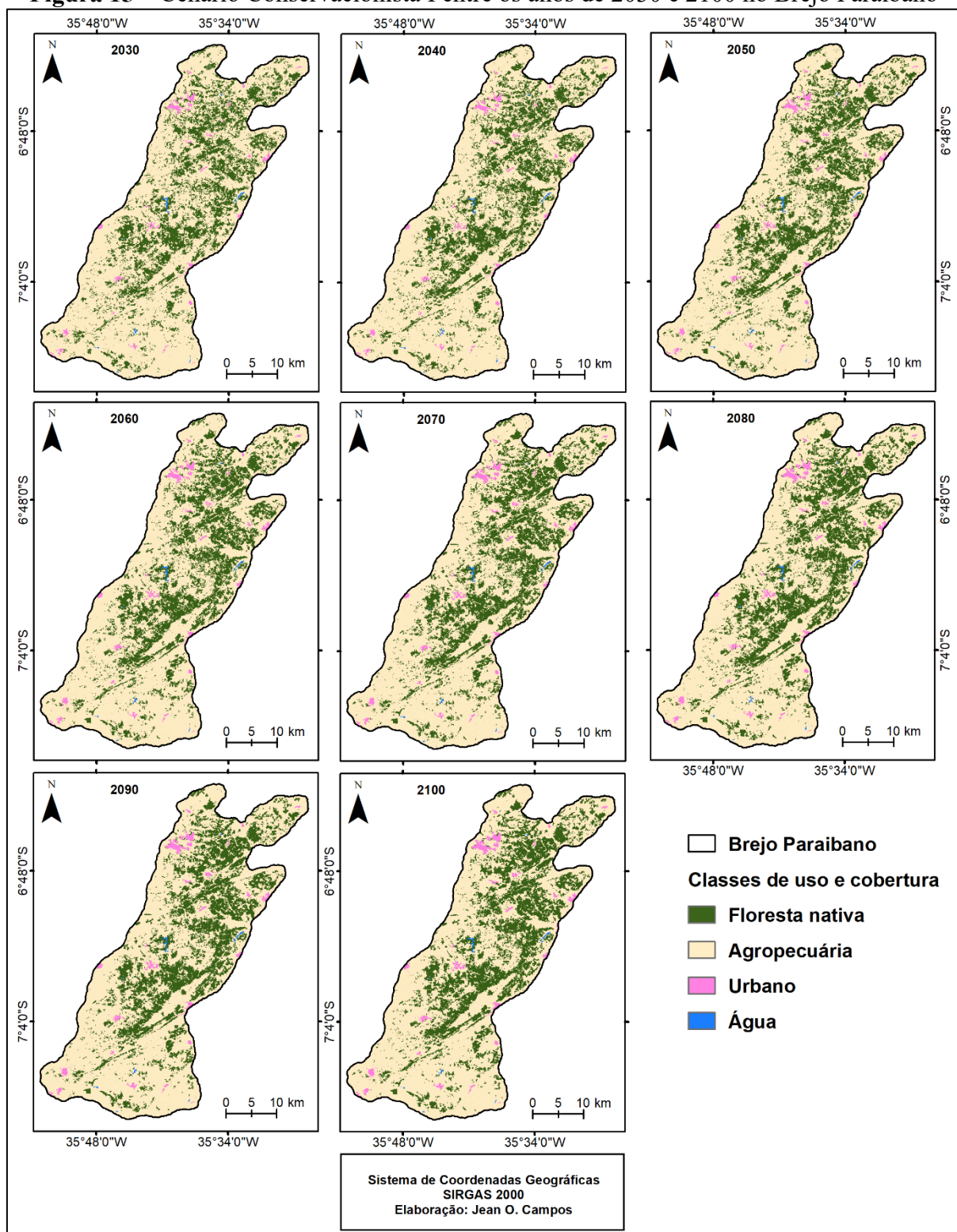


Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe Urbana apresentou aumento de área no recorte temporal, passando de 17,20 km² em 2023 para 29,43 km² em 2100. Apesar da ampliação reduzida, o crescimento proporcional supera 70%, indicando expansão das manchas urbanas existentes. A ocupação urbana ocorreu, na maior parte, em áreas de menor declividade, associadas às sedes municipais do Brejo Paraibano (Figura 14).

O cenário seguinte, Conservacionista I, onde se adotou a redução de 50% na taxa de conversão da Floresta nativa em relação ao período de calibração, caracterizou-se pela desaceleração da conversão de áreas florestais e pelo consequente aumento da regeneração da vegetação nativa durante o horizonte analisado (Figura 15). Em razão disso, a maioria das classes apresentou mudanças expressivas nas áreas e nas dinâmicas de expansão e retração.

Figura 15 – Cenário Conservacionista I entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe Agropecuária apresentou redução gradual, saindo de 1.112,13 km² em 2023 para 1.044,37 km² em 2100, com diminuição de 67,76 km² (Tabela 12). No espaço, a retração ocorre de forma heterogênea, com maior presença da classe em setores onde a cobertura

florestal já era menos contínua desde 2013, especialmente nas porções sul e leste do Brejo Paraibano.

A classe Floresta nativa apresentou aumento progressivo, passando de 352,32 km² em 2023 para 410,33 km² em 2100, com acréscimo de 58,01 km² (Tabela 12). A expansão concentra-se na porção central do território e ocorre, em parte, por preenchimento de áreas adjacentes a remanescentes existentes, o que reduz as distâncias entre manchas florestais. Além disso, a cobertura florestal mantém-se com maior frequência em áreas de maior declividade, associadas às vertentes íngremes.

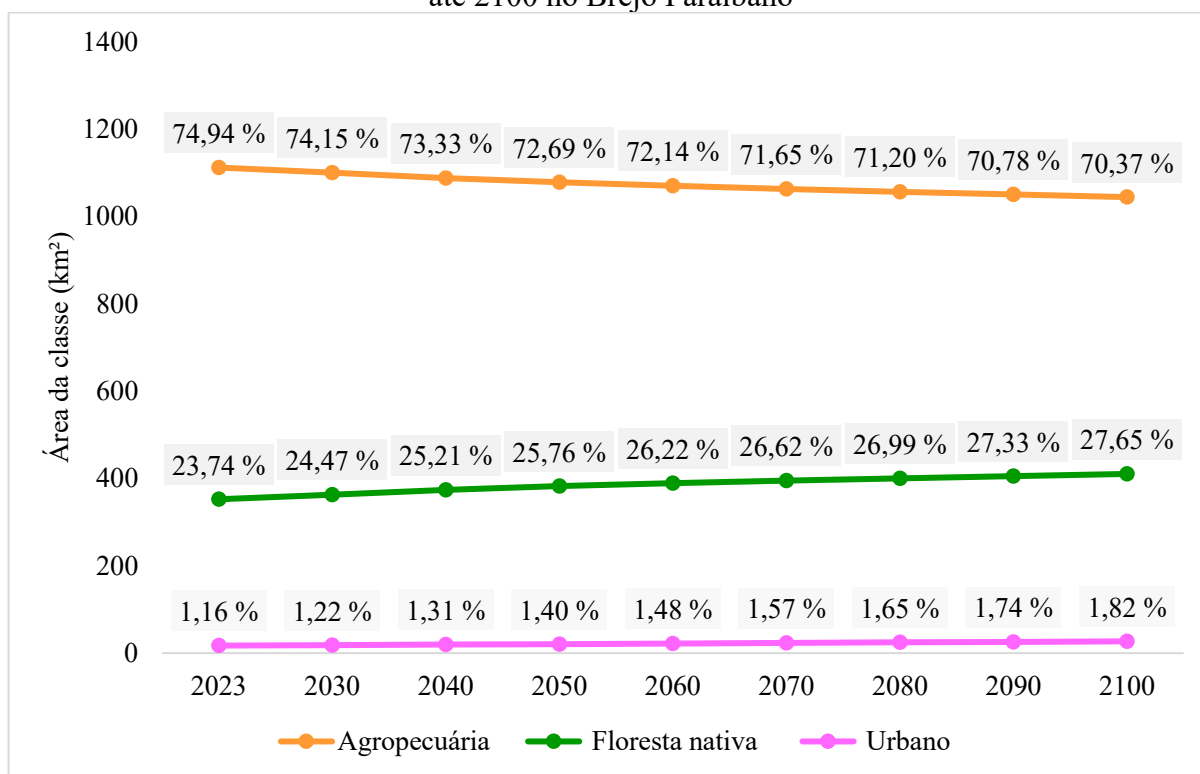
Tabela 12 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista I até 2100 no Brejo Paraibano

Uso e cobertura	Agropecuária (km ²)	%	Floresta nativa (km ²)	%	Urbano (km ²)	%	Água (km ²)	%	Total (km ²)
2030	1100,40	74,15	363,16	24,47	18,10	1,22	2,38	0,16	1484,04
2040	1088,19	73,33	374,07	25,21	19,41	1,31	2,38	0,16	1484,04
2050	1078,68	72,69	382,28	25,76	20,70	1,40	2,38	0,16	1484,04
2060	1070,59	72,14	389,08	26,22	21,99	1,48	2,38	0,16	1484,04
2070	1063,34	71,65	395,06	26,62	23,27	1,57	2,38	0,16	1484,04
2080	1056,66	71,20	400,49	26,99	24,52	1,65	2,38	0,16	1484,04
2090	1050,37	70,78	405,54	27,33	25,75	1,74	2,38	0,16	1484,04
2100	1044,37	70,37	410,33	27,65	26,97	1,82	2,38	0,16	1484,04

Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe Urbana apresentou aumento no período, saindo de 17,20 km² em 2023 para 26,97 km² em 2100 (Figura 16). Embora o acréscimo seja reduzido, o aumento proporcional corresponde a 56,8% (Tabela 12). A expansão ocorre principalmente por continuidade das áreas já urbanizadas e por alongamento associado aos principais eixos viários, indicando crescimento por adensamento e expansão periférica. As maiores mudanças concentram-se nos municípios de Lagoa Seca, Bananeiras, Solânea e Guarabira, onde a classe urbana sofre maior variação espacial no intervalo analisado.

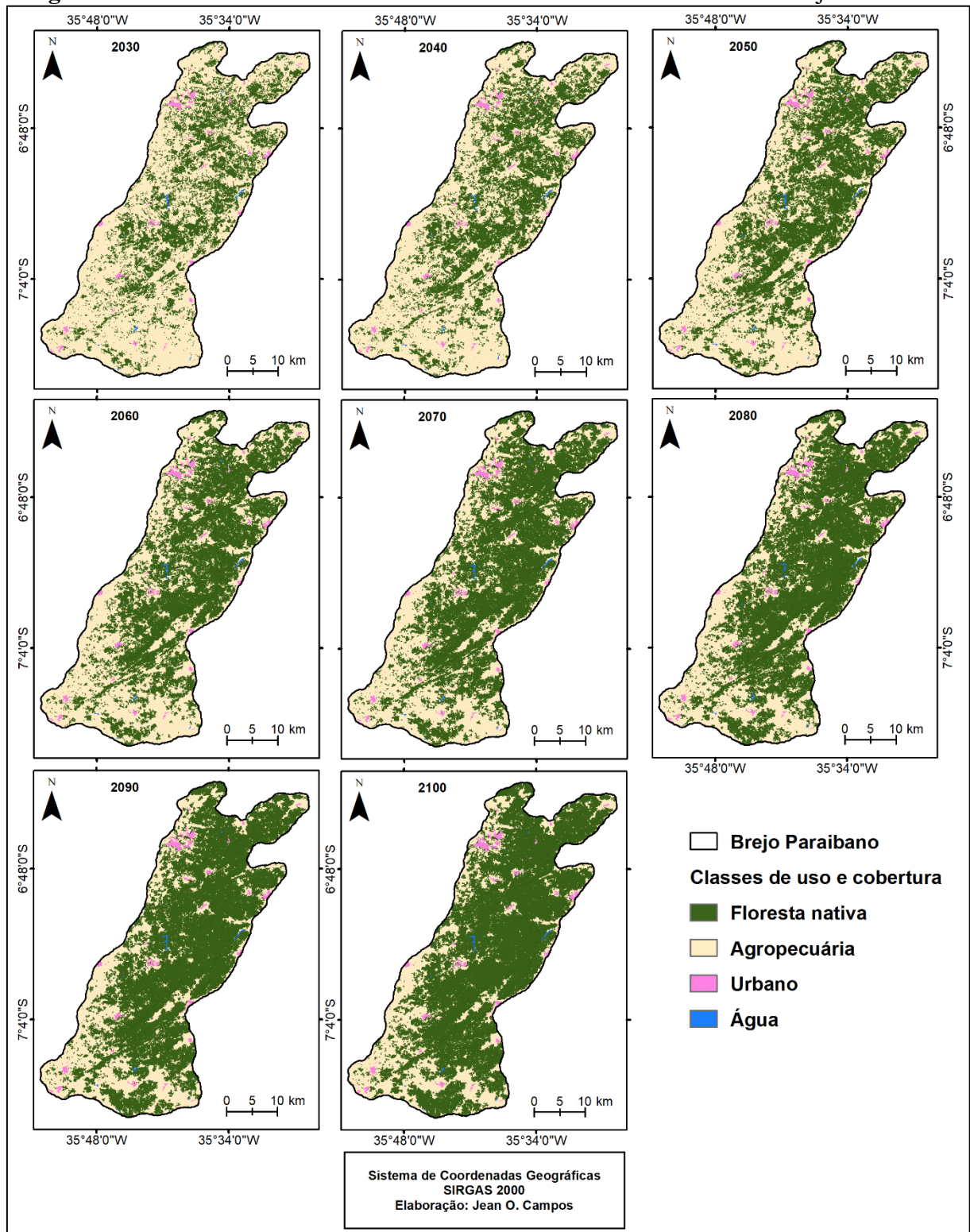
Figura 16 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista I até 2100 no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

No último cenário simulado, o Cenário Conservacionista II, verifica-se alteração ainda mais pronunciada nas classes de uso e cobertura da terra entre 2030 e 2100 (Figura 17). A classe Agropecuária, que em 2023 correspondia a 74,94% da área total (1112,13 km²), sofre redução no período, atingindo 417,61 km² (28,14%) em 2100. Essa variação representa uma diminuição de 694,52 km², equivalente a 62,5% da área inicial. A redução ocorre de forma mais intensa nas porções central e sul do Brejo Paraibano, áreas onde o relevo ondulado e a proximidade de fragmentos florestais favorecem processos de regeneração da vegetação nativa.

Figura 17 – Cenário Conservacionista II entre os anos de 2030 e 2100 no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe de Floresta nativa apresentou aumento entre 2023 e 2100, mudando de 352,32 km² para 1.040,78 km², o que corresponde a um acréscimo de 688,46 km² (Tabela 13). A expansão distribui-se por diferentes setores da área de estudo, com maior concentração a partir

do corredor central, avançando em direção às porções norte, sul e leste. Como resultado direto, observa-se maior conectividade estrutural e aumento do tamanho dos fragmentos florestais. A partir de 2060, a área de Floresta nativa supera a agropecuária, tornando-se a classe predominante.

Tabela 13 – Áreas das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista II até 2100 no Brejo Paraibano

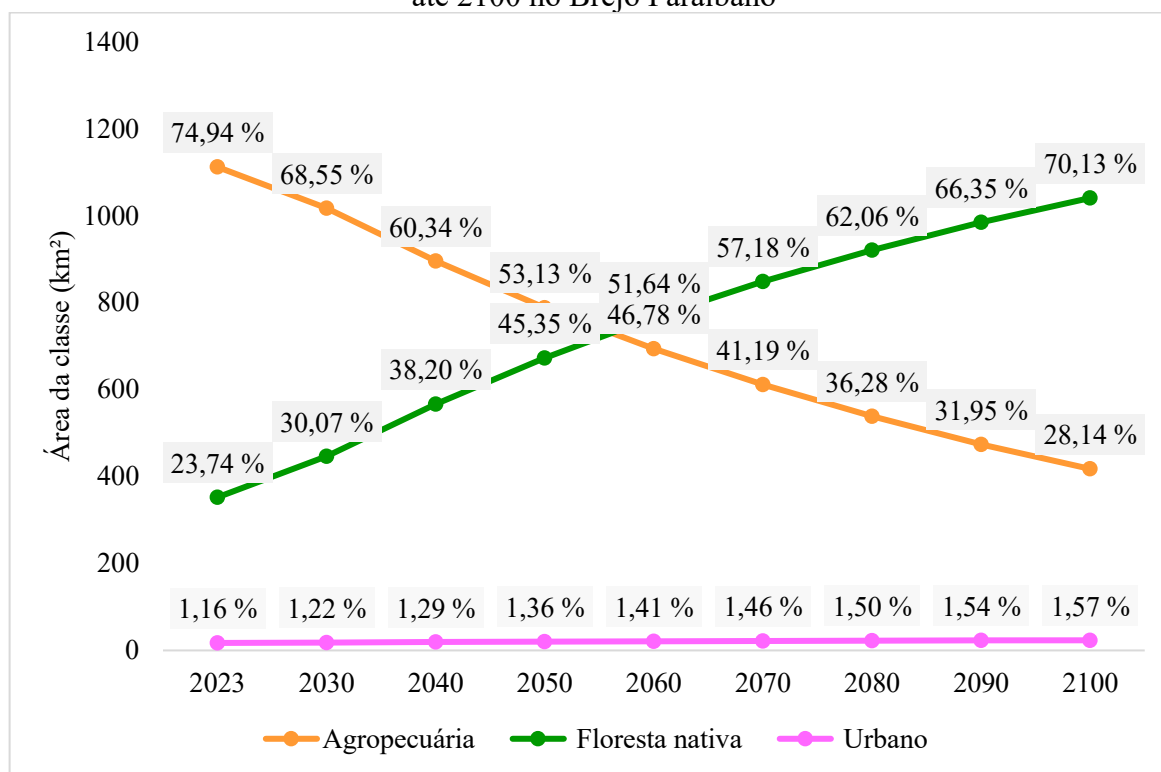
Uso e cobertura	Agropecuária (km²)	%	Floresta nativa (km²)	%	Urbano (km²)	%	Água (km²)	%	Total (km²)
2030	1017,29	68,55	446,31	30,07	18,07	1,22	2,38	0,16	1484,04
2040	895,52	60,34	566,96	38,20	19,19	1,29	2,38	0,16	1484,04
2050	788,47	53,13	673,04	45,35	20,15	1,36	2,38	0,16	1484,04
2060	694,25	46,78	766,43	51,64	20,99	1,41	2,38	0,16	1484,04
2070	611,32	41,19	848,64	57,18	21,70	1,46	2,38	0,16	1484,04
2080	538,34	36,28	921,01	62,06	22,32	1,50	2,38	0,16	1484,04
2090	474,10	31,95	984,73	66,35	22,84	1,54	2,38	0,16	1484,04
2100	417,61	28,14	1040,78	70,13	23,28	1,57	2,38	0,16	1484,04

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em 2060, a Floresta nativa já representa 51,64% da área total da paisagem, manifestando uma transição estrutural importante na configuração territorial (Figura 18). O avanço da cobertura florestal ocorre principalmente a partir do corredor central do Brejo Paraibano e se estende para as porções norte, sul e leste, com aumento da continuidade entre fragmentos e redução da fragmentação em relação ao Cenário Tendencial. A regeneração concentra-se, em maior medida, em áreas de maior declividade e altitude, onde a conversão para uso agropecuário tende a ser mais limitada. Nesse contexto, a menor pressão por uso agrícola favorece a permanência e a expansão da vegetação nativa.

Semelhante aos demais cenários, a classe Urbana mantém crescimento gradual, passando de 17,20 km² em 2023 para 23,28 km² em 2100, com acréscimo de 6,08 km². Em termos de área, o aumento é espacialmente distribuído nas sedes municipais e suas áreas periféricas, em sua maioria nos municípios de Solânea, Bananeiras, Lagoa Seca e Guarabira, seguindo a continuidade das manchas urbanas existentes e a organização da malha viária.

Figura 18 – Dinâmica das classes de uso e cobertura da terra no Cenário Conservacionista II até 2100 no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, no Cenário Conservacionista II, a alteração dominante é a ampliação da cobertura de vegetação nativa, acompanhada por aumento de continuidade espacial entre fragmentos antes isolados. O padrão em questão é mais evidente nas áreas de transição entre a APA do Roncador, o PE Mata do Pau-Ferro e a ARIE de Goiamunduba, onde a expansão da vegetação resulta na formação de áreas florestais contíguas e em maior conectividade entre os núcleos florestais.

Em comparação aos demais cenários, o Conservacionista II apresenta a maior redução da área agropecuária e o maior incremento de floresta nativa. Enquanto o Cenário Tendencial mantém a direção das transições associada à conversão de floresta nativa em usos agropecuários, o Conservacionista I reduz a intensidade desse processo e o Conservacionista II altera de forma mais expressiva a matriz da paisagem, em razão da ampliação da cobertura florestal.

Desse modo, ao final do período, a paisagem simulada passa a apresentar maior participação de floresta nativa e menor proporção de agropecuária. A expansão urbana, por sua vez, permanece limitada e concentrada em áreas previamente ocupadas. Em conjunto, esses resultados indicam uma configuração de uso e cobertura distinta da tendência recente observada

no Brejo Paraibano, sobretudo em função da mudança no saldo das transições envolvendo a vegetação nativa.

6.4 Discussão

A análise dos Pesos de Evidência permitiu identificar os fatores espaciais associados às transições de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano entre 2013 e 2023, evidenciando a influência combinada de variáveis físicas, antrópicas e institucionais sobre a dinâmica da paisagem. As informações geradas expressam que as mudanças observadas seguem padrões recorrentes em áreas rurais fragmentadas, nas quais a expansão agropecuária e urbana ocorre, em geral, por contiguidade a áreas previamente consolidadas. Por outro lado, a regeneração da vegetação nativa tende a se concentrar nas proximidades de fragmentos remanescentes e em zonas com maior restrição física ou proteção legal (Campos; Lima; Costa, 2025; Souza; Viégas; Souza, 2021; Vancine *et al.*, 2024; Wolfram, 1983).

Na conversão de Floresta nativa para agropecuária, as variáveis associadas à acessibilidade, como proximidade de áreas agrícolas, centros urbanos e estradas, manifestaram pesos positivos em curtas distâncias, sugerindo associação espacial com a ocorrência dessa transição. O desmatamento concentra-se, com maior ênfase, nas bordas dos fragmentos florestais, em áreas de relevo suavemente ondulado e próximo dos eixos viários, configurando um padrão de expansão por contiguidade já documentado em outros estudos (Almeida *et al.*, 2008; Soares-Filho; Rodrigues; Costa, 2009; Wolfram, 1983). Esse comportamento está relacionado à organização fundiária regional, marcada por pequenas propriedades e pelo uso intensivo de áreas previamente abertas. Em contrapartida, a declividade e a altitude atuam como fatores restritivos, limitando a conversão em terrenos mais acidentados, particularmente nas porções periféricas da região, como nos municípios de Alagoa Grande, Pilões e Pilõezinhos.

As Unidades de Conservação e as Reservas Legais registraram pesos negativos expressivos, indicando efeito inibidor sobre o desmatamento. O efeito é mais pronunciado nas Unidades de Proteção Integral, que se comportam como áreas de restrição à conversão de uso. Ainda assim, a presença de pesos positivos próximos aos cursos d'água sugere que áreas ripárias permanecem suscetíveis à conversão, possivelmente em função das condições edáficas e hídricas favoráveis à implantação de atividades agropecuárias.

Na transição inversa, de agropecuária para Floresta nativa, os pesos positivos nas proximidades de remanescentes florestais e os valores negativos em áreas urbanizadas indicam que a regeneração ocorre com maior frequência junto à vegetação existente e em locais mais

afastados das principais vias de acesso. O padrão verificado demonstra a dependência da regeneração em relação à proximidade de fontes de propágulos e à redução da pressão antrópica e está em conformidade com estudos conduzidos em outras paisagens fragmentadas da Mata Atlântica e da América do Sul (Abdalla; Madureira, 2015; Caballero *et al.*, 2023; Ferraz *et al.*, 2014; Metzger *et al.*, 2019; Silva Neto; Rodrigues Macedo, 2023; Souza *et al.*, 2023; Tabarelli *et al.*, 2012; Tambosi *et al.*, 2015). A declividade apresentou associação positiva em áreas mais íngremes, indicando o papel dessas zonas como áreas menos favoráveis ao uso agrícola intensivo. As áreas protegidas, por sua vez, também exerceram influência positiva nessa transição, ratificando sua função na manutenção e recomposição da vegetação nativa.

Na transição de agropecuária para urbano, as variáveis de distância para áreas urbanas e estradas exibiram pesos positivos em curtas distâncias, revelando um padrão de expansão linear e periférico. O crescimento urbano acompanha os eixos rodoviários e as bordas das cidades, sobretudo em Solânea, Bananeiras, Guarabira e Lagoa Seca, caracterizando uma ocupação urbano-rural em que as manchas urbanas avançam sobre áreas agrícolas produtivas. A altitude e a declividade recuperaram pesos negativos na maioria dos intervalos, restringindo a urbanização a terrenos planos ou suavemente ondulados. As UCs mantiveram pesos negativos, o que reforça seu papel como fator de restrição à expansão urbana.

De forma integrada, os números dos WoE permitem inferir que a dinâmica de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano está associada à interação entre acessibilidade, relevo e instrumentos de conservação. Fatores ligados à infraestrutura e à aptidão produtiva do solo contribuem para a conversão florestal e a expansão urbana, ao passo que áreas protegidas e condições físicas mais restritivas favorecem a permanência e a regeneração da vegetação nativa, o que auxilia na interpretação dos cenários simulados.

O Cenário Tendencial projeta a continuidade das dinâmicas antrópicas observadas no período recente, com expansão da agropecuária e retração progressiva da Floresta nativa. A agropecuária, já predominante em 2023, amplia sua participação territorial até 2100, resultando na redução da Floresta nativa a uma fração residual da paisagem. A conjuntura simulada é compatível com tendências reportadas em outros biomas tropicais submetidos à pressão produtiva contínua (Oliveira; Nero, 2023; Piontekowski *et al.*, 2019; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017; Ramos; Azevedo; Galvanin, 2024). A conversão ocorre preferencialmente em áreas mais acessíveis e com menor grau de proteção, intensificando o isolamento dos fragmentos remanescentes (Matos *et al.*, 2021; Vancine *et al.*, 2024). Embora as Unidades de Conservação apresentem maior estabilidade, a pressão antrópica crescente pode reduzir sua funcionalidade

ecológica no decorrer do tempo (Araújo *et al.*, 2024; Campos; Campos; Cavalcante, 2024; Guariz; Guariz, 2020).

A redução extensa da cobertura florestal representa um risco para a biodiversidade regional, considerando o papel dos Brejos de Altitude como áreas de refúgio ecológico e suporte a espécies com distribuição restrita (Barbo *et al.*, 2022; Marinho *et al.*, 2020). A perda e a fragmentação comprometem processos ecológicos, como a dispersão de espécies, e reduzem a provisão de serviços ecossistêmicos, incluindo sequestro de carbono e regulação hídrica (Bicudo da Silva *et al.*, 2020; Campos; Lima; Costa, 2023a; Moro *et al.*, 2023).

O Cenário Conservacionista I, caracterizado pela redução de 50% nas taxas de desmatamento, materializa uma trajetória intermediária entre produção e conservação. Em 2100, a agropecuária permanece predominante, embora com menor participação percentual, enquanto a Floresta nativa experimenta expansão em razão da retração da agropecuária. Reduções nas taxas de conversão mostram-se suficientes para favorecer maior continuidade espacial da vegetação e maior estabilidade da paisagem, conforme observado em outros estudos de modelagem territorial (Cheng; Liu; Zhan, 2020; Kamusoko *et al.*, 2011; Prieto-Amparán *et al.*, 2019; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017). Fragmentos mais conectados tendem a favorecer fluxos biológicos e a manutenção da diversidade (Lima *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2023). Embora a pressão agropecuária persista, os achados sinalizam espaço para a incorporação de estratégias produtivas compatíveis com a conservação, como Sistemas Agroflorestais (SAF) e atividades associadas ao turismo de base ecológica (Ollinaho; Kröger, 2021; Sagastuy; Krause, 2019; Shennan-Farpón *et al.*, 2022).

Finalmente, o Cenário Conservacionista II, baseado na hipótese de desmatamento zero, experimenta o maior contraste em relação às tendências recentes de uso da terra. Durante o período simulado, a Floresta nativa torna-se a classe dominante, ao passo que a agropecuária é reduzida de forma gradual. A interrupção das conversões florestais permite a regeneração contínua e o aumento da conectividade entre fragmentos, alterando a configuração da matriz da paisagem a partir de 2050. O ganho florestal observado resulta da combinação entre regeneração natural e manutenção das áreas já protegidas, contribuindo para maior estabilidade ecológica e para a ampliação de serviços ecossistêmicos (Campos; Lima; Costa, 2025; Haddad *et al.*, 2015; Lins, 1989; Vancine *et al.*, 2024).

Além dos aspectos ambientais, o aumento da vegetação nativa expande possibilidades para atividades compatíveis com a conservação, como Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) e turismo ecológico (Brasil, 2021; Cerveira *et al.*, 2024). Mesmo que a expansão urbana

permaneça moderada nesse cenário, os resultados revelam a importância de orientar o crescimento urbano de forma compatível com as condições ambientais locais.

De modo comparativo, os três cenários simulados expressam percursos distintos de uso da terra no Brejo Paraibano. O Cenário Tendencial indica intensificação da fragmentação e da pressão antrópica, por outro lado, o Conservacionista I aponta redução parcial dessas pressões e o Conservacionista II projeta uma reorganização da paisagem com predominância da vegetação nativa. Esses contrastes evidenciam a importância das políticas de uso da terra na definição das configurações futuras do território.

6.5 Considerações finais do capítulo

A análise dos cenários, fundamentada na aplicação integrada dos Pesos de Evidência e de autômatos celulares, evidenciou que as trajetórias futuras da paisagem são condicionadas por relações espaciais associadas à acessibilidade, ao relevo e aos instrumentos de conservação. Entre as variáveis mais influentes no desmatamento destacaram-se a proximidade de áreas agropecuárias e urbanas, a distância até as estradas e a altitude, observando-se, para a maioria dessas relações espaciais, maior associação com transições em curtas distâncias. Em sentido oposto, a declividade acentuada, as Unidades de Conservação e as Reservas Legais manifestaram efeito restritivo consistente, contribuindo para a permanência e a regeneração da vegetação nativa.

Esses condicionantes explicam os padrões observados nos três cenários simulados. No Cenário Tendencial, predominam fatores associados à acessibilidade viária e à contiguidade com áreas convertidas, resultando em expansão agropecuária contínua, aumento da fragmentação e redução da conectividade ecológica. A paisagem projetada mantém forte dependência da agropecuária, ao mesmo tempo que os remanescentes florestais concentram-se, sobretudo, em áreas protegidas, como o PE Mata do Pau-Ferro, a APA do Roncador e a ARIE de Goiamunduba.

No Cenário Conservacionista I, a redução parcial das taxas de desmatamento promoveu maior equilíbrio entre forças de conversão e restrição. A agropecuária permanece relevante, mas observa-se intensificação da regeneração florestal em áreas de maior declividade, mais distantes da infraestrutura viária e próximas a fragmentos e Reservas Legais. Esse cenário pontua que reduções moderadas na conversão florestal já são suficientes para gerar ganhos ecológicos e ampliar possibilidades de usos sustentáveis do território.

O Cenário Conservacionista II caracteriza-se pela predominância de fatores restritivos

e pela reorganização da matriz da paisagem. No cenário considerado, a Floresta nativa supera a agropecuária em extensão a partir de meados do período simulado, favorecendo a conectividade estrutural e a continuidade dos remanescentes. Nesse contexto, o Brejo Paraibano passa a atuar como área de refúgio climático e hídrico no Semiárido, associada à manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

De forma integrada, os resultados indicam que a expansão agropecuária está associada notadamente à acessibilidade e ao relevo suave. A regeneração florestal, por sua vez, relaciona-se à topografia mais restritiva e à proximidade de fragmentos remanescentes, enquanto a expansão urbana responde à infraestrutura viária e à contiguidade com áreas já urbanizadas. Tais relações espaciais podem orientar políticas de ordenamento e conservação, com foco na proteção de encostas, na criação de novas Unidades de Conservação e no incentivo à restauração ecológica.

Diante das mudanças no uso e cobertura da terra, cabe destacar que os cenários simulados representam projeções condicionadas às variáveis e parâmetros adotados, não incorporando mudanças abruptas de natureza econômica, institucional ou climática. No entanto, as respostas recuperadas oferecem uma base consistente para a compreensão das tendências espaciais e para o apoio ao planejamento territorial.

Em síntese, este capítulo demonstra que os fatores espaciais que estruturam o uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano são determinantes para definir trajetórias futuras de conservação ou degradação. A incorporação desses elementos em políticas públicas e instrumentos de gestão é fundamental para conter a conversão desordenada da paisagem, fortalecer a conectividade ecológica e assegurar a manutenção dos serviços ecossistêmicos no Brejo Paraibano.

7 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PERDA E DA FRAGMENTAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA NO BREJO PARAIBANO (2023–2100)

7.1 Introdução

A análise de métricas de paisagem constitui um procedimento fundamental para compreender a estrutura espacial dos ecossistemas, permitindo quantificar padrões de fragmentação, conectividade e configuração dos remanescentes florestais em diferentes escalas. Diante das mudanças no uso e cobertura da terra, essas métricas fornecem subsídios técnicos para avaliar os impactos ecológicos associados a distintas formas de ocupação, apoiando a formulação de estratégias de conservação e manejo da paisagem (Campos; Lima; Costa, 2025; Lang; Blaschke, 2009; McGarigal; Ene; Cushman, 2023; Vancine *et al.*, 2024). Em estudos de modelagem prospectiva, assumem relevância por oferecerem parâmetros quantitativos capazes de mensurar a intensidade e a direção das transformações projetadas para o território.

No Brejo Paraibano, onde os ecossistemas estão inseridos em um contexto ambiental específico, a aplicação dessas métricas é particularmente pertinente. A região abriga remanescentes florestais que desempenham papel fundamental na regulação climática e hídrica em área de transição com o Semiárido, ao mesmo tempo em que carrega um histórico de pressão antrópica associado à expansão agropecuária e ao uso intensivo da terra. Apesar de sua importância ambiental e social, ainda são limitados os estudos que analisam a configuração espacial desses remanescentes de forma integrada a cenários futuros, restringindo a identificação de áreas prioritárias para conservação e o suporte técnico ao planejamento territorial de médio e longo prazo.

A utilização de métricas de paisagem em cenários prospectivos permite avaliar as condições atuais e antecipar tendências de degradação ou regeneração sob distintos contextos de uso da terra (McGarigal; Ene; Cushman, 2023; Pinto *et al.*, 2025; Souza *et al.*, 2023). Essa abordagem possibilita examinar o desempenho de cada cenário quanto à manutenção da conectividade florestal, à redução de efeitos de borda e à manutenção de áreas nucleares, elementos diretamente relacionados à conservação da biodiversidade e à provisão de serviços ecossistêmicos.

Diante desse contexto, este capítulo tem como objetivo avaliar a dinâmica espaço-temporal da perda e da fragmentação da cobertura florestal nativa entre 2023 e 2100 com base nos três cenários futuros simulados: Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II. A proposta se utiliza de métricas de paisagem e busca fornecer subsídios técnicos para o

ordenamento territorial e a formulação de estratégias de conservação compatíveis com as especificidades ecológicas e socioeconômicas do Brejo Paraibano.

7.2 Material e métodos

Esta seção apresenta os procedimentos adotados para a avaliação da dinâmica espaço-temporal da perda e da fragmentação da cobertura florestal nativa no Brejo Paraibano. A metodologia foi organizada em dois momentos principais: a definição dos materiais e instrumentos utilizados na pesquisa e a descrição dos procedimentos aplicados à extração da cobertura florestal, ao cálculo das métricas de paisagem e à análise temporal dos cenários simulados.

7.2.1 Materiais e instrumentos

A avaliação da dinâmica espaço-temporal da perda e da fragmentação da cobertura florestal futura no Brejo Paraibano foi desenvolvida com base na integração de diferentes plataformas, bancos de dados e ferramentas de geoprocessamento. Foram utilizados os seguintes materiais e instrumentos:

I) Software *ArcMap* 10.2[®], empregado para o processamento dos mapas de uso e cobertura da terra, extração da classe de vegetação nativa, criação das máscaras raster e preparação dos arquivos de entrada para o software *Fragstats*;

II) Software *Fragstats* 4.2.1, utilizado para o cálculo das métricas de paisagem e obtenção dos indicadores quantitativos;

III) *Microsoft Excel*[®], empregado na tabulação e organização dos resultados, cálculo dos valores médios por década e elaboração das tabelas e gráficos de comparação entre os cenários;

IV) Mapas de uso e cobertura da terra no Brejo Paraibano gerados pelos cenários Tendencial (CT), Conservacionista I (CC I) e Conservacionista II (CC II), correspondentes aos anos de 2030, 2040, 2050, 2060, 2070, 2080, 2090 e 2100, em formato raster, com resolução espacial de 30 metros, obtidos no capítulo anterior;

V) Polígono vetorial do Brejo Paraibano, delimitado conforme os procedimentos metodológicos descritos no capítulo de proposta de delimitação do Brejo Paraibano.

7.2.2 Procedimentos metodológicos

No ambiente do software *ArcMap*, os mapas de uso e cobertura da terra gerados para os cenários Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II foram processados para a extração da classe de vegetação florestal, mantendo-se o formato raster como base para as análises espaciais. Em seguida, os arquivos foram organizados de acordo com os requisitos de entrada do *Fragstats*, no qual foram calculadas as métricas de paisagem.

Foram utilizadas métricas distribuídas entre os grupos analíticos do *Fragstats*, contemplando atributos de área, forma, área nuclear e agregação. No nível de classe, foram calculadas as seguintes métricas: Número de Fragmentos (NP), Índice de Forma Médio (SHAPE_MN), Área-Nuclear Média (CORE_MN) e Distância Média do Vizinho Mais Próximo (ENN_MN). Além disso, foram obtidas as métricas derivadas dos valores individuais de fragmento, como Área do Fragmento (AREA) e Índice de Forma (SHAPE), que subsidiaram o cálculo dos valores médios (Quadro 2).

A seleção das métricas baseou-se nas proposições metodológicas da literatura (Lang; Blaschke, 2009; Lang; Klug, 2006; McGarigal, 2015), considerando sua relevância ecológica e ampla utilização em estudos de fragmentação da paisagem.

Quadro 2 – Métricas de paisagem utilizadas no Brejo Paraibano

GRUPO	MÉTRICA	SIGLA	UNIDADE	DESCRIÇÃO
Area and Edge Metrics	Área do Fragmento	AREA	ha	Área individual de cada fragmento da classe de vegetação.
	Área Média dos Fragmentos	AREA_MN	ha	Média da área dos fragmentos da classe.
Shape Metrics	Índice de Forma	SHAPE	-	Mede a complexidade geométrica do fragmento, valores próximos de 1 indicam formas compactas.
	Índice de Forma Médio	SHAPE_MN	-	Média da complexidade das formas dos fragmentos da classe.
Core Area Metrics	Área-Nuclear	CORE	ha	Área interior do fragmento, excluindo a zona afetada por bordas.
	Área-Nuclear Média	CORE_MN	ha	Média da área nuclear dos fragmentos, representando a quantidade de habitat interior.
Aggregation Metrics	Número de Fragmentos	NP	-	Total de fragmentos pertencentes à classe, métrica associada ao grau de subdivisão (fragmentação).
	Distância do Vizinho Mais Próximo	ENN	m	Distância euclidiana até o fragmento mais próximo da mesma classe.
	Distância Média do Vizinho Mais Próximo	ENN_MN	m	Média das distâncias euclidianas entre fragmentos da classe; expressa isolamento e conectividade estrutural.

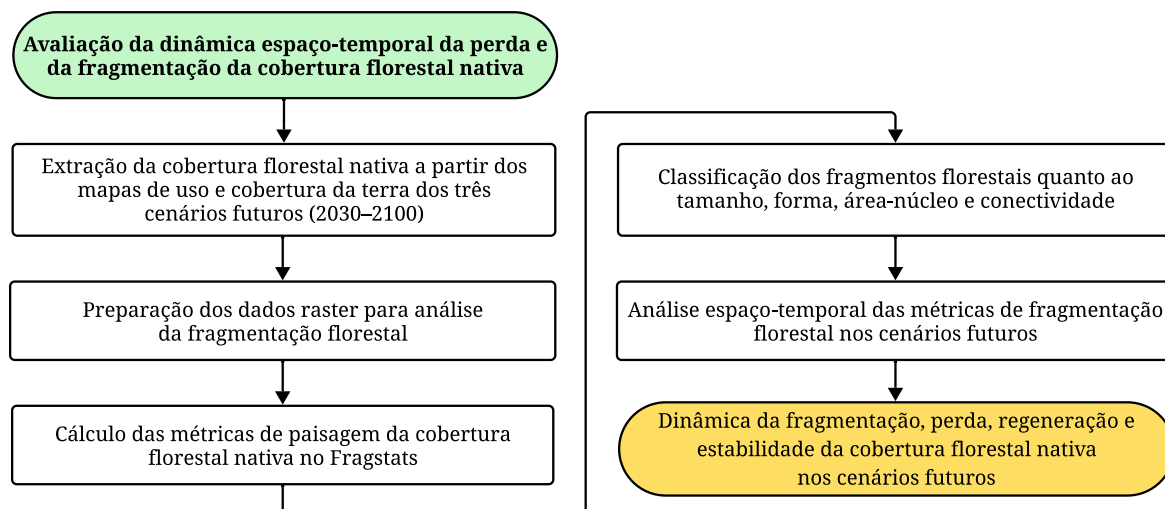
Fonte: Adaptado de McGarigal, Ene e Cushman (2023).

Para fins de análise espacial, os fragmentos florestais foram classificados por tamanho em três categorias: pequenos (< 50 ha), médios (≥ 50 e < 100 ha) e grandes (≥ 100 ha) (Campos; Lima; Costa, 2025; Durigan *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2018). O Índice de Forma, por sua vez, foi classificado em três grupos: compacto (< 2), intermediário (≥ 2 e ≤ 5) e irregular (> 5). A métrica ENN expressa a proximidade espacial entre fragmentos florestais e, embora represente diretamente a conectividade estrutural, permite inferir a conectividade funcional ao indicar o conjunto de fragmentos potencialmente alcançáveis por organismos com capacidade de deslocamento compatível com determinados intervalos de distância. Neste trabalho, a métrica foi interpretada segundo os seguintes intervalos de conectividade: muito alta (< 50 m), alta (≥ 50 m e < 100 m), média (≥ 100 m e < 200 m), baixa (≥ 200 m e < 300 m) e muito baixa (≥ 300 m), com base em valores adotados em diferentes paisagens fragmentadas (Campos; Lima; Costa, 2025; Durigan *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2018).

Os cálculos da Área-Nuclear consideraram a aplicação de um buffer de 60 metros, valor extensamente relatado na literatura e compatível com a resolução espacial de 30 m, a fim de simular a influência dos efeitos de borda sobre os fragmentos e identificar as áreas centrais. Todas as métricas foram espacializadas e analisadas para os anos de 2030, 2040, 2050, 2060, 2070, 2080, 2090 e 2100, em cada um dos três cenários simulados. Além das representações espaciais, os valores médios de cada métrica foram tabulados para cada ano, permitindo avaliar as tendências temporais de fragmentação, conectividade e regeneração florestal no Brejo Paraibano.

Adicionalmente, em cada cenário e ano analisado, foi quantificado o fluxo da vegetação nativa, classificando-se as áreas em ganho, perda e remanescente, com o objetivo de ilustrar a dinâmica da cobertura florestal no intervalo projetado. O resumo metodológico das etapas percorridas neste capítulo é apresentado na Figura 19.

Figura 19 – Percurso metodológico realizado para avaliação da dinâmica espaço-temporal da vegetação nativa



Fonte: Elaborado pelo autor.

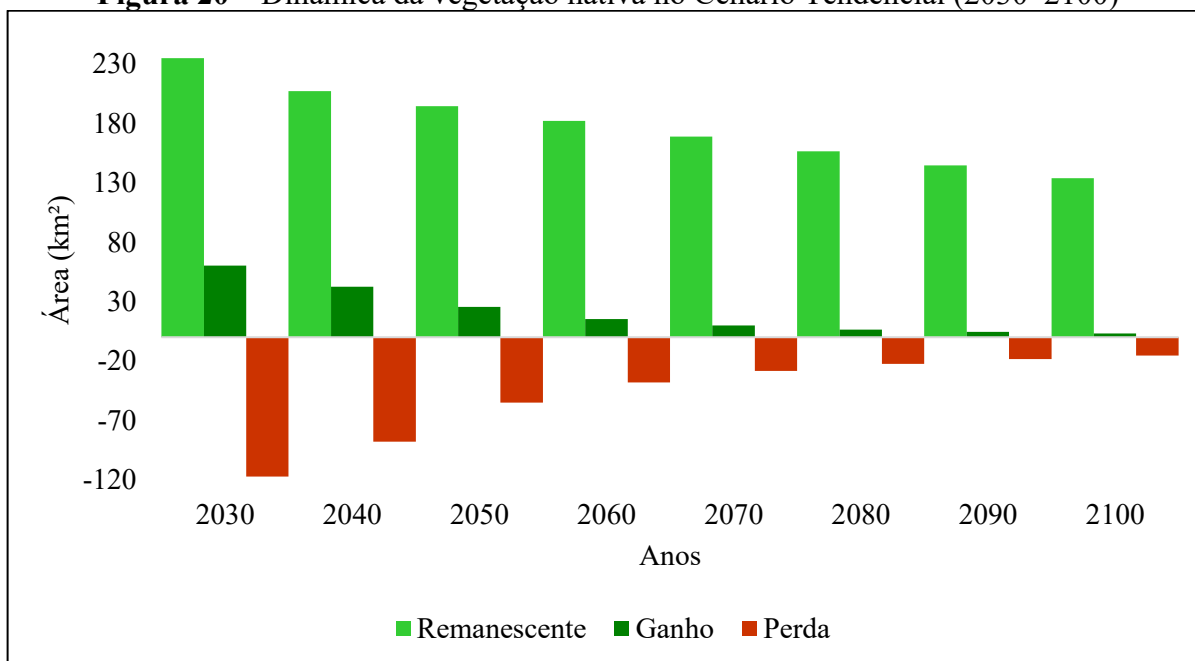
7.3 Resultados

Esta seção apresenta os resultados da avaliação da fragmentação florestal projetada para o período entre 2030 e 2100, considerando os cenários Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II. São descritas as variações da cobertura florestal, os fluxos de ganho e perda de vegetação, a distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho, a forma e a conectividade dos remanescentes, bem como as mudanças na área nuclear. Ao final, realiza-se a comparação entre os cenários, apresentando diferenças estruturais e espaciais da vegetação nativa no horizonte temporal.

As projeções expressam que a modulação das taxas de desmatamento altera de maneira expressiva a dinâmica da vegetação nas décadas seguintes, produzindo configurações contrastantes em relação à trajetória tendencial.

7.3.1 Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho

Em termos de área, no Cenário Tendencial, a vegetação nativa remanescente apresenta redução contínua nas projeções, passando de 234,92 km² em 2030 para 133,84 km² em 2100. No mesmo intervalo, os ganhos de vegetação diminuem de 60,28 km² para 3,14 km², enquanto as perdas variam de 117,37 km² para 15,34 km². Em todas as décadas analisadas, as perdas superam os ganhos, indicando a manutenção do processo de redução da vegetação nativa ao longo do período projetado (Figura 20).

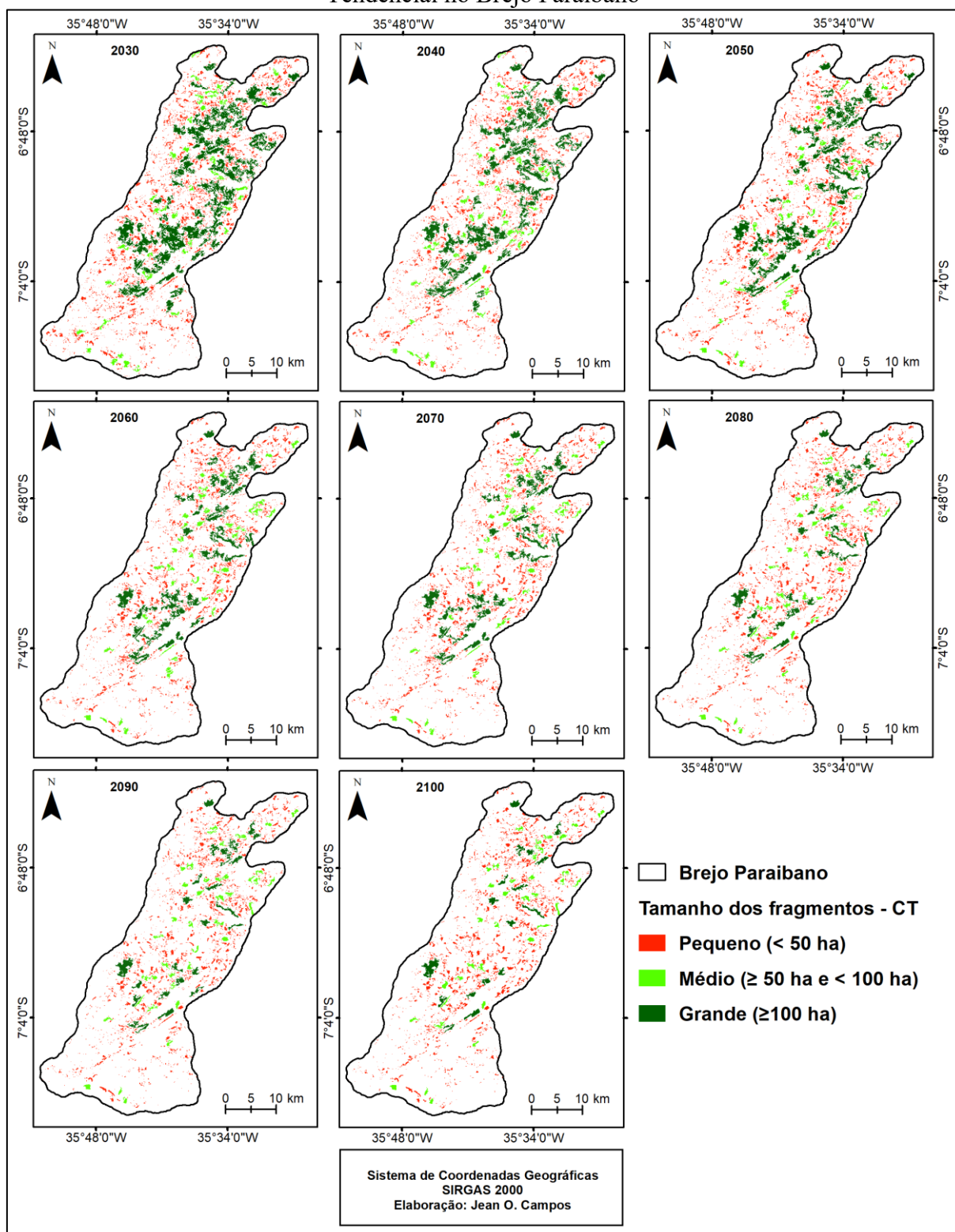
Figura 20 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Tendencial (2030–2100)

Fonte: Elaborado pelo autor.

A distribuição espacial dos fragmentos classificados por tamanho no Cenário Tendencial revela predomínio de fragmentos pequenos e médios em toda a extensão do Brejo Paraibano, com maior concentração dos fragmentos médios nas porções central e norte do território (Figura 21). Com o avanço das décadas, constata-se diminuição progressiva tanto do número quanto da área ocupada pelos fragmentos, resultando em uma paisagem cada vez mais dominada por remanescentes de pequeno porte, notadamente a partir de 2060.

Na porção central, ocorrem os fragmentos de maior extensão, em grande parte vinculados às áreas legalmente protegidas. Nesse conjunto, o PE Mata do Pau-Ferro se destaca e permanece como o principal remanescente florestal até 2100. Em contrapartida, nas porções sul e leste observa-se avanço da fragmentação, com maior dispersão dos fragmentos e redução da continuidade espacial, o que configura uma paisagem mais rarefeita no período projetado.

Figura 21 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano



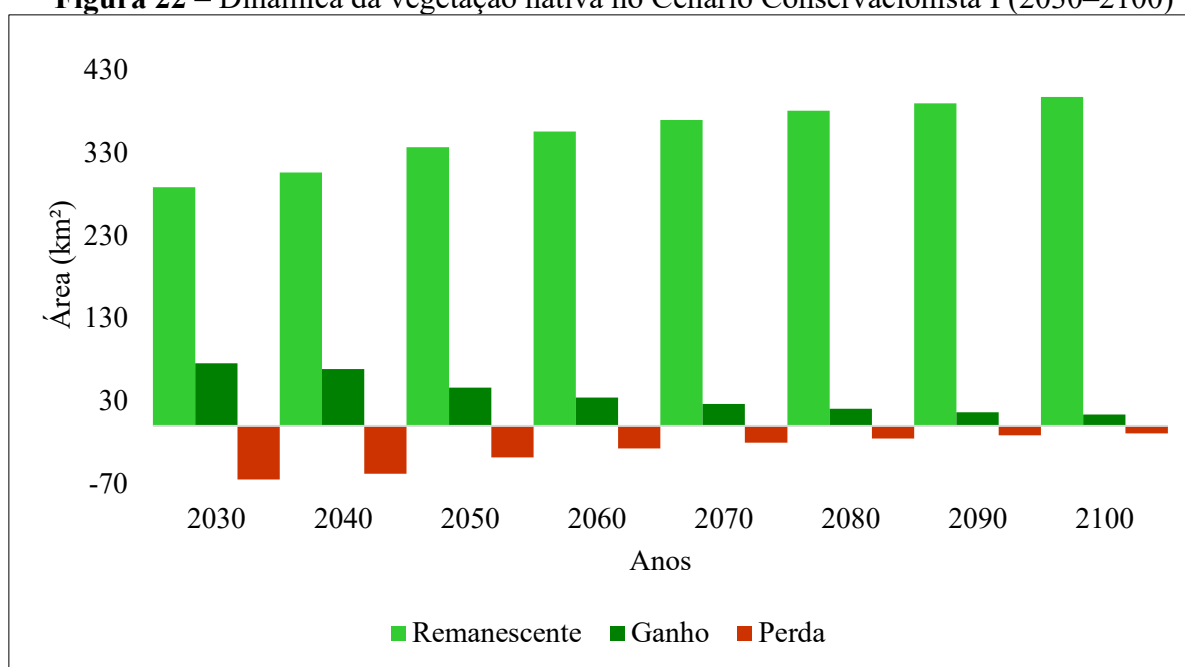
Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, a dinâmica da vegetação nativa apresenta comportamento distinto em relação ao cenário anterior, caracterizando-se pela ampliação

progressiva da área remanescente (Figura 22). Em 2030, a vegetação nativa remanescente ocupa 287,69 km² e alcança 396,65 km² em 2100, o que corresponde a um acréscimo expressivo ao longo do período.

Os ganhos de vegetação concentram-se nas primeiras décadas projetadas e, a partir de então, apresentam redução gradual, passando de 75,47 km² em 2030 para 13,68 km² em 2100. As perdas seguem comportamento semelhante, diminuindo de 64,68 km² para 8,88 km² no mesmo intervalo. Mesmo com a desaceleração dos ganhos nas décadas finais, o saldo entre ganhos e perdas permanece positivo, sustentando a ampliação progressiva da vegetação nativa e revelando uma trajetória compatível com um cenário de recuperação florestal.

Figura 22 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Conservacionista I (2030–2100)

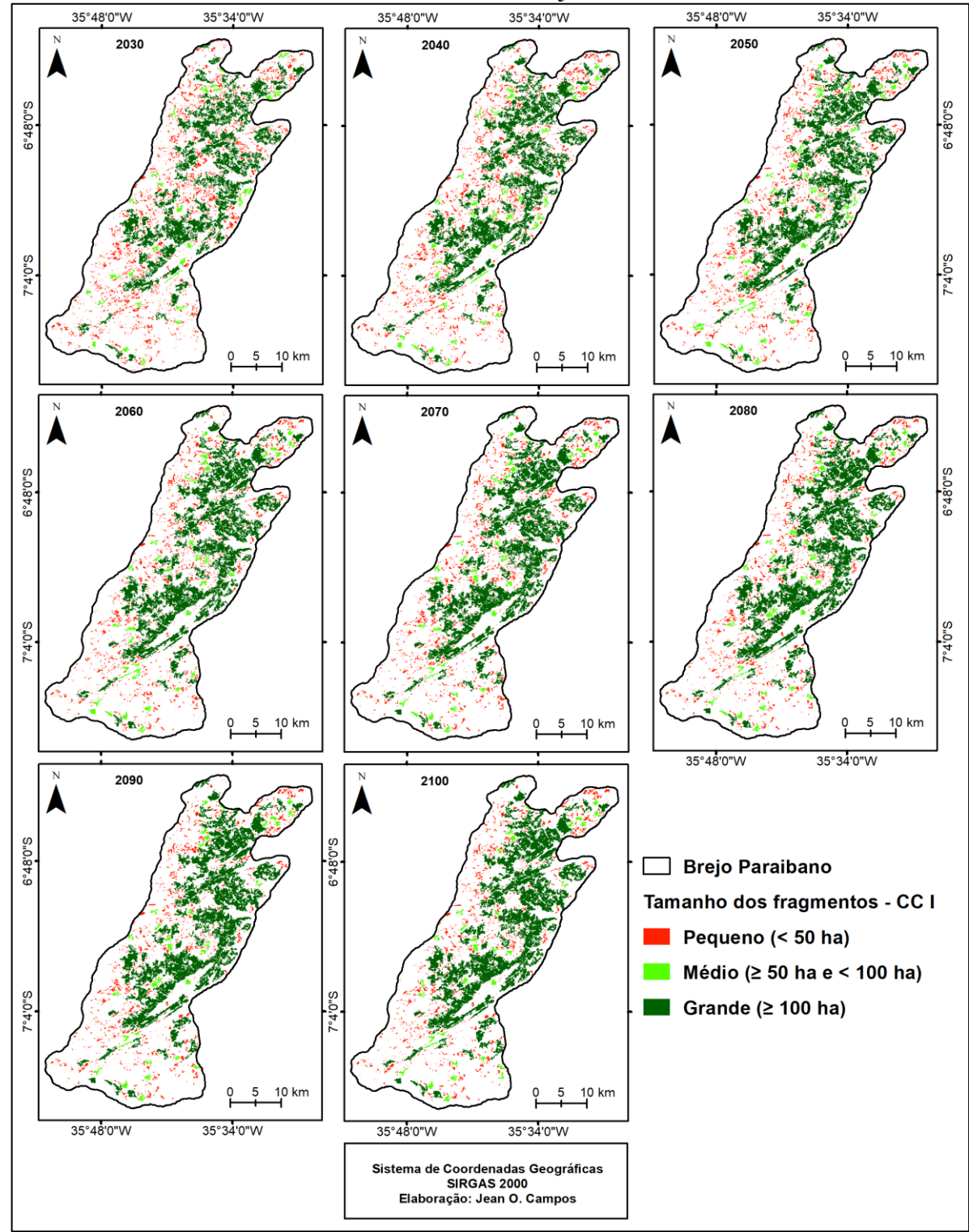


Fonte: Elaborado pelo autor.

Ainda no Cenário Conservacionista I, a distribuição espacial dos fragmentos florestais classificados por tamanho entre 2030 e 2100 revela a presença de fragmentos pequenos distribuídos por toda a extensão do Brejo Paraibano, em sua maioria posicionados nas regiões central e sul da área de estudo, mantendo-se como a classe predominante no período (Figura 23). Os fragmentos de grande porte, por sua vez, se organizam notadamente nas porções central e leste, onde sustentam os núcleos florestais mais contínuos. Ao longo das décadas, observa-se uma transição gradual de fragmentos médios para a classe grande, com expansão conjunta do número de manchas maiores e da área ocupada por esses remanescentes. Esse processo

contribui para reduzir o isolamento das áreas protegidas e amplia a conectividade estrutural e funcional da paisagem.

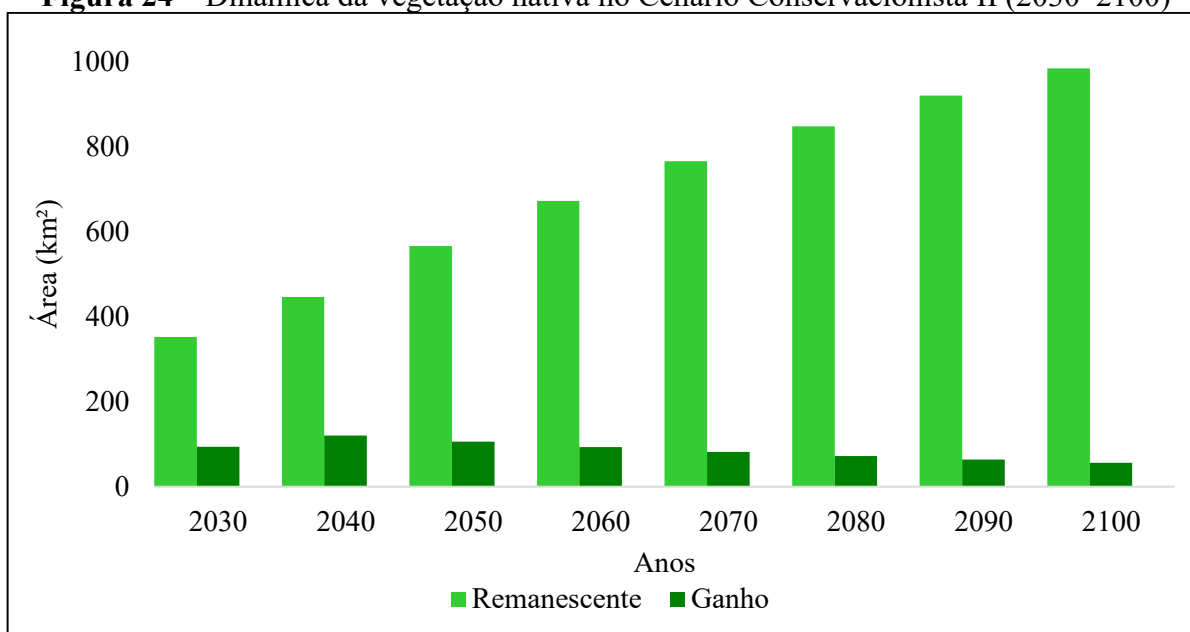
Figura 23 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, no Cenário Conservacionista II, a dinâmica da vegetação nativa revela um processo contínuo e acentuado de expansão ao longo do intervalo projetado (Figura 24). A área remanescente de vegetação nativa aumenta de 352,36 km² em 2030 para 984,73 km² em 2100, indicando expressiva ampliação no período. Embora os ganhos de vegetação diminuam progressivamente, passando de 93,95 km² em 2030 para 56,05 km² em 2100, eles permanecem positivos em todas as décadas analisadas. Esse comportamento indica regeneração mais intensa nas primeiras décadas, seguida por desaceleração gradual, associada à consolidação de grandes blocos florestais contínuos. Ao final do período, a vegetação nativa passa a configurar uma matriz florestal predominante no Brejo Paraibano.

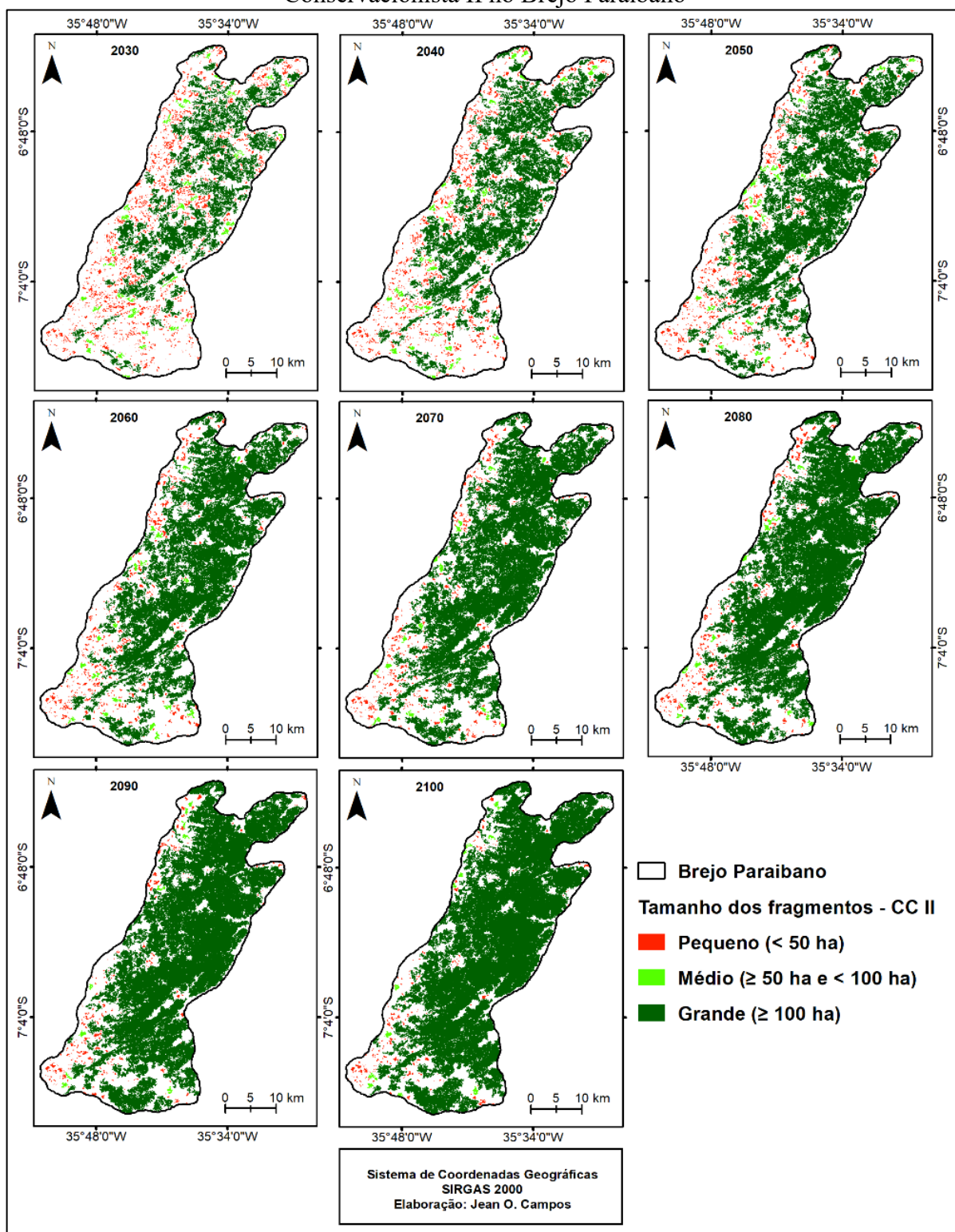
Figura 24 – Dinâmica da vegetação nativa no Cenário Conservacionista II (2030–2100)



Fonte: Elaborado pelo autor.

A distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho indica que, já em 2030, há grandes blocos florestais bem definidos, com maior continuidade espacial nas porções central e norte do Brejo Paraibano (Figura 25). Entre 2040 e 2050, esses blocos se expandem e passam a estabelecer ligações mais frequentes entre remanescentes antes separados, reduzindo discontinuidades e fortalecendo a estrutura espacial da cobertura nativa. Nesse mesmo intervalo, os fragmentos médios tendem a se concentrar em zonas de transição e em áreas sob processos de regeneração, funcionando como faixa intermediária entre os núcleos consolidados e os setores mais abertos da paisagem. Simultaneamente, os fragmentos pequenos permanecem mais dispersos e com menor continuidade, com maior ocorrência nas porções sul e sudoeste, onde a configuração se mantém mais fragmentada.

Figura 25 – Distribuição espacial dos fragmentos por classes de tamanho no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir de 2060, os fragmentos de grande porte passam a predominar na paisagem, com formação de núcleos florestais extensos, mais coesos e com menor compartimentação interna. Nas décadas finais, observa-se redução da ocorrência de fragmentos pequenos isolados,

indicando fusão de manchas adjacentes ou incorporação progressiva a blocos maiores. Em 2100, a paisagem passa a ser composta por extensos fragmentos contínuos, com expansão além dos limites originalmente associados às áreas legalmente protegidas, evidenciando uma configuração florestal mais abrangente e estruturada no território.

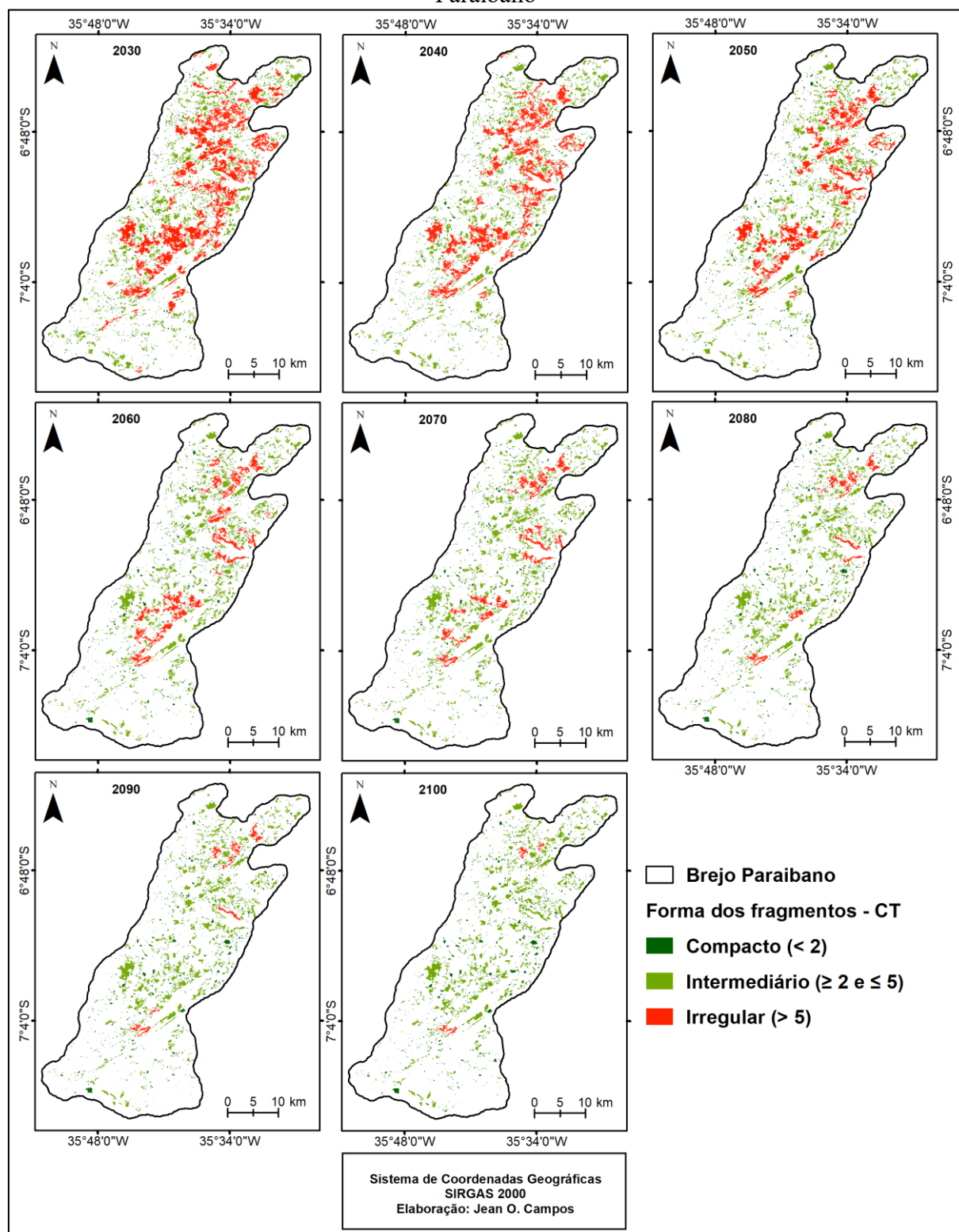
7.3.2 Distribuição espacial dos fragmentos por forma

No Cenário Tendencial, a métrica de forma anuncia a predominância de fragmentos com geometria irregular, distribuídos com maior densidade nas porções central e norte do Brejo Paraibano desde as primeiras décadas do período projetado (Figura 26). Os fragmentos de forma intermediária apresentam distribuição mais dispersa, ocorrendo tanto em setores centrais quanto em áreas periféricas da poligonal.

Entre 2040 e 2060, mantém-se a presença dos fragmentos irregulares, embora com redução gradual de sua extensão espacial e número. Adicionalmente, os fragmentos compactos permanecem restritos a ocorrências pontuais, associadas em sua maioria a remanescentes de pequeno porte. O comportamento reportado reflete a simplificação progressiva da geometria das manchas florestais, associada ao avanço da fragmentação e à subdivisão das áreas remanescentes.

A partir de 2070, constata-se diminuição adicional da ocorrência de fragmentos irregulares, acompanhada pelo aumento relativo de fragmentos com forma intermediária. Esse processo aponta para uma reorganização da paisagem, marcada pela redução de bordas complexas e pela predominância de manchas com formas mais regulares. No final do intervalo, a paisagem passa a ser composta majoritariamente por fragmentos intermediários e compactos, enquanto os fragmentos irregulares ocorrem de forma pontual, concentrando-se notadamente nas extremidades norte e sul do Brejo Paraibano.

Figura 26 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano



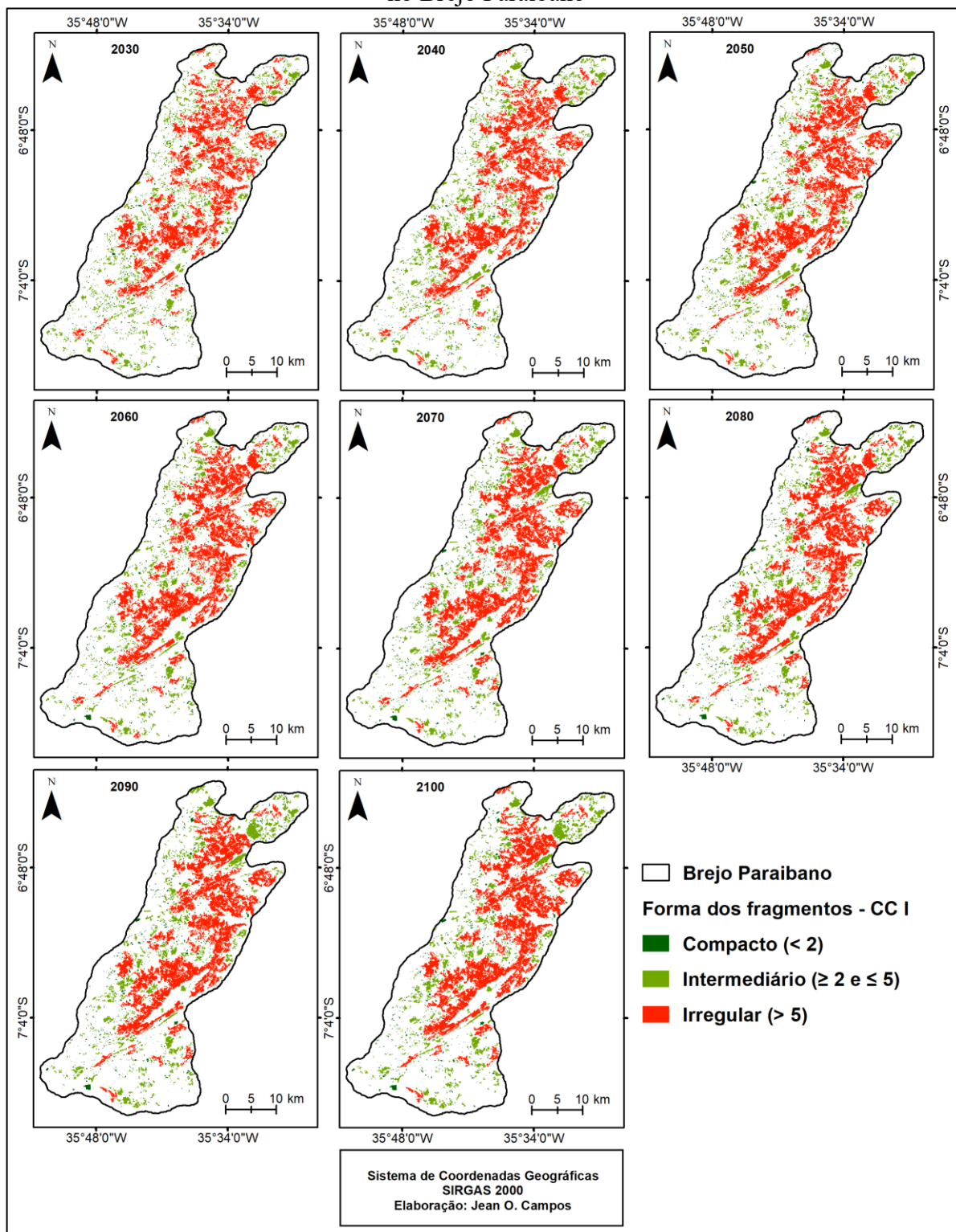
Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, a década inicial é marcada pelo predomínio de fragmentos com formas compactas e intermediárias, distribuídos majoritariamente nas porções

central e norte do recorte espacial (Figura 27). Os fragmentos irregulares, por sua vez, concentram-se de forma mais notável na região central do Brejo Paraibano, associando-se aos principais núcleos florestais e às manchas de maior continuidade. Entre 2040 e 2060, esse arranjo espacial mantém-se relativamente estável, com manutenção do padrão de distribuição das classes de forma, embora se observe expansão gradual da área ocupada por fragmentos irregulares.

A partir de 2070, os fragmentos irregulares passam a representar a maior parcela da área florestal, condição que se mantém até o final do período analisado, indicando aumento da participação de manchas com maior complexidade geométrica. Em sentido oposto, os fragmentos compactos permanecem restritos a pequenas manchas isoladas, com ocorrência pontual na paisagem. Ao adentrar em 2100, observa-se predominância numérica de fragmentos intermediários e compactos, ao mesmo tempo, os fragmentos irregulares, embora menos numerosos, concentram a maior extensão territorial. Dessa forma, a paisagem comporta numerosas manchas reduzidas em área e poucos remanescentes amplos que respondem pela maior parte da área florestal.

Figura 27 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano

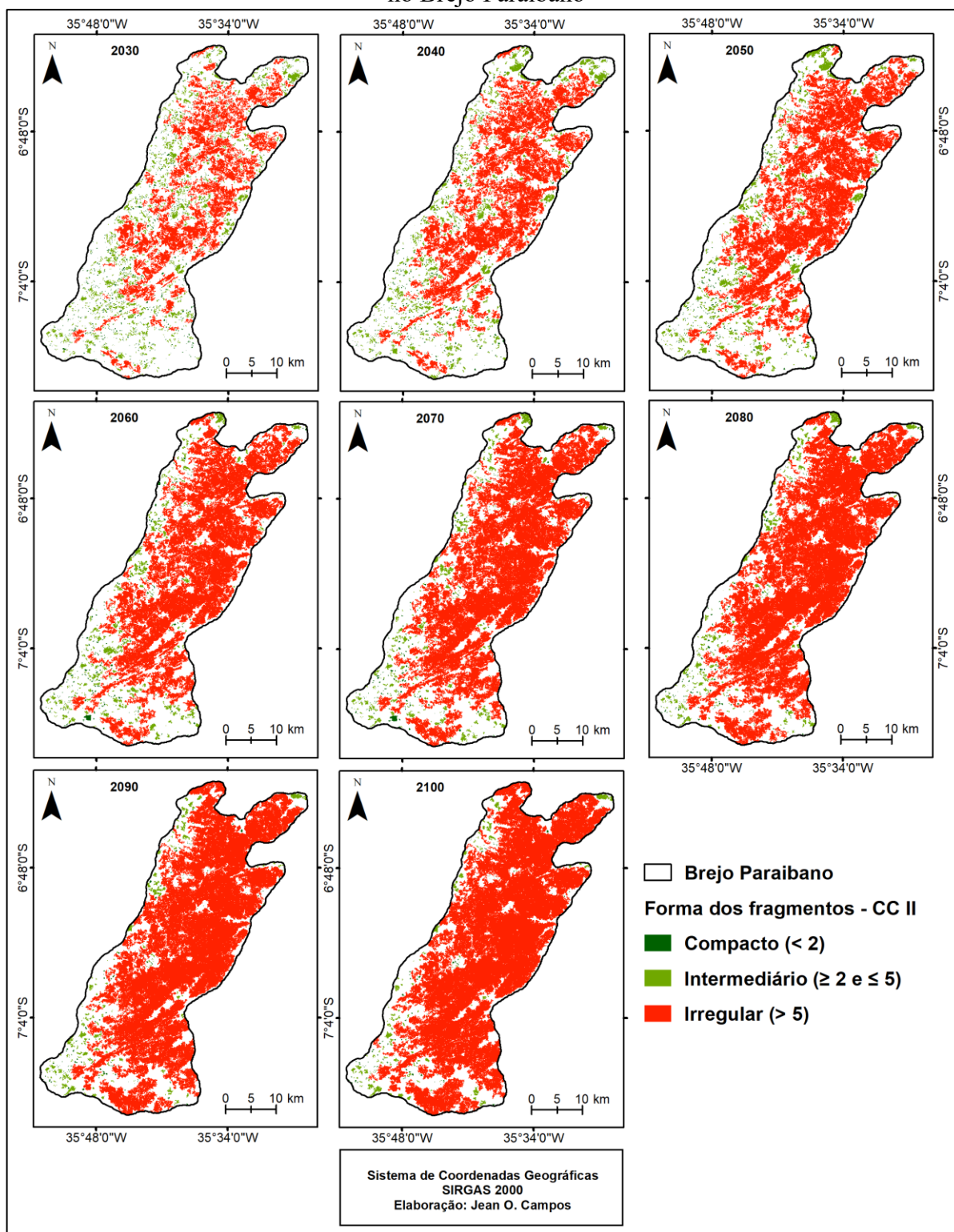


Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista II, em 2030, predominam fragmentos com forma intermediária, dispostos por toda a extensão do Brejo Paraibano, com maior concentração nas áreas centrais e nas zonas de transição (Figura 28). Os fragmentos irregulares, embora menos

numerosos, ocupam áreas mais extensas e se localizam principalmente nas porções central e norte do território, onde se associam aos remanescentes mais consolidados.

Figura 28 – Distribuição espacial dos fragmentos pela forma no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao longo do período projetado até 2100, mantém-se a predominância numérica dos fragmentos intermediários, indicando elevada frequência desse padrão de forma na paisagem. Em paralelo, os fragmentos irregulares passam por processos de aglutinação e coalescência, com integração progressiva de manchas adjacentes e formação de blocos florestais contínuos de dimensões expressivas. Ao final do período, a configuração espacial expressa uma paisagem composta por fragmentos intermediários em termos de quantidade e por fragmentos irregulares em termos de área ocupada, destacando-se a presença de um bloco florestal contínuo estruturado no eixo norte-sul do Brejo Paraibano.

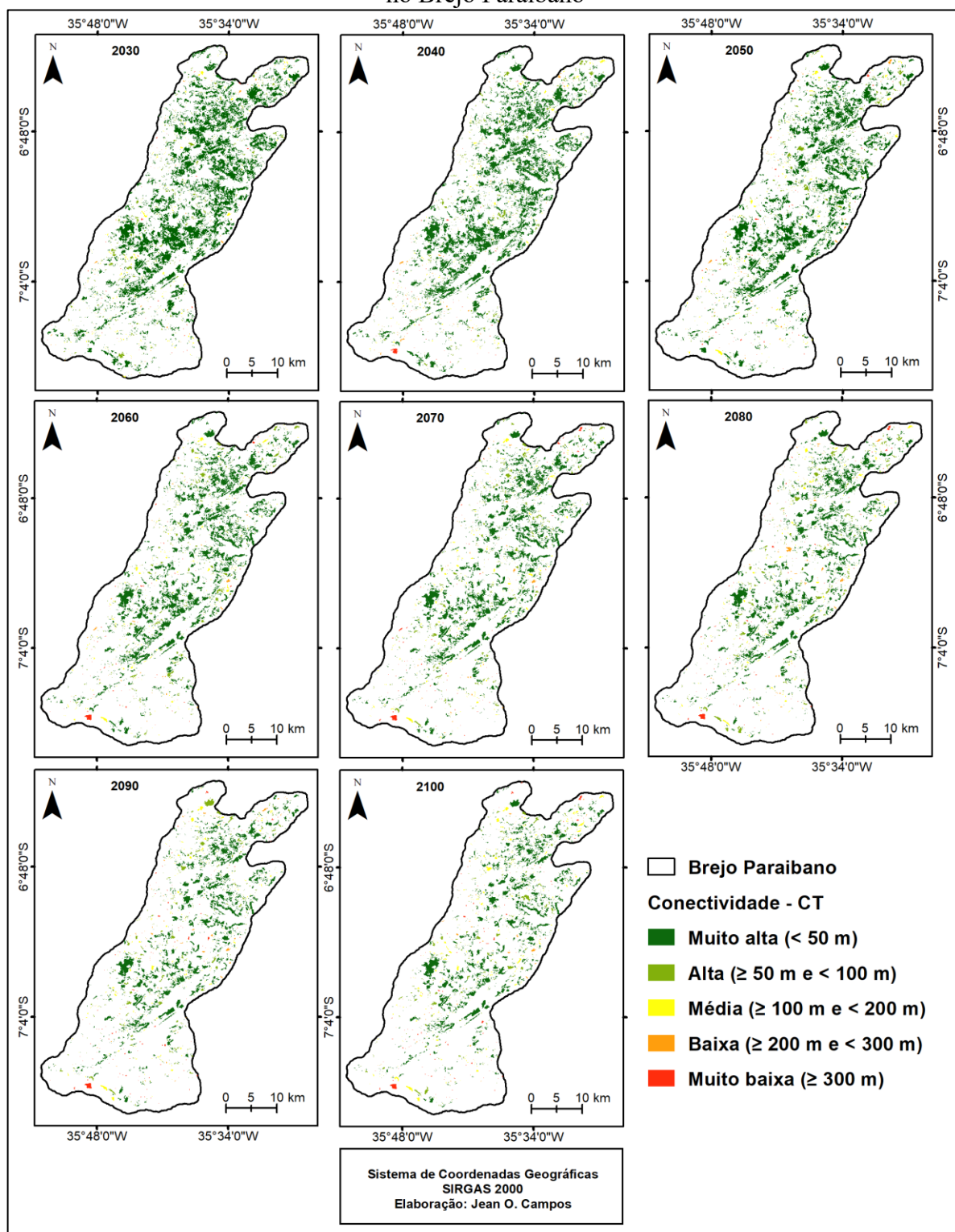
7.3.3 Distribuição espacial da conectividade

No Cenário Tendencial, em 2030, predomina a conectividade muito alta na maior parte do Brejo Paraibano, com maior continuidade espacial nas porções central e norte (Figura 29). Essa configuração expressa a proximidade entre fragmentos remanescentes ainda bem integrados no início do período. Entre 2040 e 2060, o arranjo se mantém, no entanto, passam a surgir manchas pontuais de conectividade média e baixa, localizadas, em sua maioria, em setores marginais das porções leste, norte e sul do território, como consequência da perda de vegetação registrada na paisagem.

A partir de 2070, as áreas com conectividade reduzida tornam-se mais evidentes, com aumento do isolamento de fragmentos situados, na maior parte, nas extremidades sul e sudoeste, associado à expansão das pastagens e ao aumento da distância entre remanescentes. A paisagem de 2100 permanece dominada por fragmentos com conectividade alta e muito alta, distribuídos com continuidade espacial na maior parte do território, porém intercalados por pontos esparsos de conectividade reduzida, sinalizando maior vulnerabilidade nas áreas periféricas.

Além disso, a conectividade elevada observada entre remanescentes ocorre, em grande medida, pela presença de pequenos agrupamentos de fragmentos próximos entre si, formando ilhas de conectividade. Assim, a conectividade não se mantém elevada de norte a sul. Em diferentes trechos, há redução da conectividade em função do afastamento entre os agrupamentos.

Figura 29 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano



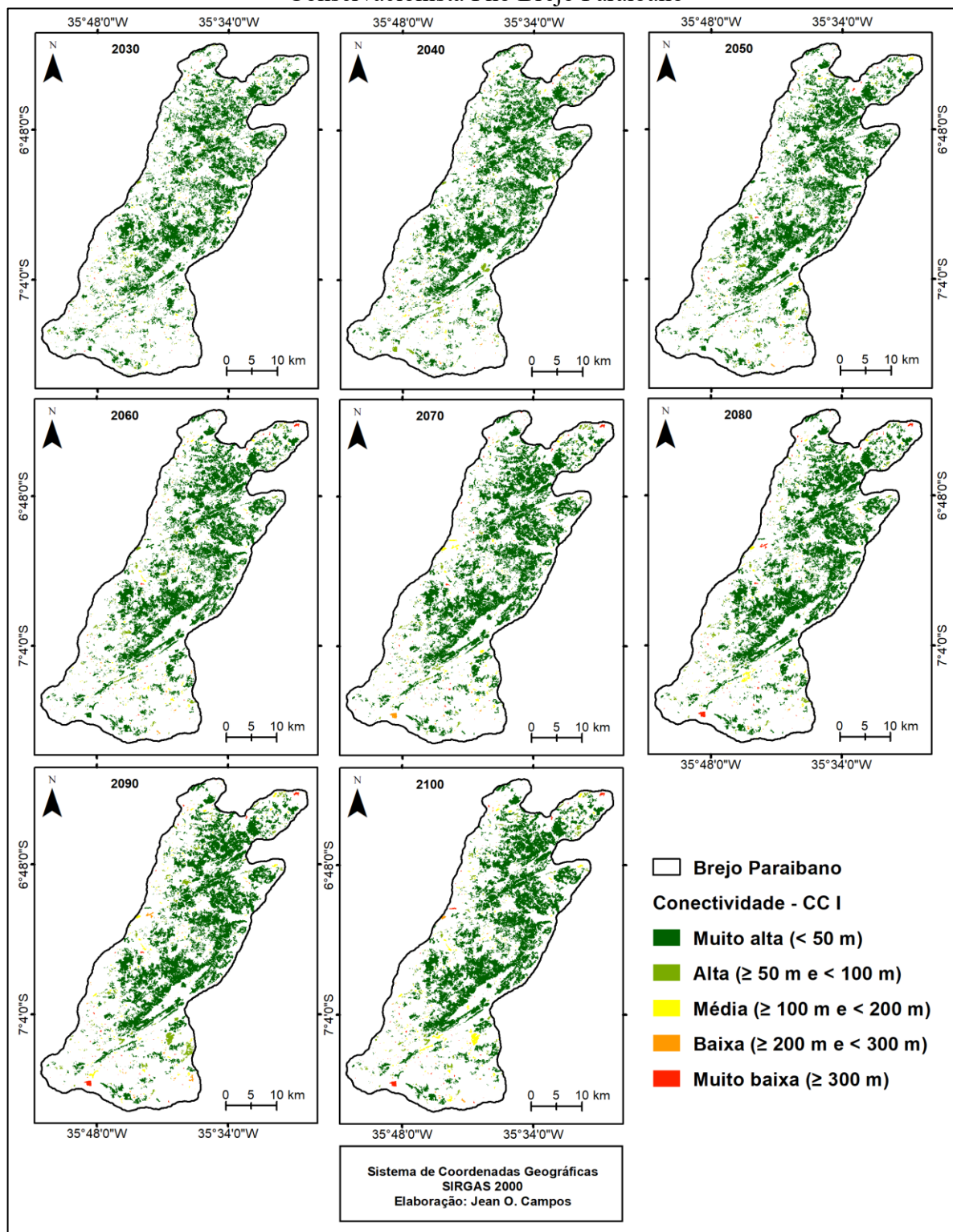
Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, em 2030, assim como no cenário anterior, predominam áreas com conectividade elevada, distribuídas na maior parte do Brejo Paraibano, com maior concentração nas regiões central e norte (Figura 30). Entre 2040 e 2050, o arranjo geral também

se mantém estável, com expansão discreta das zonas de alta conectividade e surgimento pontual de fragmentos com valores médios a baixos nas porções sul, norte e leste. Essa configuração também reflete o incremento de vegetação quantificado no cenário.

A partir de 2060, observa-se a formação de blocos florestais interligados, nos quais a conectividade alta se mantém com continuidade espacial. Ao mesmo tempo, pequenas manchas de baixa conectividade permanecem dispersas, sobretudo nas margens sul e sudoeste. Para 2100, a configuração espacial materializa uma paisagem mais integrada, composta, na sua maioria, por fragmentos com conectividade alta e muito alta, com número reduzido de áreas isoladas. Diferentemente do cenário anterior, aqui a conectividade elevada decorre, em grande medida, da proximidade entre os fragmentos, e não apenas de agrupamentos localizados.

Figura 30 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano

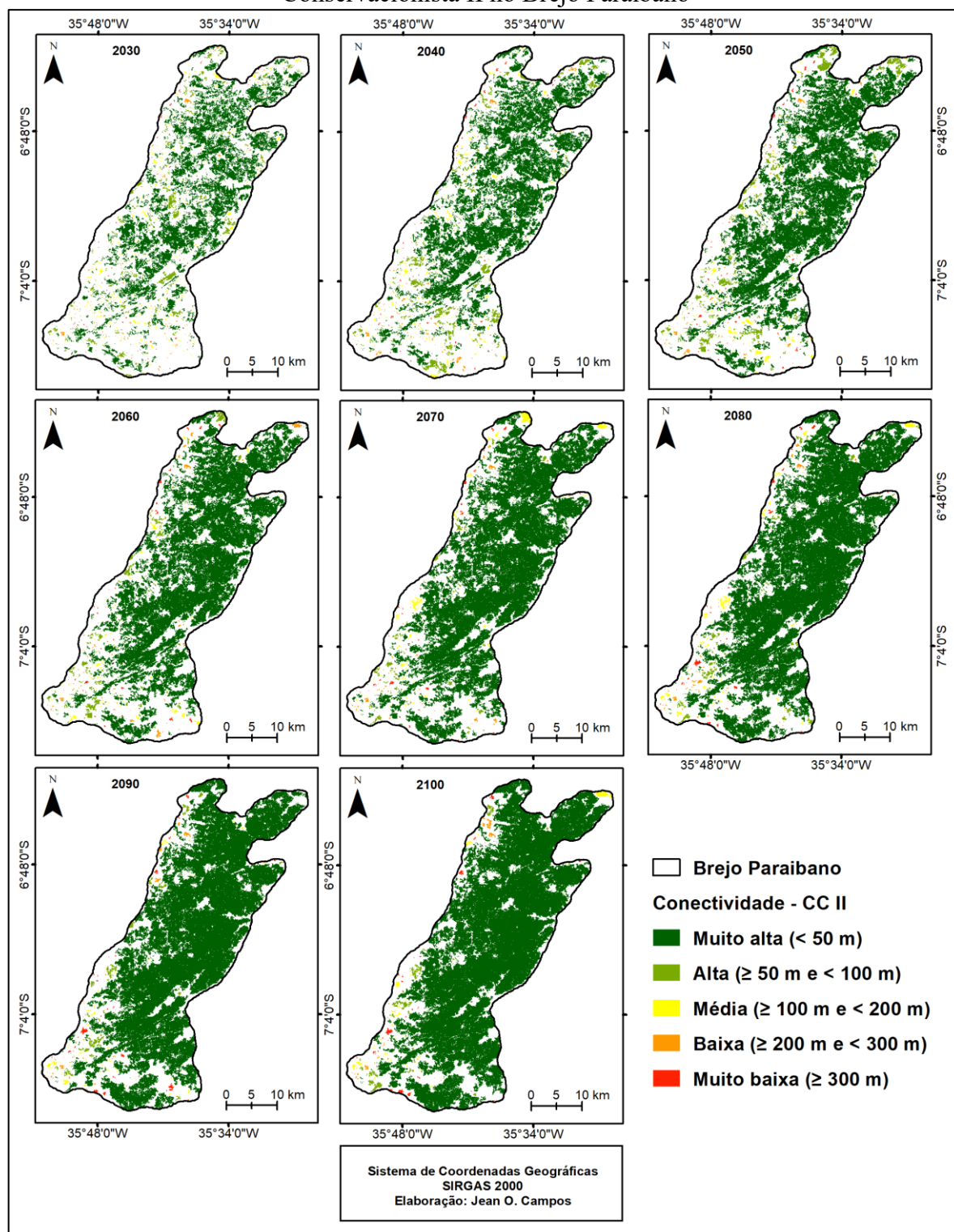


Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista II, em 2030, observa-se a predominância de áreas com conectividade muito alta, distribuídas de forma contínua na área de estudo, com maior evidência nas regiões central, norte e sul do Brejo Paraibano (Figura 31). A partir de 2040, esse arranjo

se mantém e se consolida com a expansão de áreas de conectividade muito alta e alta, ao passo que as classes média, baixa e muito baixa permanecem restritas a poucos pontos.

Figura 31 – Distribuição espacial dos fragmentos pela conectividade no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

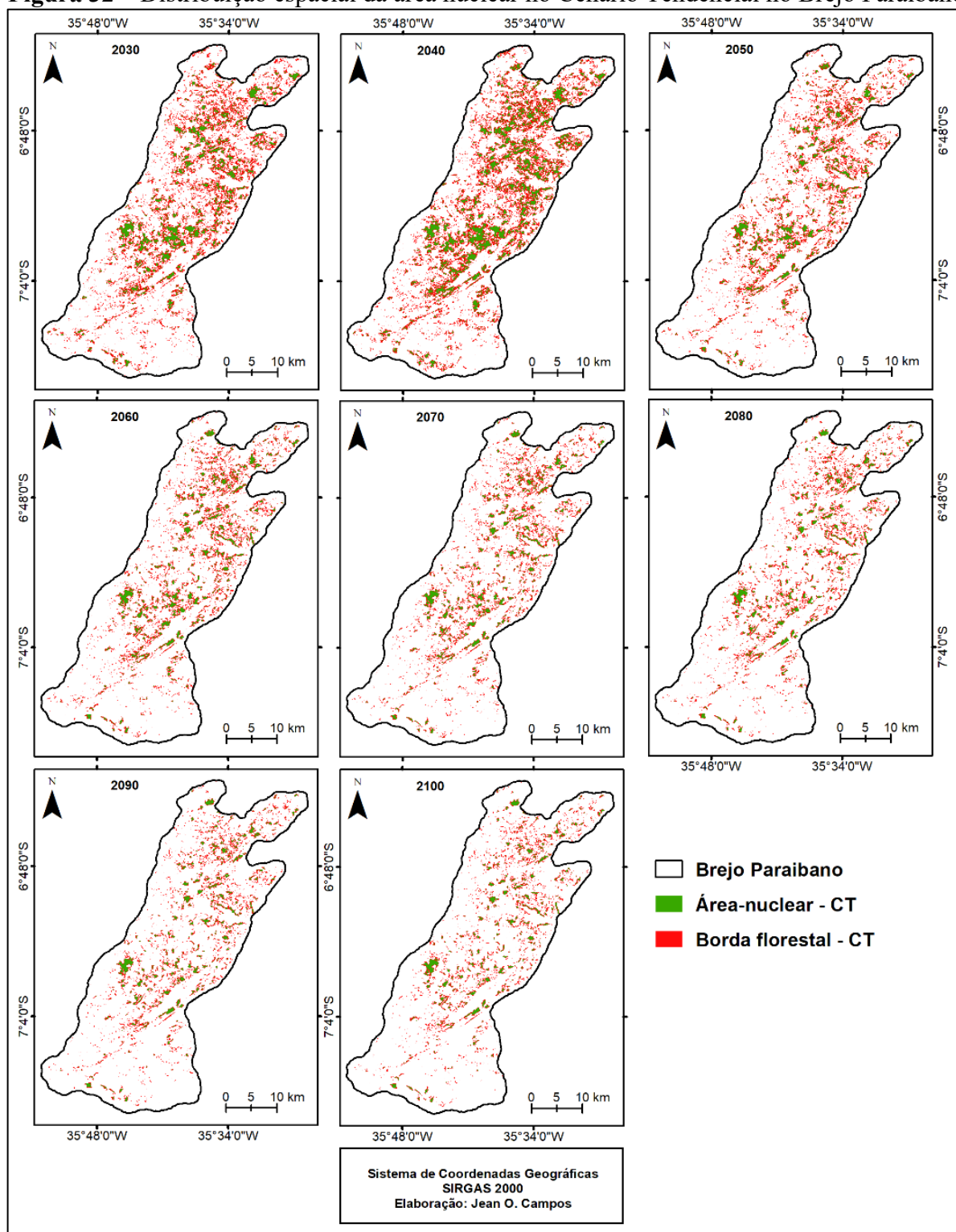
Ao final do cenário modelado, a paisagem é dominada por conectividade muito alta e alta, organizada em blocos contínuos. As manchas de conectividade média, baixa e muito baixa ocorrem de forma pontual, com maior ocorrência nas bordas oeste e sudoeste e registros esparsos no sudeste, próximos a áreas mais antropizadas. No conjunto, a configuração materializa uma estrutura espacial mais coesa e menor isolamento entre remanescentes, com destaque para o eixo norte-sul.

7.3.4 Distribuição espacial da área-nuclear

Na métrica de área-nuclear, o Cenário Tendencial revela, em 2030, áreas nucleares situadas majoritariamente na região central e em pontos no norte do Brejo Paraibano, enquanto as áreas de borda se distribuem por todo o território (Figura 32). Ao longo das décadas, observa-se tendência de redução da área nuclear, com diminuição do tamanho dos núcleos e predomínio crescente das bordas florestais em diferentes setores da paisagem. Verifica-se, ainda, fragmentação de parte dos núcleos remanescentes, associada à perda de continuidade das manchas contíguas.

A área nuclear ocorre com maior frequência em fragmentos de maior porte, nos quais, após a exclusão da borda florestal, ainda se preservam porções internas. Porém, fragmentos pequenos e com geometria irregular são mais afetados pela influência de borda e podem não manter área nuclear. Por essa razão, as bordas se concentram, na sua maior parte, no entorno das maiores manchas florestais, localizadas nas porções central e norte do polígono do Brejo Paraibano. Ao final do período, a configuração espacial revela áreas nucleares mais reduzidas e fragmentadas, concentradas no setor central, com ocorrências pontuais no norte, e predomínio de bordas florestais, indicando maior exposição dos fragmentos à influência de borda e maior fragilidade estrutural da paisagem.

Figura 32 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano



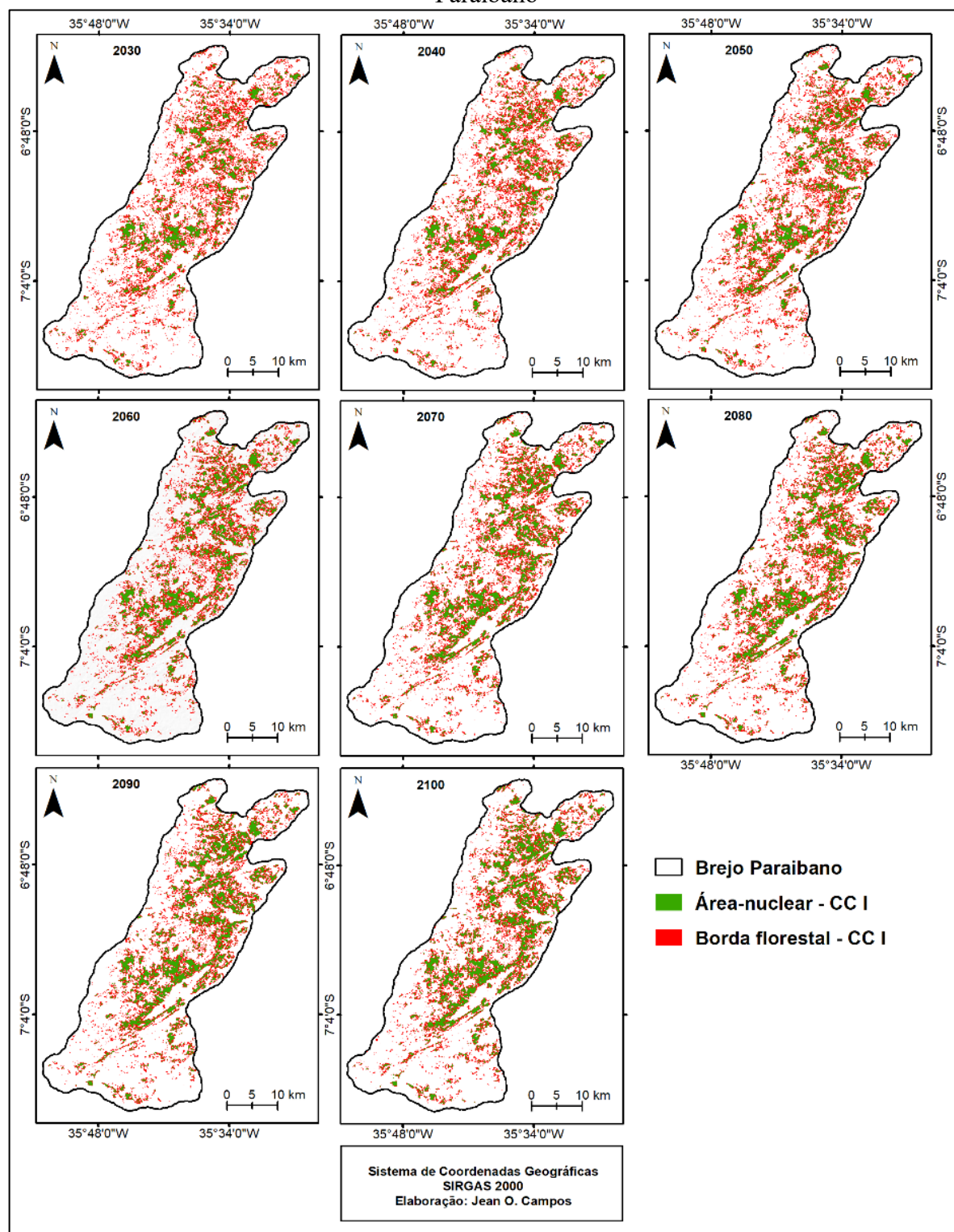
Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, em 2030, as manchas de área nuclear concentram-se principalmente na porção central do Brejo Paraibano, com ocorrências pontuais também ao norte (Figura 33). As bordas florestais se distribuem por toda a área de estudo, envolvendo

fragmentos menores e mais isolados. Ao longo das décadas, observa-se expansão das áreas nucleares, com ampliação dos núcleos, sobretudo no setor central. Em contrapartida, as zonas de borda permanecem mais evidentes nas áreas periféricas, especialmente nas porções leste e sul.

Entre 2060 e 2100, verifica-se a formação de blocos mais contínuos de área nuclear, favorecendo a conexão de manchas antes isoladas. Na etapa final do período projetado, a paisagem enuncia a ampliação das áreas nucleares, com destaque para o eixo central do Brejo Paraibano, ao passo que as porções periféricas permanecem dominadas por bordas.

Figura 33 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano



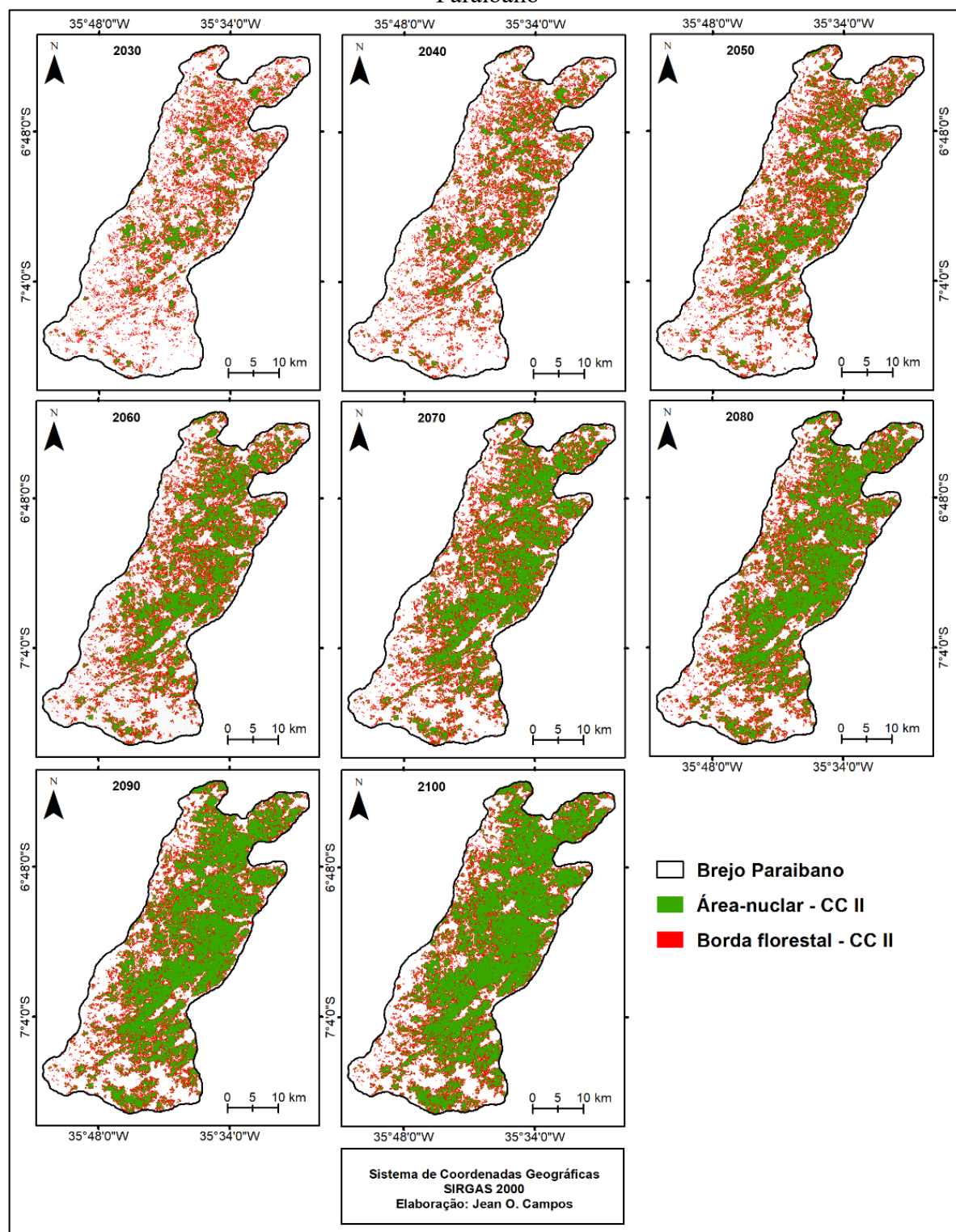
Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, no Cenário Conservacionista II, em 2030, as manchas de área nuclear já se distribuem de forma abrangente no Brejo Paraibano, com maior concentração no setor central e presença de núcleos bem definidos nas porções norte e sul (Figura 34). As bordas florestais

se organizam, na maior parte, no entorno desses remanescentes e próximas das margens do território, com maior expressão em setores periféricos associados a fragmentos menores.

Entre 2040 e 2050, observa-se expansão das áreas nucleares e aumento da continuidade entre núcleos próximos, notadamente no eixo central, reduzindo lacunas e ampliando a extensão das porções internas. A partir de 2060, a área nuclear passa a ocupar parcelas mais amplas e contíguas do polígono, com coalescência de núcleos e formação de manchas extensas no setor central e no braço norte do território. Nas décadas seguintes, esse padrão se consolida, e as bordas florestais tornam-se relativamente mais restritas às faixas marginais e a setores onde persistem descontinuidades, com ocorrência mais evidente nas margens oeste e no setor sudoeste.

Figura 34 – Distribuição espacial da área nuclear no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

No final do período analisado, a configuração espacial evidencia a consolidação de grandes blocos contínuos de área nuclear, cobrindo a maior parte do Brejo Paraibano e indicando aglutinação de remanescentes em manchas de maior porte. Diferentemente dos

demais cenários, a partir de 2050 torna-se mais nítida a formação de uma matriz com predominância florestal, associada ao aumento da cobertura vegetal e à maior integração entre núcleos, com redução acentuada das áreas submetidas à influência de borda.

7.3.5 Valores médios das métricas da paisagem no Brejo Paraibano

Os valores médios das métricas de paisagem simuladas para o Cenário Tendencial, no intervalo de 2013 a 2100, indicam mudanças na estrutura da cobertura florestal no decorrer do tempo compatíveis com trajetórias de acentuação de perda e fragmentação. O número de fragmentos (NP) aumenta entre 2023 e 2030, alcançando 6.993, e depois diminui até 4.681 em 2100 (Tabela 14). A área média dos fragmentos e a área nuclear média reduzem-se nas décadas seguintes, refletindo a presença de manchas menores e com menor porção interna. O índice de forma médio também se reduz, passando de 1,91 em 2013 para 1,25 em 2100, indicando mudança na geometria dos remanescentes.

Em sentido oposto, a distância média ao vizinho mais próximo aumenta de 99,01 m para 124,74 m, apontando maior espaçamento entre fragmentos e ampliando o isolamento. Dessa forma, as métricas verificadas reforçam o avanço de uma trajetória marcada pela intensificação da fragmentação e pela redução da conectividade.

Tabela 14 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Tendencial

Anos	NP	AREA MN	SHAPE MN	CORE MN	ENN MN
2013	3284	15,92	1,91	6,52	99,01
2023	3059	11,52	1,90	4,36	116,67
2030	6993	4,21	1,34	1,62	96,00
2040	6180	4,01	1,31	1,55	106,61
2050	5680	3,82	1,29	1,49	113,50
2060	5366	3,60	1,28	1,41	113,88
2070	5187	3,37	1,27	1,31	117,01
2080	5027	3,16	1,26	1,22	118,38
2090	4806	3,02	1,26	1,16	121,35
2100	4681	2,84	1,25	1,08	124,74

Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, observa-se comportamento oposto ao constatado no Cenário Tendencial, manifestando números mais favoráveis na paisagem. O número de fragmentos diminui progressivamente durante o período analisado, partindo de 5.353 fragmentos em 2030 para 2.711 em 2100 (Tabela 15), indicando agregação de fragmentos menores e formação de manchas florestais mais contínuas.

A área média dos fragmentos aumenta de 6,78 ha em 2030 para 15,14 ha em 2100, revelando expansão dos remanescentes. A área nuclear média segue tendência semelhante, crescendo de 2,76 ha para 8,48 ha, o que sugere ampliação das áreas internas menos sujeitas aos efeitos de borda. O índice de forma médio, por sua parte, mantém variação reduzida, oscilando entre 1,33 e 1,41, indicando estabilidade na complexidade geométrica no decorrer das décadas. Já a distância média entre fragmentos sofre aumento, passando de 92,80 m em 2030 para 125,23 m em 2100.

De forma integrada, os valores médios apontam redução gradual da fragmentação, associada ao crescimento das áreas nucleares e à reorganização espacial dos fragmentos, ainda que com manutenção de níveis moderados de isolamento. Dessa forma, os valores médios também estão consistentes com as espacializações observadas neste cenário em questão.

Tabela 15 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Conservacionista I

Anos	NP	AREA_MN	SHAPE_MN	CORE_MN	ENN_MN
2013	3284	15,92	1,91	6,52	99,01
2023	3059	11,52	1,90	4,36	116,67
2030	5353	6,78	1,41	2,76	92,80
2040	4944	7,57	1,36	3,33	101,00
2050	4472	8,55	1,34	3,98	104,08
2060	4082	9,53	1,33	4,67	107,70
2070	3719	10,62	1,34	5,43	110,60
2080	3270	12,25	1,34	6,49	115,26
2090	2995	13,54	1,35	7,39	119,73
2100	2711	15,14	1,36	8,48	125,23

Fonte: Elaborado pelo autor.

No último cenário, o Conservacionista II, os valores médios das métricas apontam para uma reorganização estrutural pronunciada da paisagem, visto que o número de fragmentos reduz-se de 1.848 em 2030 para 276 em 2100 (Tabela 16), refletindo a fusão de manchas e a formação de grandes blocos florestais contínuos. Em razão disso, a área média dos fragmentos aumenta de 24,15 ha para 377,03 ha no mesmo intervalo, indicando consolidação de extensas áreas florestais.

A área nuclear média acompanha essa tendência, crescendo de 10,25 ha para 300,75 ha, o que evidencia ampliação das áreas internas, ao mesmo tempo que o índice de forma médio mantém-se mais estável, variando entre 1,93 e 2,04, sugerindo que o crescimento dos fragmentos ocorre sem mudanças consideráveis na complexidade geométrica.

Por último, a distância média entre fragmentos aumenta de 136,15 m para 167,43 m, resultado da redução no número de fragmentos e da concentração espacial das manchas

remanescentes. Em síntese, o conjunto de métricas expressa uma trajetória consistente de regeneração florestal e consolidação estrutural da paisagem.

Tabela 16 – Valores médios das métricas de paisagem para o Cenário Conservacionista II

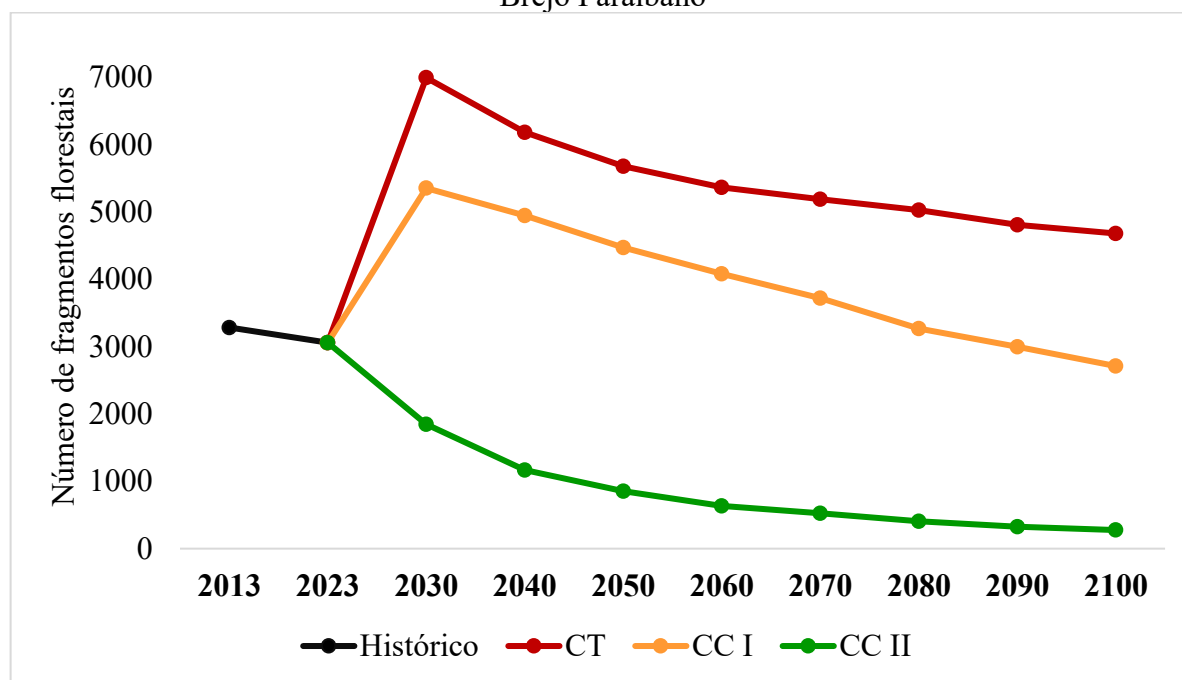
Ano	NP	AREA_MN	SHAPE_MN	CORE_MN	ENN_MN
2013	3284	15,92	1,91	6,52	99,01
2023	3059	11,52	1,90	4,36	116,67
2030	1848	24,15	1,93	10,25	136,15
2040	1169	48,48	1,99	25,01	147,64
2050	852	78,97	1,98	46,41	152,39
2060	634	120,86	2,00	77,73	157,67
2070	525	161,61	1,96	111,15	155,17
2080	407	226,25	1,99	164,73	168,31
2090	328	300,17	2,03	229,78	169,45
2100	276	377,03	2,04	300,75	167,43

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em termos de comparação do número de fragmentos nos três cenários, tem-se o seguinte quadro. No Cenário Tendencial, o número de fragmentos passa de 3.284 em 2013 e 3.059 em 2023 para um pico em 2030, com 6.993 fragmentos, seguido de redução gradual até 2100, quando atinge 4.681 fragmentos (Figura 35). Já no Cenário Conservacionista I, identifica-se 5.353 fragmentos em 2030, com declínio mais acentuado nas décadas subsequentes, encerrando o período com 2.711 fragmentos.

No caso do Conservacionista II, a redução ocorre de forma contínua a partir de 2030, passando de 1.848 fragmentos para 276 em 2100, o que se relaciona à fusão de manchas e à formação de blocos florestais mais contínuos. No conjunto, o contraste indica manutenção de valores mais altos no Tendencial e redução nos cenários conservacionistas, com a maior queda sob a hipótese de desmatamento zero.

Figura 35 – Evolução do número de fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano

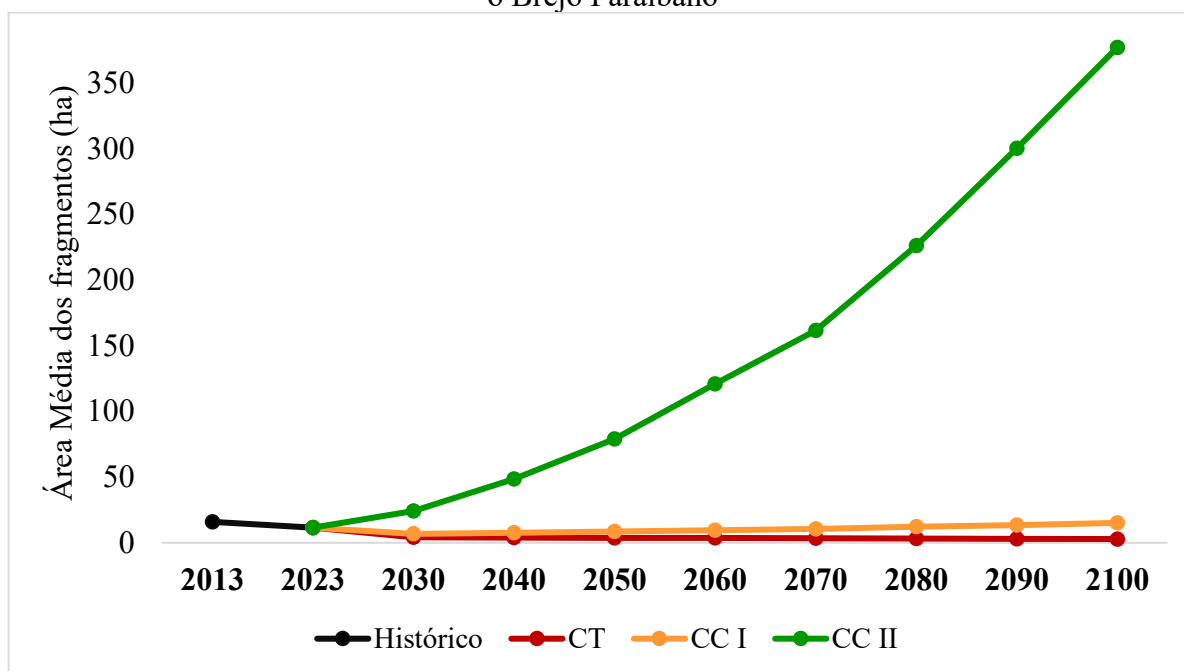


Fonte: Elaborado pelo autor.

A comparação do tamanho médio entre os cenários mostra que o Cenário Tendencial expressa redução contínua durante o período analisado, mudando de 15,92 ha em 2013 para 2,84 ha em 2100, o que enuncia fragmentos progressivamente menores. Para o Cenário Conservacionista I, os valores iniciais são semelhantes aos observados no Tendencial, porém há inversão de tendência a partir de 2030, com a área média aumentando de 6,78 ha para 15,14 ha em 2100, revelando um processo gradual de regeneração (Figura 36).

No Cenário Conservacionista II, a área média dos fragmentos revela crescimento acentuado nas décadas subsequentes, saindo de 15,92 ha em 2013 para 377,03 ha em 2100. Dessa forma, o Cenário Tendencial mantém a redução do tamanho médio dos fragmentos, associada ao avanço da fragmentação, enquanto os cenários conservacionistas, principalmente na hipótese de desmatamento zero, manifestam uma trajetória de ampliação dos remanescentes florestais, conforme também observado em outras métricas.

Figura 36 – Evolução da área média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano

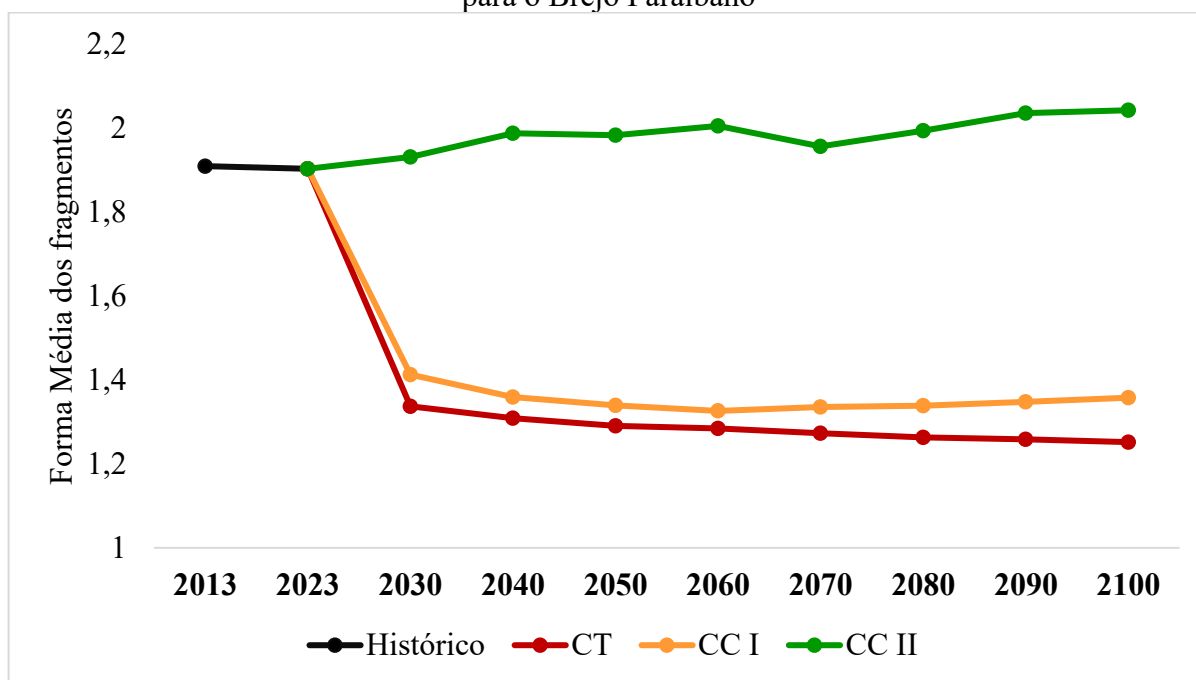


Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação ao índice de forma médio, no Cenário Tendencial o valor diminui de 1,91 em 2013 para 1,34 em 2030 e mantém variação nas décadas seguintes, alcançando 1,25 em 2100. Esse comportamento enuncia a predominância crescente de fragmentos com menor complexidade geométrica até o final da série (Figura 37).

Para o Cenário Conservacionista I, observa-se dinâmica semelhante nas décadas iniciais, com redução do índice de 1,91 em 2013 para 1,41 em 2030, seguida de estabilidade, com valores entre 1,33 e 1,36 até o final do período. Já no Cenário Conservacionista II, os valores exibem trajetória distinta, aumentando gradualmente de 1,91 em 2013 para 2,04 em 2100. Os dados obtidos tornam evidentes diferenças na configuração geométrica dos fragmentos florestais entre os cenários, com manutenção de formas mais simples no Tendencial e no Conservacionista I e aumento progressivo da complexidade geométrica no Conservacionista II.

Figura 37 – Evolução da forma média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano

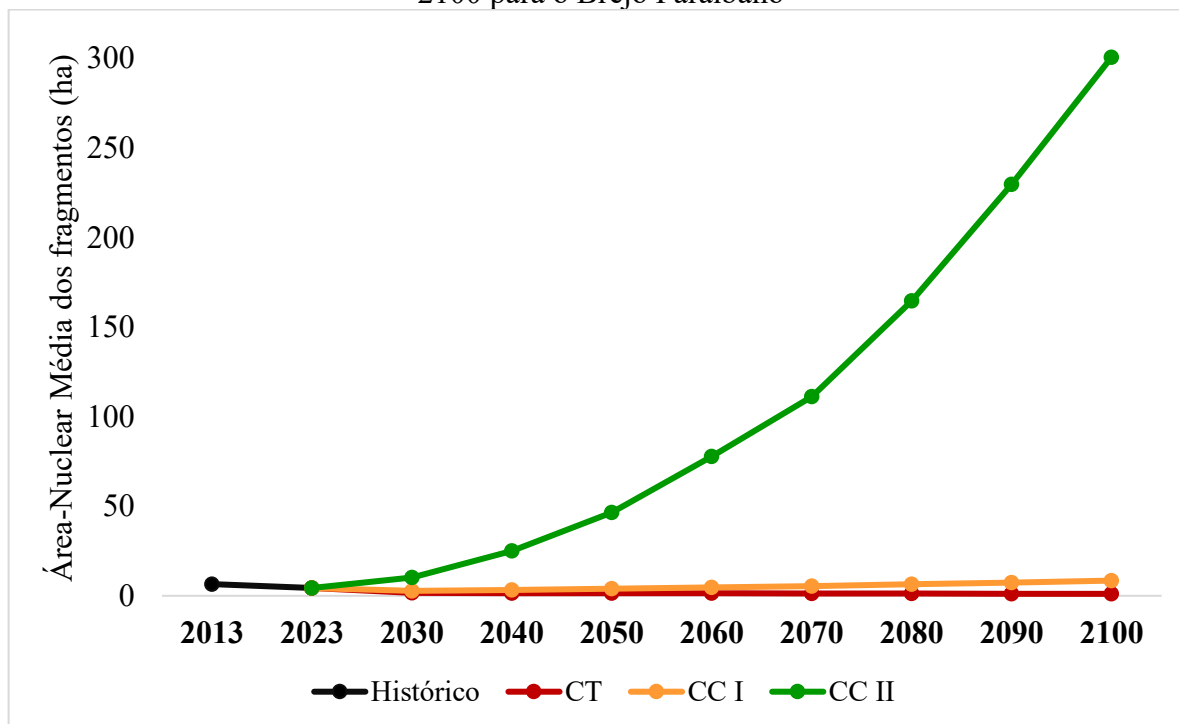


Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação à área nuclear média, o cenário de tendência exibe redução contínua ao longo do período, mudando de 6,52 ha em 2013 para 1,08 ha em 2100. A evolução da métrica anuncia diminuição progressiva das áreas internas dos fragmentos e maior exposição aos efeitos de borda, em consonância com o avanço da fragmentação observado para esse cenário (Figura 38). No caso do Cenário Conservacionista I, ocorre redução inicial, com valor de 2,76 ha em 2030, seguida por aumento gradual da área nuclear média, que atinge 8,48 ha em 2100. Tal comportamento reflete a ampliação das porções internas dos fragmentos ao longo do período.

Por último, no Cenário Conservacionista II, a área nuclear média manifesta crescimento contínuo, saindo de 10,25 ha em 2030 para 300,75 ha em 2100, associado à formação de extensos núcleos florestais. Dessa forma, o Cenário Tendencial mantém fragmentos com reduzida área interna, à medida que os cenários conservacionistas favorecem o aumento das áreas nucleares ao longo do tempo.

Figura 38 – Evolução da área nuclear média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano

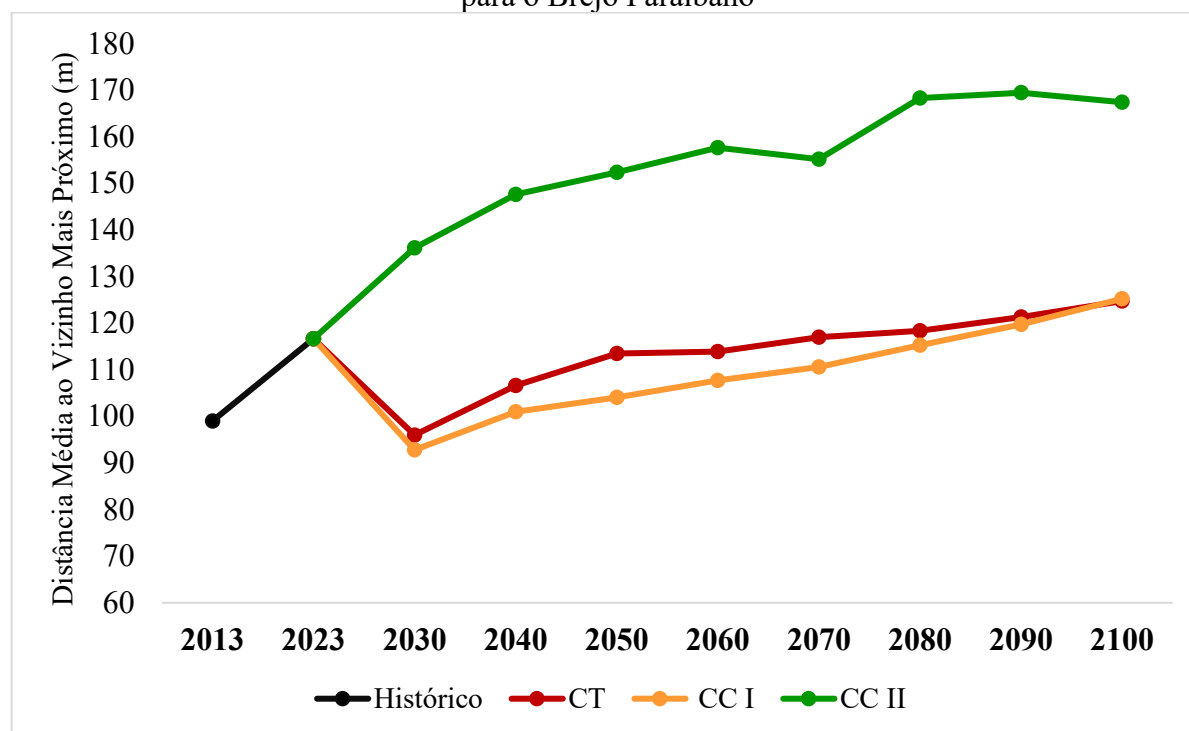


Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, no âmbito da distância média entre fragmentos, o Cenário Tendencial manifesta redução inicial, mudando de 116,67 m em 2023 para 96,00 m em 2030, seguida por aumento progressivo até 124,74 m em 2100 (Figura 39). No Cenário Conservacionista I, observa-se comportamento semelhante, a distância média reduz-se de 116,67 m em 2023 para 92,80 m em 2030 e aumenta gradualmente nas décadas subsequentes, alcançando 125,23 m em 2100, valor próximo ao observado no Cenário Tendencial ao final do período.

No Cenário Conservacionista II, a distância média entre fragmentos exibe aumento mais acentuado, passando de 116,67 m em 2023 para 136,15 m em 2030 e atingindo 167,43 m em 2100. O comportamento identificado está associado à redução no número de fragmentos e ao maior espaçamento entre as manchas florestais na série temporal. De forma comparativa, os Cenários Tendencial e Conservacionista I mantêm valores semelhantes, em contrapartida, o Conservacionista II apresenta as maiores distâncias médias entre fragmentos.

Figura 39 – Evolução da distância média dos fragmentos nos três cenários entre 2023 e 2100 para o Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

As métricas obtidas a partir das projeções também apontam diferenças entre os cenários simulados. No Tendencial, mantém-se um quadro de fragmentação, com diminuição da área florestal e redução das áreas nucleares ao longo do período analisado. Nos cenários conservacionistas, a paisagem segue em outra direção, com aumento da continuidade espacial, redução do número de manchas e expansão da área ocupada pelos remanescentes. As mudanças também se refletem na forma das manchas e na proporção entre núcleo e borda, permitindo identificar setores onde a cobertura nativa perde conexão e outros em que se reorganiza em remanescentes de maior porte.

7.4 Discussão

Os padrões observados de perda, fragmentação e regeneração dialogam com o que tem sido descrito para paisagens da Mata Atlântica sob pressão antrópica, nas quais a conversão do uso da terra e a intensificação de bordas reestruturam a cobertura nativa e influenciam a conectividade entre remanescentes (Dias; Silveira; Francisco, 2023; Haddad *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2009; Vancine *et al.*, 2024). No Brejo Paraibano, as projeções para 2030-2100 sugerem que essa dinâmica não se distribui de forma homogênea, pelo contrário, manifesta-se

um mosaico no qual alguns setores concentram mudanças mais frequentes na configuração das manchas, ao mesmo tempo que outros tendem a manter maior persistência espacial, refletindo diferenças locais de pressão de uso e de capacidade de regeneração. Nesse contexto, a expansão agropecuária emerge como elemento estruturante da paisagem, intensificando perda e isolamento entre remanescentes em algumas áreas e, em outras, permitindo a permanência ou expansão de fragmentos florestais.

No Cenário Tendencial, mantém-se um padrão de fragmentação amplo, com dispersão predominante de fragmentos pequenos e médios ao longo da área de estudo. O PE Mata do Pau-Ferro permanece como o principal bloco contínuo de vegetação, embora passe a ser progressivamente circundado por áreas fragmentadas, notadamente nas porções sul e leste do território. A conectividade apresenta declínio mais evidente a partir de 2060, quando se intensifica a separação entre remanescentes, principalmente em áreas marginais e nos setores de maior pressão agropecuária. O conjunto de evidências aponta a continuidade do processo de perda florestal, com redução do porte dos fragmentos médios e aumento da vulnerabilidade da vegetação, particularmente em áreas de relevo mais ondulado (Marques *et al.*, 2021; Vancine *et al.*, 2024). As métricas médias do cenário reforçam essa tendência, expressa pela diminuição da área dos fragmentos, retração da área nuclear e aumento da distância entre manchas florestais, resultando em maior isolamento dos remanescentes em um contexto de continuidade da conversão agropecuária.

Na China, simulações de cenários tendenciais até 2030 indicaram redução do tamanho médio dos fragmentos e aumento da complexidade de suas formas, associados à intensificação da fragmentação (Cheng; Liu; Zhan, 2020). No México, projeções até 2050 apontaram perdas relevantes de cobertura florestal sob a continuidade das pressões antrópicas (Prieto-Amparán *et al.*, 2019). De forma semelhante, nos Estados Unidos, análises prospectivas até 2075 registraram retração da vegetação nativa, diminuição da área nuclear, redução da conectividade e maior isolamento entre manchas florestais (Adams *et al.*, 2019). Esses resultados convergem com as projeções obtidas para o Brejo Paraibano e alertam que a ausência de medidas de mitigação tende a aprofundar a degradação estrutural e funcional da paisagem. Nesse sentido, o quadro observado no Brejo Paraibano reproduz tendências já documentadas em diferentes países.

A redução da cobertura florestal, associada à expansão agropecuária, compromete o estoque de carbono, limita a capacidade de sequestro atmosférico e fragiliza o controle da erosão hídrica, serviços ecossistêmicos já documentados em sistemas de Mata Atlântica (Broggio *et al.*, 2024; Duncanson *et al.*, 2023; Hua *et al.*, 2022; Júnior *et al.*, 2024). Além disso,

o desmatamento para fins agropecuários pode liberar quantidades destacadas de carbono do solo e da vegetação, contribuindo para o agravamento das mudanças climáticas (Costa *et al.*, 2008; Denardin *et al.*, 2014; Meira *et al.*, 2020; Nascimento *et al.*, 2021). Diante disso, a manutenção do modelo atual de uso da terra, representado pelo Cenário Tendencial, conduz a uma paisagem progressivamente fragmentada, com perda contínua de conectividade e impactos diretos sobre serviços ecossistêmicos, posto que esses serviços dependem diretamente do tamanho dos remanescentes e da sua qualidade ambiental.

Nesse contexto, a ampliação de áreas protegidas torna-se uma estratégia, sobretudo em setores centrais do Brejo Paraibano e em áreas de elevada biodiversidade, como forma de reduzir o avanço da conversão florestal. Unidades de Conservação de Uso Sustentável, Reservas Legais e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) podem funcionar como barreiras para a agropecuária, mantendo núcleos de vegetação mais extensos e evitando a degradação dos remanescentes florestais (Brasil, 2011; Campos; Lima; Costa, 2025).

De modo complementar, a adoção de sistemas agroflorestais pode reduzir efeitos da fragmentação em áreas produtivas. Ao integrar espécies arbóreas, frutíferas e cultivos agrícolas, esses sistemas podem manter corredores ecológicos e favorecer a conectividade entre manchas florestais, sobretudo em propriedades privadas, mitigando a fragmentação associada à agropecuária e constituindo alternativa viável para incorporação na paisagem do Brejo Paraibano (Jovanelly; Su; Ong, 2025; Shennan-Farpon *et al.*, 2022). Essa perspectiva é particularmente relevante no Cenário Tendencial, no qual se projeta o agravamento da perda e da fragmentação da vegetação florestal, com comprometimento da oferta de serviços ecossistêmicos.

No caso seguinte, o Cenário Conservacionista I projeta uma configuração mais equilibrada na manutenção da cobertura florestal ao longo do período analisado. Em 2030, já se distinguem fragmentos médios e grandes nas porções centrais e ao norte do Brejo Paraibano, à medida que fragmentos pequenos persistem com maior frequência nas porções leste e sul. A partir de 2040, torna-se mais evidente a formação de corredores florestais, conectando manchas antes isoladas, mesmo com a permanência das atividades agropecuárias.

Os valores médios acompanham a tendência retratada, visto que o número de fragmentos diminui de 5.353 em 2030 para 2.711 em 2100 e a área média aumenta de 6,78 ha para 15,14 ha, aproximando-se novamente dos valores registrados em 2013. A área nuclear média também cresce, de 2,76 ha para 8,48 ha no mesmo intervalo, indicando expansão das porções interiores e redução dos efeitos de borda. A predominância de formas irregulares

acompanha o aumento de área, uma vez que manchas maiores tendem a apresentar geometria mais complexa.

Apesar dos avanços, a distância média entre fragmentos permanece elevada, aumentando de 92,80 m em 2030 para 125,23 m em 2100. Tal comportamento sugere a permanência de setores com isolamento, como terrenos suavizados a sul e leste, intensamente empregados para a agropecuária. Resultado semelhante foi apontado em estudos nos Estados Unidos, nos quais paisagens agrícolas mantiveram fragmentos isolados mesmo em cenários de mitigação (Adams *et al.*, 2019).

Em conjunto, a redução do desmatamento favorece a ampliação dos fragmentos e das áreas nucleares, mas a consolidação da regeneração em toda a paisagem tende a depender de estratégias adicionais, como ampliação da proteção ambiental e implementação de corredores ecológicos planejados, para reduzir o isolamento e aumentar a resiliência ecológica em contextos de matriz agropecuária (de la Sancha; Boyle; McIntyre, 2021; Forero-Medina; Vieira, 2007; Ramos *et al.*, 2022).

Por último, o Cenário Conservacionista II, baseado no desmatamento zero, representa o maior potencial de regeneração entre os cenários analisados. As projeções revelam a formação de extensos blocos florestais contínuos, distribuídos predominantemente no sentido norte-sul, que passam a ocupar grande parte do polígono do Brejo Paraibano ao longo do período modelado. O número de fragmentos diminui, ao mesmo tempo que a área média e a área nuclear aumentam de forma acentuada, caracterizando um processo consistente de expansão dos remanescentes. O índice de forma médio também cresce ao longo das décadas, refletindo o surgimento de fragmentos maiores e mais complexos. Ainda assim, o aumento da complexidade geométrica não compromete as áreas centrais, pois a expansão da vegetação mantém áreas nucleares mais extensas.

A distância média entre fragmentos também se eleva, porém, o aumento em questão decorre, entre outros fatores, da fusão de manchas em blocos florestais maiores, o que reduz o número de fragmentos e amplia o espaçamento entre os remanescentes menores da paisagem. Além disso, setores onde a agropecuária se mantém e persistem fragmentos pequenos, principalmente na faixa oeste, contribuem para elevar essa distância média. Assim, mesmo no desmatamento zero, permanece o desafio de compatibilizar a regeneração com áreas agrícolas já estabilizadas.

De forma geral, ganhos de área florestal aparecem em simulações conservacionistas conduzidas em diferentes contextos na América, frequentemente seguidos por aumento nas métricas de área e por condições mais favoráveis à conservação da biodiversidade e à oferta de

serviços ecossistêmicos (Matricardi *et al.*, 2018; Ramírez-Mejía *et al.*, 2017). O conjunto verificado sustenta o uso de simulações como suporte à tomada de decisão na gestão de ecossistemas florestais inseridos em matrizes agropecuárias.

A análise dos cenários conservacionistas aponta que o Cenário Conservacionista II, embora seja o mais favorável do ponto de vista ecológico, também é o mais difícil de viabilizar no Brejo Paraibano. Alcançar o desmatamento zero em uma região onde a agropecuária se consolidou historicamente como base econômica exige mudanças no sistema de produção e na governança territorial. Medidas centradas apenas em proibição, sem alternativas econômicas e programas de transição produtiva bem estruturados, tendem a gerar resistência social, desmobilização comunitária e até a expansão de práticas ilegais em áreas pouco monitoradas (Metzger *et al.*, 2019; Ollinaho; Kröger, 2021; Sagastuy; Krause, 2019; Souza; Viégas; Souza, 2021). Nesse sentido, mesmo que a regeneração pronunciada seja a condição mais adequada para recompor biodiversidade e serviços ecossistêmicos, o alcance desse cenário depende de políticas consistentes de proteção ambiental e de mecanismos de compensação aos proprietários das terras no Brejo Paraibano.

Em contrapartida, o Cenário Conservacionista I se pronuncia como alternativa intermediária, mais próxima das condições socioeconômicas locais. A redução gradual do desmatamento permite manter parte da cobertura florestal, como apontam os valores de área nuclear, e mantém espaço para atividades produtivas. Esse caminho favorece a implementação de assistência técnica, incentivos econômicos, programas de Pagamentos por Serviços Ambientais e sistemas agroflorestais, articulando conservação da vegetação nativa e permanência de agricultores familiares na paisagem (Brasil, 2021; Cerveira *et al.*, 2024). Por outro lado, a continuidade do Cenário Tendencial tende a acentuar a perda florestal no Brejo Paraibano, em razão da ampliação da agropecuária em detrimento da vegetação nativa, contexto oposto às diretrizes da Lei da Mata Atlântica voltadas à redução do desmatamento (Brasil, 2006, 2012).

Nesse quadro, manter a dinâmica histórica representa uma ameaça aos remanescentes de Mata Atlântica no Brejo Paraibano, com possíveis perdas de biodiversidade, avanço da degradação ambiental e aumento da vulnerabilidade socioambiental, principalmente ao se considerar que se trata de uma paisagem de exceção, marcada pela presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Projeções semelhantes, marcadas por desmatamento futuro elevado, também foram registradas em outras regiões do Brasil (Matricardi *et al.*, 2018; Oliveira; Nero, 2023; Silva Neto; Rodrigues Macedo, 2023), alertando sobre os efeitos da continuidade da dinâmica histórica de conversão da vegetação nativa. Em contrapartida, os

cenários conservacionistas oferecem caminhos mais sustentáveis, com potencial para aumentar a resiliência da paisagem, consolidar corredores ecológicos e sustentar serviços ecossistêmicos estratégicos para as populações locais.

Como a dinâmica da vegetação nativa foi derivada das simulações de uso e cobertura da terra, é necessário explicitar pressupostos e limitações. As projeções dependem das variáveis explicativas e dos parâmetros definidos em cada cenário e assumem que sua influência se mantém ao longo do tempo, o que pode não incorporar mudanças futuras na governança, na fiscalização, na economia e nas tecnologias produtivas. Acrescentando-se a isso, as métricas de paisagem descrevem a estrutura espacial dos remanescentes e sinalizam dinâmicas de restauração ou degradação por meio de indicadores de área, forma e isolamento. Contudo, para esta aplicação, não permitem estimar diretamente efeitos sobre espécies específicas, que dependem de requisitos ecológicos e capacidade de deslocamento.

7.5 Considerações finais do capítulo

As projeções até 2100 mostram trajetórias distintas de fragmentação e recomposição da cobertura florestal no Brejo Paraibano. No Cenário Tendencial, a dinâmica projetada mantém o avanço da fragmentação, com redução do tamanho médio dos fragmentos, diminuição da área nuclear, aumento relativo de bordas e maior isolamento entre manchas, enfraquecendo a conectividade na paisagem. Nesse contexto, os remanescentes tendem a se concentrar nos principais núcleos já protegidos, com destaque para áreas como o PE Mata do Pau-Ferro, ratificando o papel das Unidades de Conservação como referência espacial de permanência florestal.

Nos cenários conservacionistas, a tendência se inverte. O Conservacionista I aponta que a redução do desmatamento favorece a união de fragmentos e a ampliação gradual das áreas, com queda do número de manchas e aumento das métricas de área e de área nuclear, mantendo a agropecuária como o elemento predominante na paisagem. Já o Cenário Conservacionista II, mais restritivo, apresenta os melhores indicadores ecológicos, com formação de blocos contínuos de vegetação e ampliação considerável dos núcleos florestais, embora sua implementação demande mudanças maiores nos sistemas produtivos do Brejo Paraibano.

A comparação entre cenários sugere um ponto essencial para o planejamento territorial: ganhos de conectividade e de área nuclear dependem de reduzir a conversão e direcionar a regeneração para zonas onde a paisagem já dispõe de remanescentes e instrumentos de proteção. Nessa conjuntura, medidas como PSA, incentivos a SAF, fortalecimento de RL, RPPN e

consolidação de corredores despontam como mecanismos estratégicos para alinhar conservação e produtividade.

Por fim, o capítulo pode apoiar o planejamento territorial e ambiental ao traduzir os cenários de uso e cobertura da terra em indicadores comparáveis de fragmentação e conectividade. Ao quantificar variações no tamanho dos fragmentos, na área nuclear, na forma e nas distâncias entre manchas florestais, a análise oferece critérios que podem apoiar o reconhecimento de setores mais sensíveis à perda de continuidade e áreas com maior potencial de regeneração e conexão. Com isso, os registros reunidos podem subsidiar a priorização de ações de conservação e restauração, orientar o estabelecimento de áreas protegidas e apoiar estratégias produtivas mais compatíveis com a manutenção da vegetação nativa.

8 ESTOQUES, FLUXOS E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO FLORESTAL EM CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DA TERRA NO BREJO PARAIBANO (2023–2100)

8.1 Introdução

A valoração de estoques e fluxos de carbono tem se afirmado como uma via para integrar serviços ecossistêmicos ao planejamento territorial, às políticas públicas e às estratégias de mitigação das mudanças climáticas (Hambel; Kraft; Schwartz, 2021; IPCC, 2006, 2018; Lima *et al.*, 2025; Mooney *et al.*, 2025; Moro *et al.*, 2023; Ricke *et al.*, 2018). Nesse conjunto, o sequestro e o armazenamento de carbono se destacam, pois ecossistemas florestais removem dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera e o estocam na biomassa e no solo (Arevalo; Alegre; Vilcahuaman, 2002; IPCC, 2003; Mo *et al.*, 2023; Nogueira *et al.*, 2018). Em regiões tropicais, marcadas por elevados estoques de carbono e por intensas taxas de conversão do uso da terra, a quantificação e a valoração econômica do serviço de sequestro e armazenamento de carbono assumem caráter estratégico (Crivelari-Costa *et al.*, 2023; Harris *et al.*, 2021; Sullivan *et al.*, 2017).

No contexto brasileiro, atribuir valor econômico ao carbono permite converter benefícios ecológicos em indicadores monetários, com aplicação em políticas de compensação, mecanismos de precificação e ações de adaptação e mitigação climática (EPA, 2023; Felix *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2025; Mo *et al.*, 2023). No Brejo Paraibano, essa abordagem é pertinente devido às características físico-ambientais do território e à sua contribuição para a regulação climática (Arruda *et al.*, 2022; Campos; Lima; Costa, 2025; Fidalgo *et al.*, 2023; Moraes *et al.*, 2017). No entanto, pressões associadas à expansão agropecuária e à fragmentação florestal nesse ambiente têm reduzido a capacidade da vegetação nativa de manter estoques de carbono e sustentar serviços ecossistêmicos (Lima; Campos; Costa, 2025; Mayo; Fevereiro, 1982; Sousa; Pereira, 2016).

Apesar da relevância ecológica e climática do Brejo Paraibano, não foram identificados estudos voltados à valoração econômica do carbono na região, seja em diagnósticos atuais, seja em projeções futuras. A literatura disponível se concentra em fragmentação, biodiversidade e mudanças no uso da terra em recortes municipais, mas não lista estimativas integradas de estoque, fluxo e valor econômico do carbono. Também são escassas análises que tratem essa dinâmica sob cenários contrastantes de uso da terra, limitando a compreensão do papel do Brejo Paraibano como sumidouro de carbono nas próximas décadas.

Diante da ausência de análises prospectivas, torna-se necessário avaliar como diferentes estratégias de manejo do território podem influenciar a dinâmica do carbono na região. A integração entre cenários futuros de uso e cobertura da terra, modelagem biofísica e valoração econômica permite estimar a evolução dos estoques e dos fluxos de carbono em contextos contrastantes de desmatamento, conservação e regeneração florestal.

Assim, este capítulo tem como objetivo estimar os estoques e fluxos de carbono associados às transformações da cobertura florestal nativa entre 2023 e 2100, com base nos três cenários simulados (Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II), e realizar sua valoração econômica. A análise busca examinar como esses caminhos afetam a manutenção dos estoques, os fluxos líquidos de carbono e seus valores econômicos, oferecendo subsídios técnicos para políticas de mitigação de emissões, conservação da vegetação nativa e formulação de instrumentos de gestão ambiental aplicáveis ao Brejo Paraibano.

8.2 Material e métodos

Nesta seção, são apresentados os materiais e os procedimentos metodológicos empregados na estimativa dos estoques, fluxos e valores econômicos do carbono florestal no Brejo Paraibano. O percurso metodológico foi estruturado a partir da articulação entre bases de uso e cobertura da terra, dados biofísicos de carbono e ferramentas de modelagem ecológica e econômica. Nos tópicos seguintes, descrevem-se os materiais e instrumentos mobilizados na pesquisa, bem como os procedimentos operacionais adotados.

8.2.1 Materiais e instrumentos

A estimativa e valoração econômica dos estoques e fluxos de carbono no Brejo Paraibano foi conduzida a partir da articulação entre produtos de sensoriamento remoto, bases cartográficas e ferramentas de modelagem ecológica e econômica. Foram utilizados os seguintes materiais e instrumentos:

I) Modelo *Carbon Storage and Sequestration* do software *InVEST*, versão 3.14.0[®], responsável pela estimativa dos estoques e valoração do carbono sequestrado com base no Custo Social do Carbono (CSC) (Natural Capital Project, 2025);

II) Software *ArcMap* 10.2[®], empregado para o pré-processamento dos mapas de uso e cobertura da terra (LULC), e geração dos arquivos raster de entrada compatíveis com o *InVEST*;

III) *Microsoft Excel*[®], utilizado para tabulação das planilhas de saída do *InVEST*,

geração de gráficos e tabelas comparativas entre os cenários;

IV) Mapas de uso e cobertura da terra (LULC) para os cenários Tendencial (CT), Conservacionista I (CC I) e Conservacionista II (CC II), simulados para os anos de 2030, 2040, 2050, 2060, 2070, 2080, 2090 e 2100, com resolução espacial de 30 m, além do mapa de uso e cobertura da terra observado de 2023, com resolução espacial de 30 m, gerado em capítulo anterior;

V) Produto ESA CCI Global Forest Above Ground Biomass v6.0 (2025), com resolução de 100 m, comportando valores de biomassa (t/ha) e seu desvio-padrão, referente ao ano de 2022 (Santoro; Cartus, 2025);

VI) Tabela biofísica de carbono contendo os valores médios de carbono (tC/ha) nos quatro compartimentos para a classe de Vegetação nativa;

VII) Tabela de preços do carbono da EPA (2023), adotando os valores centrais do CSC a 2% de taxa de desconto, expressos em dólares de 2020. Como a série oficial encerra em 2080, os anos subsequentes foram estimados por extrapolação linear da tendência;

VIII) Polígono oficial do Brejo Paraibano, gerado no capítulo de delimitação, utilizado para o recorte espacial e análises subsequentes.

8.2.2 Procedimentos metodológicos

Os procedimentos de valoração de carbono foram estruturados em quatro etapas principais: I) Preparação dos dados de uso e cobertura da terra; II) Construção da tabela biofísica de carbono; III) Modelagem dos estoques e fluxos no *InVEST*; e IV) Valoração econômica com base no Custo Social do Carbono (CSC). A seguir descreve-se cada etapa.

I) Preparação dos dados de uso e cobertura da terra: os mapas de uso e cobertura da terra dos cenários Tendencial, Conservacionista I e Conservacionista II foram submetidos a processamento no *ArcMap* para padronização espacial. Posteriormente, procedeu-se à reclassificação dos dados, mantendo-se exclusivamente a classe Floresta nativa, ao passo que as demais classes foram agregadas e recategorizadas como não-floresta;

II) Construção da tabela biofísica de carbono: nesta etapa, elaborou-se a tabela biofísica de carbono com base em diferentes fontes (Santoro; Cartus, 2025; Santos et al., 2022; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019), contemplando quatro compartimentos: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, solo e matéria morta (Quadro 3). A biomassa acima do solo foi obtida diretamente do produto ESA CCI Global Forest Above Ground Biomass, enquanto a biomassa abaixo do solo foi estimada a partir da biomassa acima do solo

utilizando o fator raiz/parte aérea de 0,28, adotado em diretrizes do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) e também no Inventário Florestal da Paraíba (IPCC, 2006; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019). Todos os valores de biomassa (t/ha) foram convertidos para carbono utilizando o fator 0,50 e, posteriormente, convertidos em CO₂ por meio do fator 3,66 (IPCC, 2006; Malhi; Meir; Brown, 2002). A tabela também foi preenchida para a classe não-floresta, recebendo o valor 0 em todos os compartimentos.

Quadro 3 – Biofísica de carbono para a classe de Floresta nativa

Compartimento	Carbono (tC/ha)	Fonte
Biomassa acima do solo	38,44	(Santoro; Cartus, 2025)
Biomassa abaixo do solo	10,76	(Santoro; Cartus, 2025)
Matéria morta (lenho morto + serrapilheira)	3,20	(Santos <i>et al.</i> , 2022; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019)
Carbono no solo (0-50 cm)	78,00	(SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019)
Carbono total	130,40	Soma dos compartimentos

Fonte: Elaborado pelo autor.

III) Modelagem dos estoques e fluxos de carbono no *InVEST*: em seguida, procedeu-se à modelagem dos estoques e fluxos de carbono no módulo *Carbon Storage and Sequestration* do *InVEST*. O modelo utiliza a tabela biofísica e os mapas de uso e cobertura da terra para estimar o estoque total de carbono no ano-base (2023) e nos anos subsequentes. Na sequência, compara os intervalos decenais, gerando mapas de estoque (tCO₂/ha) e de fluxo líquido (tCO₂/ha), permitindo identificar ganhos e perdas entre períodos. Como o *InVEST* opera com valores médios fixos por classe e não incorpora processos dinâmicos de crescimento, regeneração ou decomposição, os fluxos líquidos estimados refletem apenas as transições entre Floresta nativa e não-floresta, o que constitui uma das limitações do modelo.

IV) Valoração econômica dos fluxos de carbono: por fim, realizou-se a valoração econômica dos fluxos de carbono utilizando a série do CSC publicada pela EPA (EPA, 2023), adotando os valores centrais para a taxa de desconto de 2,0%, expressos em dólares de 2020 (Tabela 17). Esses valores já incorporam a taxa de crescimento anual do valor social do carbono (c), calculada internamente pelos modelos integrados de avaliação utilizados pela EPA.

Tabela 17 – Valores utilizados do Custo Social do Carbono (CSC) por tCO₂ com base no valor do dólar de 2020

Ano	Preço do Carbono (US\$/tCO ₂) – 2%
2023	204
2030	230
2040	267
2050	308
2060	345
2070	375
2080	407
2090	440
2100	473

Fonte: EPA (2023). Nota: os valores de 2090 e 2100 foram obtidos por extrapolação linear a partir da tendência da série publicada pela EPA.

Dado que a EPA disponibiliza valores anuais do CSC e sua variação ao longo do tempo, a valoração econômica foi aplicada diretamente a cada fluxo líquido Q_t , sem o termo c do *InVEST*, para evitar dupla contabilização. Assim, utilizou-se uma forma adaptada da equação de valoração do *InVEST*, mantendo apenas o desconto anual de mercado r , testado em 1,5%, 2,0% e 2,5%, conforme a Equação 5. Na implementação do modelo, o parâmetro *Annual Price Change* foi definido como 0 na interface gráfica do software, com a finalidade de realizar a valoração sem incorporar variação anual do preço. Esse procedimento foi adotado e validado nas execuções do estudo.

$$VP_t = \frac{Q_t \cdot P_t}{(1 + r)^{(t-t_0)}} \quad (5)$$

Onde:

VP_t = valor presente do fluxo no ano t ;

Q_t = fluxo líquido de carbono (tCO₂) no intervalo decenal;

P_t = preço do carbono (US\$/tCO₂) no ano t ;

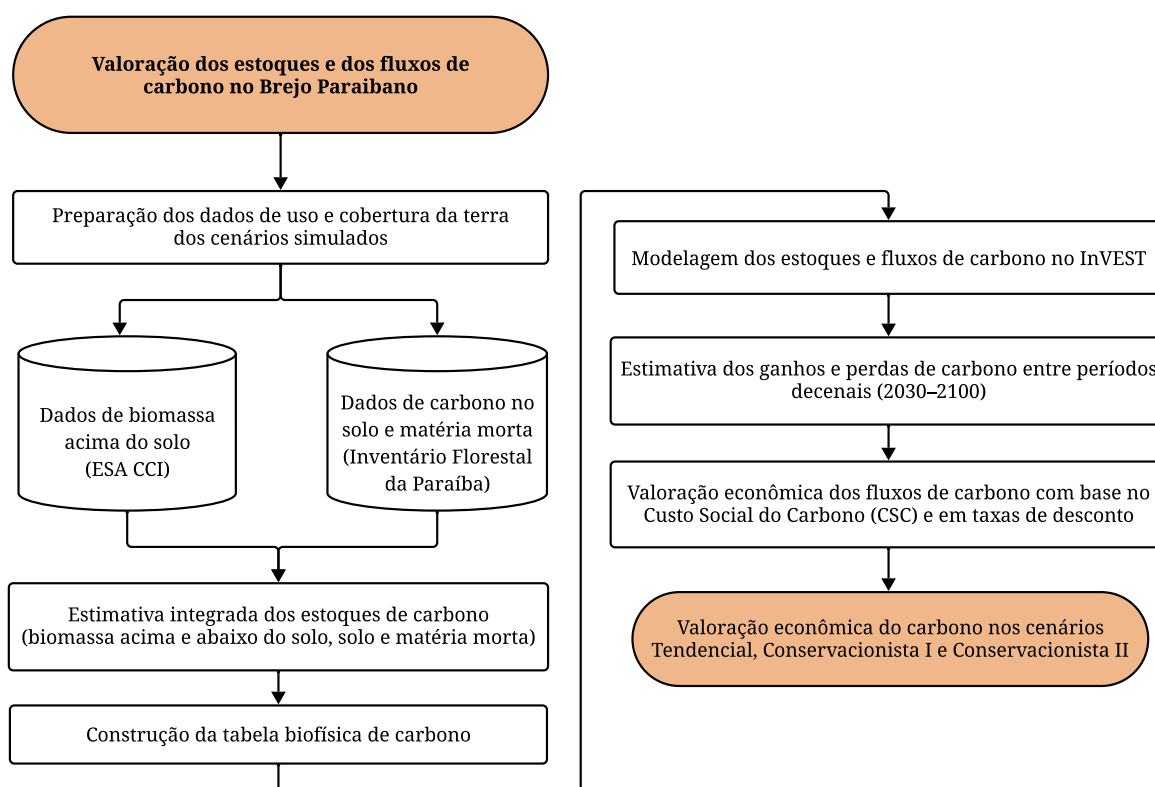
r = taxa anual de desconto de mercado (1,5%, 2% e 2,5%);

t_0 = 2023.

As saídas do *InVEST* incluíram mapas raster de fluxo líquido (tCO₂/ha), mapas de valoração econômica (US\$/ha) e planilhas contendo os valores agregados por cenário e por ano. Os resultados foram organizados e analisados no *Microsoft Excel*, possibilitando a elaboração de gráficos, sínteses comparativas e estimativas acumuladas de estoque, fluxos e valor econômico. Adicionalmente, foram gerados mapas temáticos de biomassa e do seu coeficiente

de variação, fornecendo suporte à interpretação espacial dos estoques. Ressalta-se que apenas o produto de biomassa acima do solo disponibiliza coeficiente de variação. Para os demais compartimentos de biomassa, os valores foram obtidos na literatura, a qual apresenta medidas de dispersão nas respectivas obras consultadas, de modo que não foram adotadas referências com valores elevados de dispersão. Além disso, as unidades de medidas foram padronizadas para MtCO₂ (milhões de toneladas) e US\$ mi (milhões de dólares), de modo a facilitar a leitura e interpretação das saídas. O percurso metodológico das etapas percorridas neste capítulo é apresentado na Figura 40.

Figura 40 – Síntese metodológica das etapas realizadas para valoração do estoque e dos fluxos de carbono nos cenários simulados



Fonte: Elaborado pelo autor.

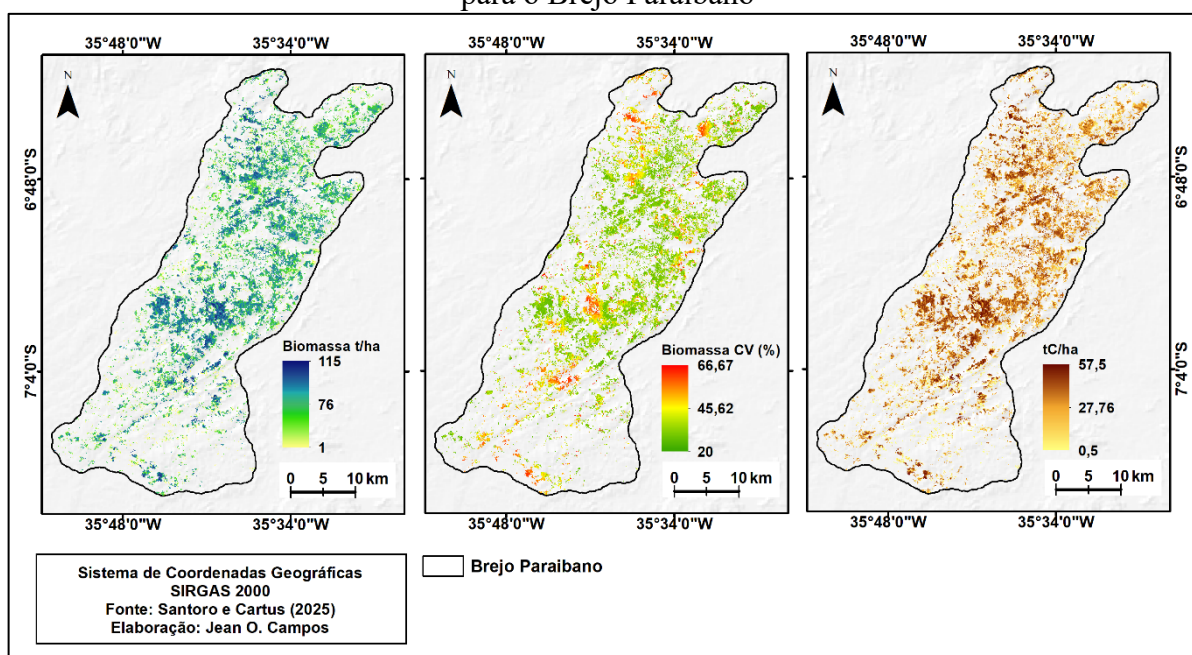
8.3 Resultados

A tendência histórica entre 2013 e 2023 mostra a redução da cobertura florestal no Brejo Paraibano, onde a área passou de 52.302,39 ha para 35.232,46 ha. Nesse intervalo, o estoque total de carbono diminuiu de 25,01 para 16,85 MtCO₂, resultando em uma emissão líquida de 8,16 MtCO₂. Valorada pelo Custo Social do Carbono de 2023 (US\$ 204/tCO₂), a perda em

questão corresponde a um prejuízo econômico estimado em US\$ 1,665 bilhão.

Quanto à contribuição dos compartimentos para o estoque total, o carbono no solo representa o maior reservatório por hectare. Em seguida, destacam-se a biomassa acima do solo, o carbono abaixo do solo e a matéria morta. A espacialização da biomassa acima do solo manifesta variação espacial, com maiores densidades nas maiores manchas florestais, sobretudo em setores mais elevados do relevo no Brejo Paraibano, e menores valores em fragmentos de menores dimensões (Figura 41).

Figura 41 – Biomassa acima do solo, coeficiente de variação (CV) e carbono acima do solo para o Brejo Paraibano

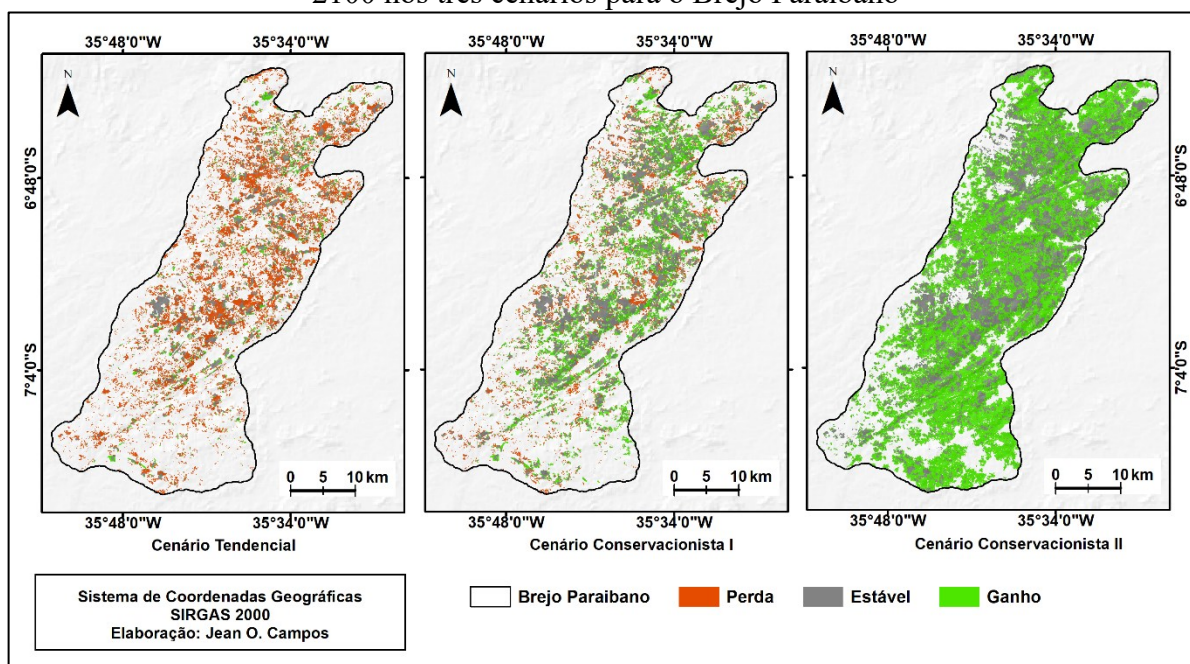


Fonte: Elaborado pelo autor.

Em se tratando das dinâmicas do carbono nos três cenários, ao sobrepor os anos de 2023 e 2100, verificam-se diferenças na distribuição espacial de ganhos, perdas e áreas estáveis (Figura 42). De início, no Cenário Tendencial, predominam áreas de perda em grande parte do Brejo Paraibano, ao mesmo tempo em que os ganhos aparecem de forma pontual, com maior ocorrência nas porções central e norte. As áreas estáveis, por seu turno, também aparecem de forma pontual e se concentram, sobretudo, em setores já protegidos, como o PE Mata do Pau-Ferro e Reservas Legais em propriedades privadas.

Para o Conservacionista I, há maior presença de áreas de ganho distribuídas na extensão do polígono, ao passo que as perdas se restringem a fragmentos menores inseridos em perímetros de pastagem. Por outro lado, nesse cenário, áreas estáveis são mais extensas e se destacam principalmente nas regiões central e norte do Brejo Paraibano.

Figura 42 – Áreas de perda, ganho e estabilidade de carbono florestal entre os anos de 2023 e 2100 nos três cenários para o Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

No terceiro cenário, a cobertura florestal aumenta em toda a extensão do Brejo Paraibano e, ao final da série, supera a área mensurada em 2023. Com a ausência de desmatamento, esse aumento ocorre pela conversão de áreas de pastagem em vegetação nativa. As áreas classificadas como estáveis também ocupam maior extensão do que no Cenário Tendencial e se concentram nas áreas protegidas e no seu entorno imediato (Figura 42).

Quanto à dinâmica de ganhos e perdas de carbono, os cenários apresentam trajetórias distintas. Inicialmente, no Cenário Tendencial, a área florestal diminui de 35.232,46 ha (2023) para 13.697,46 ha (2100), indicando redução contínua nas décadas seguintes (Tabela 18).

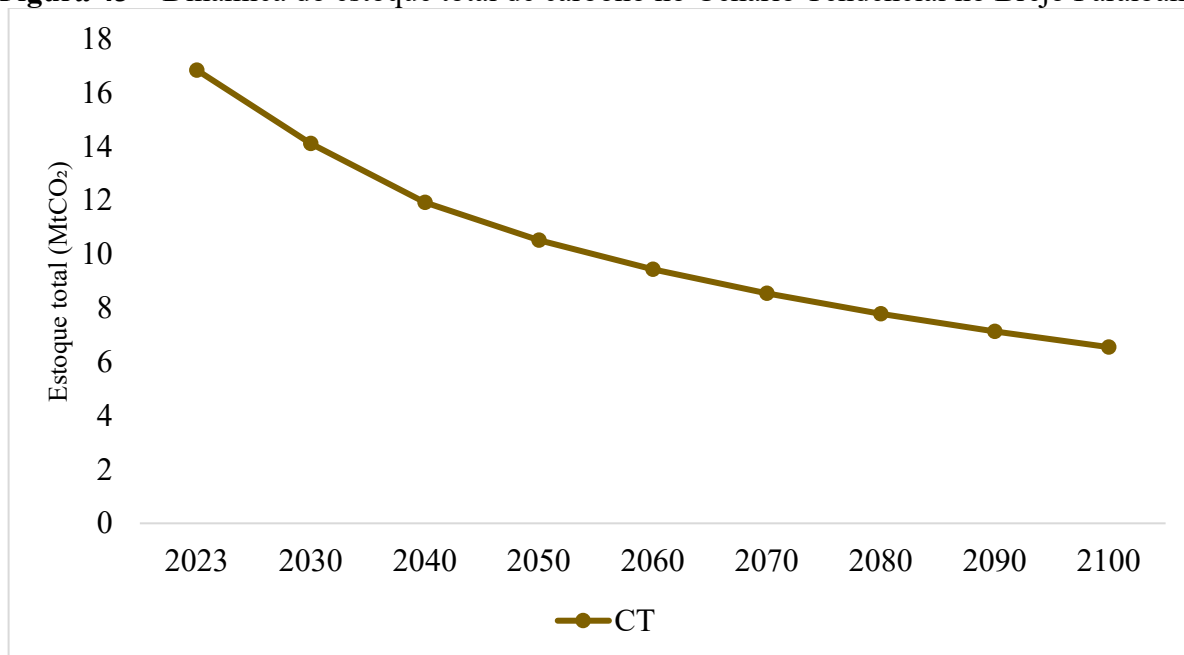
Tabela 18 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano (2023–2100)

Ano	Área florestal (ha)	Estoque total (MtCO ₂)	Fluxo (MtCO ₂)	VN (US\$ mi)	VP 1,5% (US\$ mi)	VP 2% (US\$ mi)	VP 2,5% (US\$ mi)
2023	35232,46	16,85	-	-	-	-	-
2030	29519,73	14,12	-2,73	-628,27	-566,09	-546,95	-528,55
2040	24955,02	11,93	-2,18	-582,78	-452,46	-416,20	-383,00
2050	22012,29	10,53	-1,41	-433,39	-289,93	-253,91	-222,50
2060	19740,78	9,44	-1,09	-374,72	-216,01	-180,10	-150,29
2070	17879,13	8,55	-0,89	-333,82	-165,81	-131,61	-104,59
2080	16296,39	7,79	-0,76	-308,02	-131,83	-99,63	-75,39
2090	14917,77	7,13	-0,66	-290,05	-106,97	-76,96	-55,46
2100	13697,46	6,55	-0,58	-276,00	-87,70	-60,08	-41,23

Fonte: Elaborado pelo autor.

O estoque total de carbono segue a tendência evidenciada, reduzindo-se de 16,85 MtCO₂ em 2023 para 6,55 MtCO₂ em 2100, com fluxos negativos em todos os intervalos analisados (Figura 43). As maiores perdas ocorrem nas primeiras décadas, registrando perda de 2,73 MtCO₂ entre 2023 e 2030, com redução gradual nas décadas seguintes. Dessa forma, o cenário em questão exibe uma redução sucessiva da cobertura florestal e do estoque de carbono.

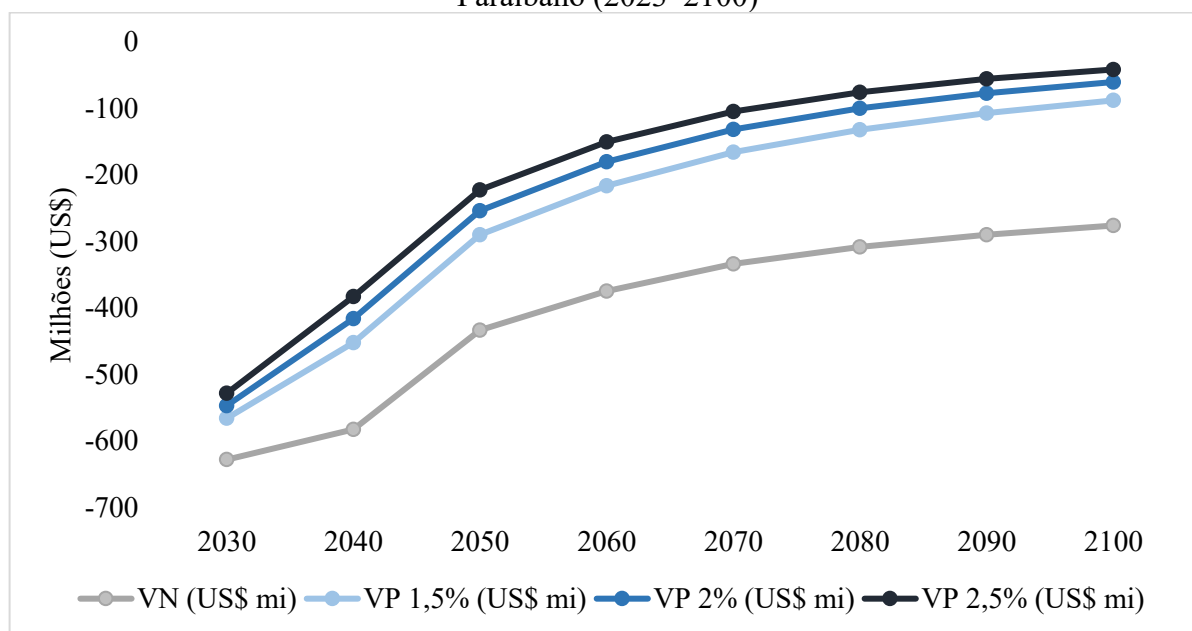
Figura 43 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores econômicos do Cenário Tendencial acompanham o padrão dos fluxos negativos de carbono. O valor nominal é de -US\$ 628,27 milhões em 2030 e reduz-se gradualmente para -US\$ 276,00 milhões em 2100 (Figura 44). Os valores presentes, calculados para as taxas de desconto testadas, permanecem negativos em todo o período e indicam redução gradual da magnitude das perdas. No acumulado de 2030–2100, o prejuízo é de cerca de -US\$ 3,23 bilhões em valores nominais. Em valor presente, o prejuízo acumulado varia de -US\$ 1,56 bilhão a -US\$ 2,02 bilhões, conforme a taxa de desconto considerada.

Figura 44 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Tendencial no Brejo Paraibano (2023–2100)



Fonte: Elaborado pelo autor.

No Cenário Conservacionista I, a área florestal aumenta de 35.232,46 ha em 2023 para 41.032,62 ha em 2100, com crescimento ao longo das décadas (Tabela 19). O estoque total de carbono acompanha esse comportamento, mudando de 16,85 para 19,62 MtCO₂ no mesmo intervalo. Os fluxos permanecem positivos em todos os períodos, com maiores acréscimos quantificados entre 2023 e 2040, quando os valores atingem 0,52 MtCO₂ nos dois primeiros intervalos decenais.

Tabela 19 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100)

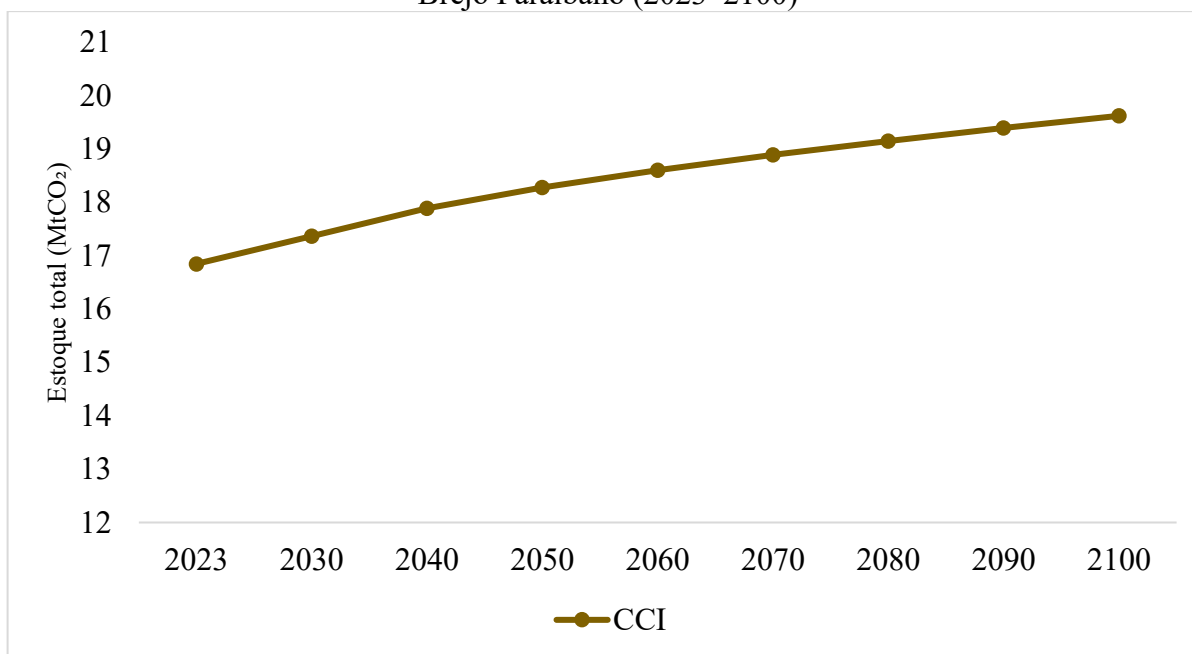
Ano	Área florestal (ha)	Estoque total (MtCO ₂)	Fluxo (MtCO ₂)	VN (US\$ mi)	VP 1,5% (US\$ mi)	VP 2% (US\$ mi)	VP 2,5% (US\$ mi)
2023	35232,46	16,85	-	-	-	-	-
2030	36316,26	17,37	0,52	119,19	107,40	103,77	100,27
2040	37407,15	17,89	0,52	139,27	108,13	99,46	91,53
2050	38228,13	18,28	0,39	120,91	80,89	70,84	62,08
2060	38908,44	18,60	0,33	112,23	64,69	53,94	45,01
2070	39505,50	18,89	0,29	107,06	53,18	42,21	33,54
2080	40048,56	19,15	0,26	105,69	45,23	34,18	25,87
2090	40553,91	19,39	0,24	106,32	39,21	28,21	20,33
2100	41032,62	19,62	0,23	108,27	34,41	23,57	16,17

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na série temporal do estoque total de carbono, o cenário experimenta aumento ao longo de todo o período, com redução do ritmo de crescimento nas décadas finais (Figura 45). A partir

de 2090, o estoque supera 19 MtCO₂ e permanece acima desse patamar até 2100, indicando continuidade do ganho e manutenção do nível alcançado no fim da série.

Figura 45 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100)

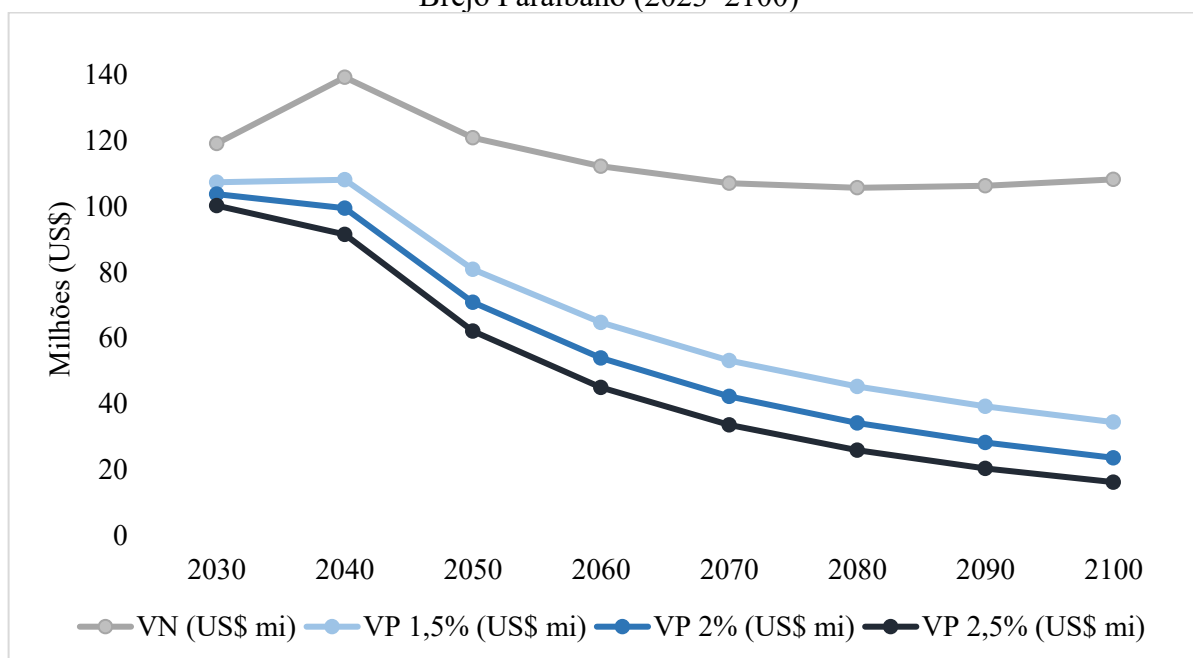


Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores econômicos associados aos ganhos de carbono permanecem positivos em todas as décadas (Figura 46). O valor nominal é de US\$ 119,19 milhões em 2030 e chega a US\$ 108,27 milhões em 2100, com variação moderada ao longo do período. Já os valores presentes diminuem gradualmente com o horizonte temporal, mas permanecem positivos em todas as taxas de desconto avaliadas.

No acumulado, os fluxos positivos correspondem a US\$ 918,95 milhões em valores nominais entre 2030 e 2100. Atualizados para valor presente, esses ganhos variam entre US\$ 394,8 milhões e US\$ 533,1 milhões, conforme a taxa de desconto.

Figura 46 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Conservacionista I no Brejo Paraibano (2023–2100)



Fonte: Elaborado pelo autor.

O Cenário Conservacionista II, por sua vez, registra aumento contínuo da área florestal no horizonte analisado. A cobertura florestal muda de 35.232,46 ha em 2023 para 104.077,50 ha em 2100, configurando o maior incremento entre os cenários (Tabela 20). O estoque total de carbono acompanha essa variação, elevando-se de 16,85 MtCO₂ para 49,77 MtCO₂ no mesmo período. Os fluxos permanecem positivos em todas as décadas, com os maiores acréscimos concentrados em 2040 e 2050. A partir de 2060, os fluxos passam a diminuir de forma gradual, chegando a 2,68 MtCO₂ em 2100, indicando redução do ritmo de acúmulo de carbono nas décadas finais.

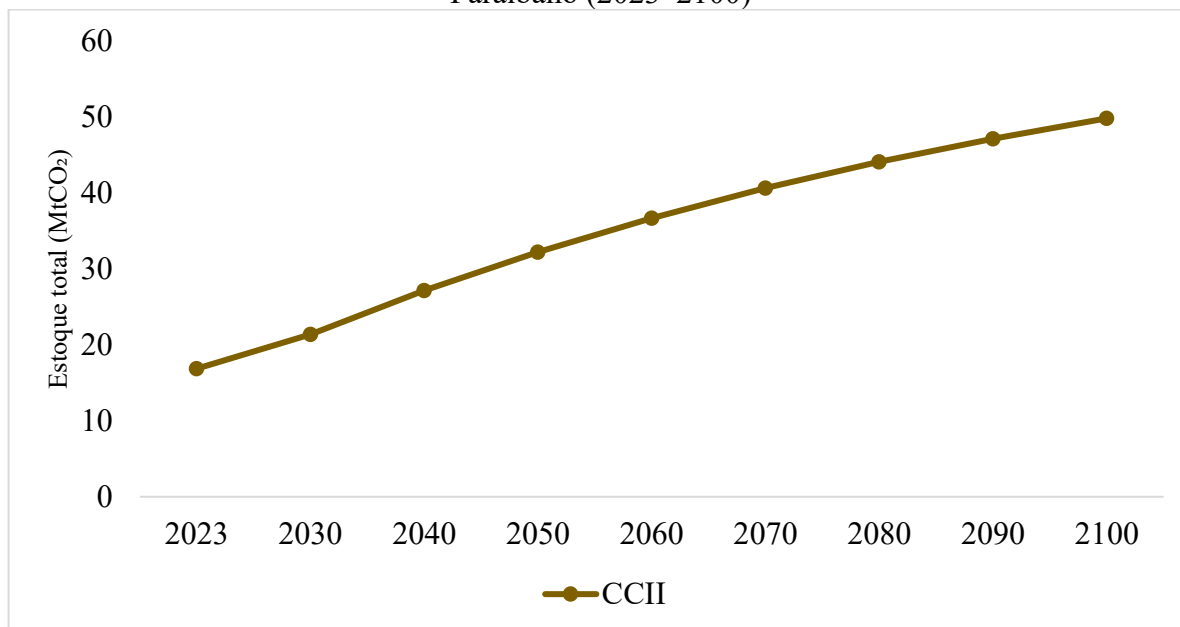
Tabela 20 – Área florestal, estoque total, fluxo e valores econômicos no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100)

Ano	Área florestal (ha)	Estoque total (MtCO ₂)	Fluxo (MtCO ₂)	VN (US\$ mi)	VP 1,5% (US\$ mi)	VP 2% (US\$ mi)	VP 2,5% (US\$ mi)
2023	35232,46	16,85	0,00	0	0	0	0
2030	44630,64	21,34	4,49	1033,59	931,29	899,80	869,53
2040	56696,28	27,11	5,77	1540,42	1195,96	1100,11	1012,36
2050	67304,22	32,18	5,07	1562,28	1045,14	915,28	802,08
2060	76643,25	36,65	4,47	1540,63	888,09	740,44	617,90
2070	84864,21	40,58	3,93	1474,12	732,20	581,20	461,86
2080	92100,75	44,04	3,46	1408,33	602,75	455,51	344,70
2090	98472,57	47,09	3,05	1340,58	494,39	355,70	256,33
2100	104077,50	49,77	2,68	1267,68	402,83	275,93	189,35

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação à dinâmica do estoque total de carbono no CC II, observa-se um percurso de aumento ao longo de todo o período entre 2023 e 2100 (Figura 47). Os incrementos concentram-se nas primeiras décadas, com maior intensidade até 2050, quando os fluxos de carbono atingem seus maiores valores. A partir de 2060, o crescimento do estoque permanece positivo, porém com acréscimos menores em cada intervalo decenal, evidenciando redução gradual do ritmo de acumulação. Tal padrão sugere que, embora a cobertura florestal continue se expandindo até o final do horizonte analisado, os ganhos líquidos de carbono por década tendem a diminuir nas décadas finais.

Figura 47 – Dinâmica do estoque total de carbono no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100)

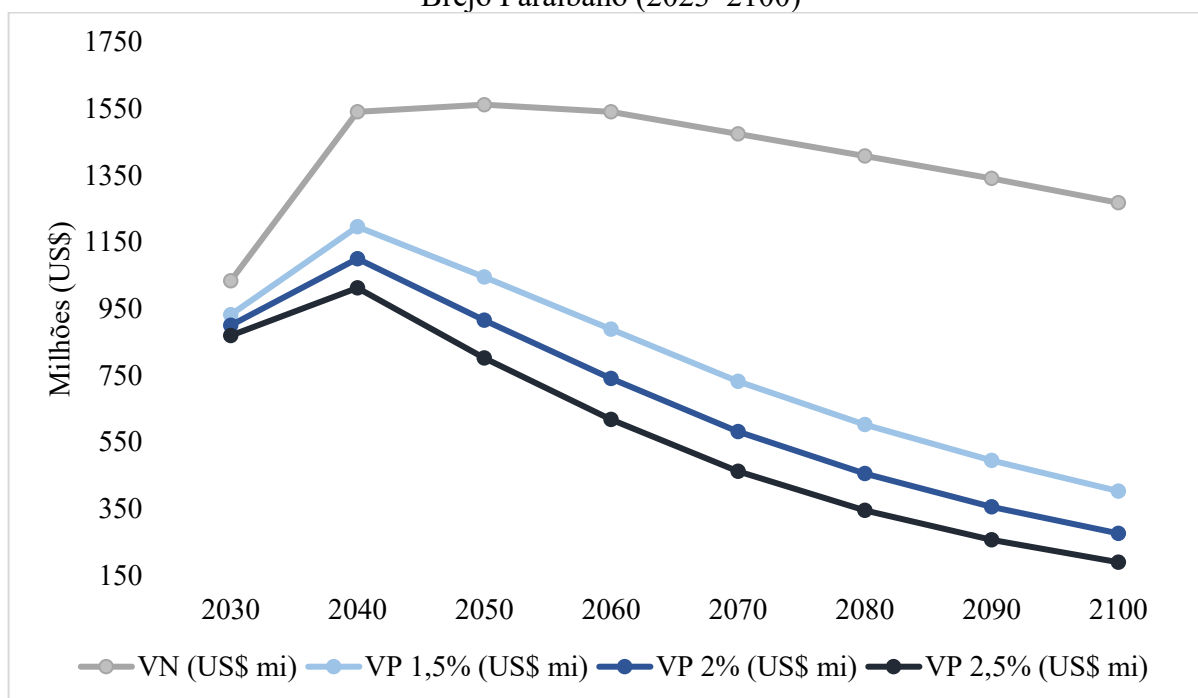


Fonte: Elaborado pelo autor.

Neste cenário, o valor nominal permanece positivo em todos os anos, partindo de US\$ 1.033,59 milhões em 2030 e atingindo seu ponto máximo em 2050, com US\$ 1.562,28 milhões. A partir daí, há redução gradual, chegando a US\$ 1.267,68 milhões em 2100 (Figura 48). Os valores presentes, calculados para 1,5%, 2,0% e 2,5%, também permanecem positivos. O pico ocorre em 2040 e, após esse ponto, observa-se queda contínua até 2100, quando os VPs atingem US\$ 402,83 milhões (1,5%), US\$ 275,93 milhões (2,0%) e US\$ 189,35 milhões (2,5%).

No que se refere aos valores acumulados, o ganho econômico é de aproximadamente US\$ 11,17 bilhões em valores nominais. Em valor presente, o total acumulado varia entre US\$ 4,55 bilhões e US\$ 6,29 bilhões, conforme a taxa.

Figura 48 – Variação temporal dos valores econômicos no Cenário Conservacionista II no Brejo Paraibano (2023–2100)

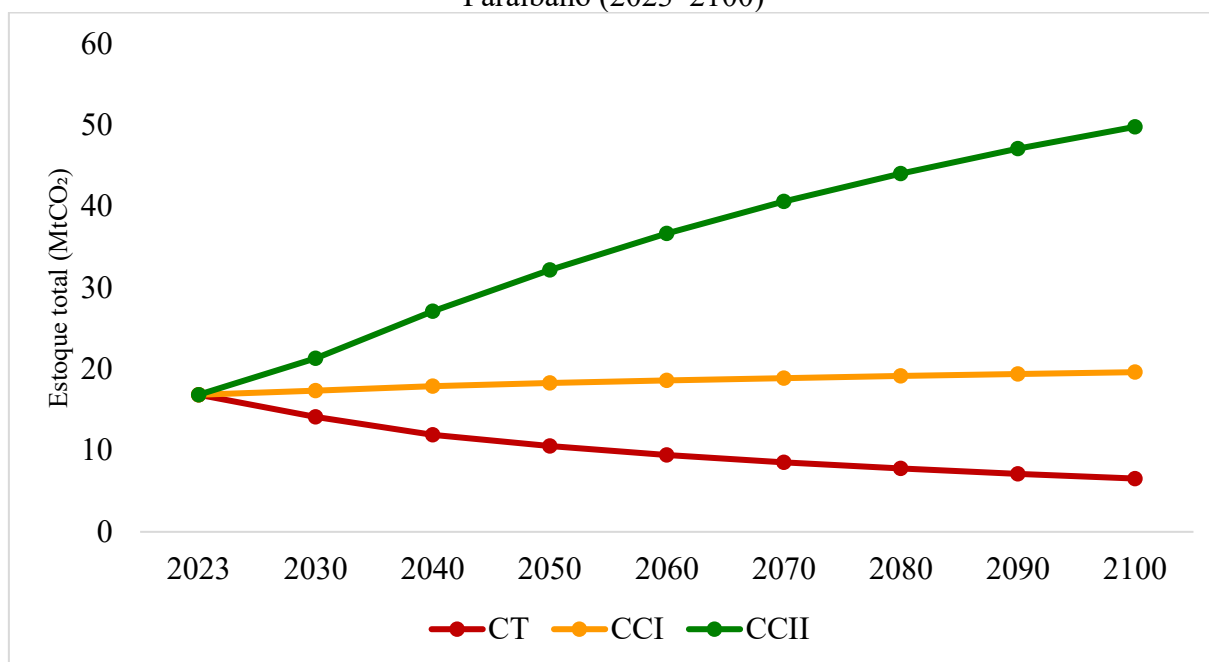


Fonte: Elaborado pelo autor.

A evolução do estoque total de carbono nos três cenários projetados para o Brejo Paraibano entre 2023 e 2100 é ilustrada na Figura 49. Os cenários exibem as seguintes características: o CT descreve redução contínua dos estoques e o CC I mostra relativa estabilidade, com tendência de crescimento. Por último, o CC II exibe uma expansão considerável ao longo do período, resultado do progressivo aumento de área da vegetação nativa.

No CT, o estoque diminui continuamente, passando de 16,85 MtCO₂ em 2023 para 6,55 MtCO₂ em 2100. No CC I, observa-se manutenção próxima da linha de base, com aumento gradual até cerca de 19,62 MtCO₂ em 2100. Já no CC II, há crescimento contínuo do estoque ao longo da série, elevando-se de 16,85 MtCO₂ para 49,77 MtCO₂, o maior aumento entre os cenários, associado à ampliação da área florestal simulada.

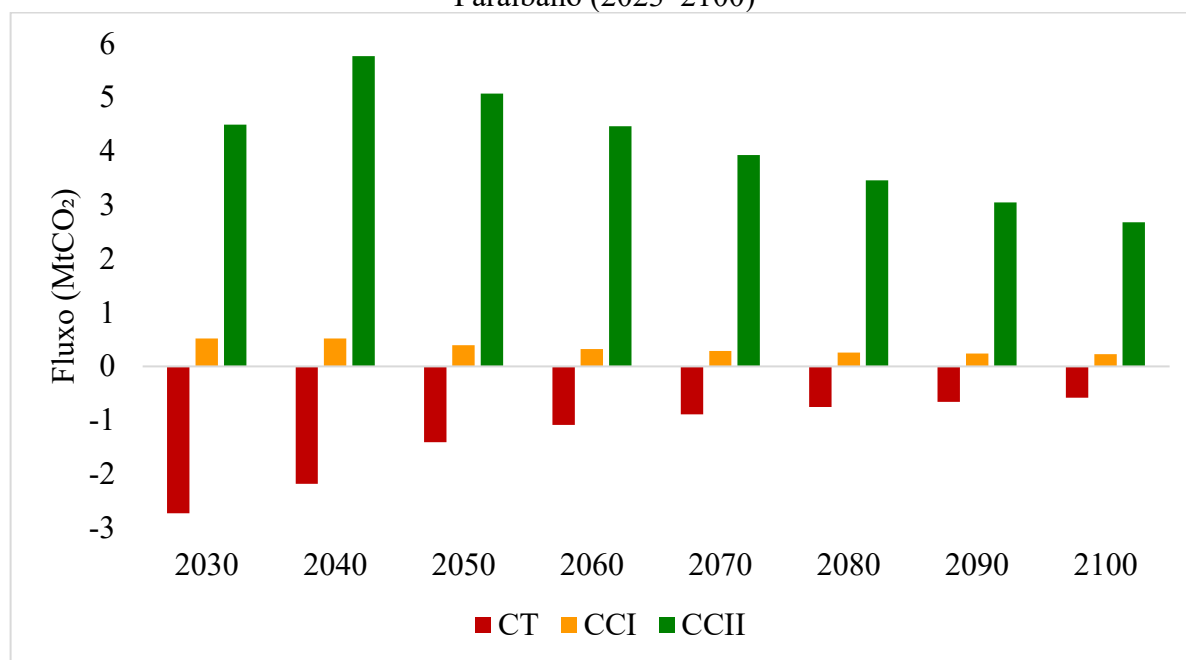
Figura 49 – Evolução do estoque total de carbono nos três cenários simulados para o Brejo Paraibano (2023–2100)



Fonte: Elaborado pelo autor.

A dinâmica dos fluxos de carbono reitera o contraste entre os cenários (Figura 50). No Cenário Tendencial, os fluxos permanecem negativos em todos os intervalos, indicando emissões líquidas contínuas, com maior intensidade nas primeiras décadas e redução gradual da magnitude ao longo do tempo. No Cenário Conservacionista I, os fluxos são positivos em toda a série, porém de pequena magnitude e com variação limitada entre as décadas, indicando ganhos modestos e contínuos. No Cenário Conservacionista II, os fluxos também se mantêm positivos em todo o período, com valores mais altos nas décadas iniciais e declínio gradual a partir de meados do período avaliado.

Figura 50 – Comparação dos fluxos de carbono nos três cenários simulados para o Brejo Paraibano (2023–2100)



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os números encontrados para o Brejo Paraibano indicam diferenças claras entre os cenários quanto à área florestal e ao estoque total de carbono. As áreas protegidas, como o PE Mata do Pau-Ferro, e as Reservas Legais concentram parcelas importantes das áreas que permanecem como vegetação nativa ao longo do período, aparecendo de forma recorrente como zonas estáveis nos mapas. As mudanças nos estoques acompanham as transições simuladas entre Floresta nativa e não-floresta.

No Cenário Tendencial, a redução da área florestal entre 2023 e 2100 se traduz em fluxos líquidos negativos em todos os intervalos decenais e queda contínua do estoque total. No Cenário Conservacionista I, os fluxos são positivos em todas as décadas, com aumento gradual do estoque e aproximação de números mais estáveis nas décadas finais. No Cenário Conservacionista II, os ganhos são positivos em todo o período, com maiores acréscimos nas primeiras décadas e redução dos fluxos nas décadas seguintes, mantendo, ainda assim, crescimento do estoque até 2100.

8.4 Discussão

Os valores encontrados mostram variações nos estoques e nos fluxos de carbono entre os cenários de uso e cobertura da terra simulados para o Brejo Paraibano, indicando que mudanças no manejo do território alteram a contribuição da Floresta nativa para o

armazenamento e o sequestro de carbono. A comparação entre cenários também permite localizar onde ocorrem perdas, ganhos e áreas com pouca mudança, evidenciando o papel das áreas protegidas na manutenção de estoques e na redução de emissões associadas à conversão da vegetação (Crivelari-Costa *et al.*, 2023; Fidalgo *et al.*, 2023; Zimbres *et al.*, 2024).

Em escala global, os resultados encontrados dialogam com a literatura que aponta o uso da terra como componente importante das emissões em ecossistemas tropicais (Brinck *et al.*, 2017; Heinrich *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2022). Sem medidas de mitigação, a conversão florestal tende a manter participação relevante nas emissões e a reduzir serviços ecossistêmicos associados à vegetação (Harris *et al.*, 2021; Lima *et al.*, 2025; Longo *et al.*, 2016). No Brejo Paraibano, por estar inserido em uma zona de transição para o semiárido, mudanças no uso da terra podem acelerar a perda de cobertura florestal e reduzir a manutenção de estoques de carbono nos remanescentes de Mata Atlântica.

No Cenário Tendencial, o estoque total de carbono diminui de 16,85 MtCO₂ em 2023 para 6,55 MtCO₂ em 2100, redução que decorre da conversão contínua de floresta para usos agropecuários, coerente com o histórico de uso da terra na região (Campos; Lima; Costa, 2025; Mayo; Fevereiro, 1982). O prejuízo acumulado, da ordem de US\$ 3,2 bilhões em valores nominais, resulta das emissões associadas a essa conversão. Resultados semelhantes foram observados na Sub-bacia do Rio Vermelho (MT), onde o *InVEST* indicou perdas econômicas vinculadas às mudanças no uso e cobertura da terra entre 2000 e 2020, associadas à conversão de áreas florestais e à redução dos estoques de carbono (Lima *et al.*, 2025).

Por outro lado, os cenários conservacionistas explicitam ganhos de carbono ao longo do período analisado, como consequência do aumento da área de vegetação nativa. No CC I, os estoques chegam a 19,62 MtCO₂ em 2100, enquanto no CC II alcançam 49,77 MtCO₂. Na valoração econômica, o CC II concentra os maiores ganhos: os valores nominais anuais ultrapassam US\$ 1,5 bilhão em 2040 e somam mais de US\$ 11 bilhões no acumulado do período. Assim, as estimativas reforçam o papel da recomposição florestal na mitigação de emissões (Broggio *et al.*, 2024; Nwaogu *et al.*, 2025; Soares *et al.*, 2025).

Nesses dois cenários, a distribuição espacial das mudanças indica avanço da vegetação nativa em áreas adjacentes aos remanescentes florestais e encostas, favorecendo a reconexão estrutural e a formação de corredores ecológicos. Por outro lado, áreas com relevo suave ondulado a ondulado e pastagens consolidadas exibiram baixos indícios de regeneração, a exemplo de setores a oeste, entre Lagoa Seca, Remígio e Alagoa Nova, o que sugere a necessidade de incentivos e programas direcionados de restauração da vegetação nativa. O padrão espacial identificado está em consonância com as limitações à regeneração natural já

observadas em outras investigações (Fonsêca *et al.*, 2024; Zimbres *et al.*, 2024).

A valoração econômica com base no CSC permitiu converter os fluxos líquidos de CO₂ de cada cenário em valores monetários comparáveis ao longo do tempo. No Cenário Tendencial, os prejuízos decorrem diretamente das emissões associadas à conversão florestal. Nos cenários conservacionistas, por sua vez, os ganhos se acumulam, porque a recomposição florestal aumenta o carbono retido e reduz as emissões por conversão, com destaque para o CC II. Ao incorporar o CSC, a análise aproxima a dinâmica do carbono do campo de decisão público e econômico, ao explicitar custos e benefícios sociais ligados às mudanças de uso da terra, como discutido em estudos recentes (Hambel; Kraft; Schwartz, 2021; Lima *et al.*, 2025; Mo *et al.*, 2023; Ricke *et al.*, 2018). Nesse enquadramento, os resultados sustentam que políticas de conservação e restauração tendem a ampliar o valor associado ao serviço de mitigação climática por elevarem o saldo de carbono retido na paisagem (Lima; Fernandes, 2021; Lima *et al.*, 2025).

Os valores observados também exprimem que a estabilidade dos estoques de carbono se concentra em áreas com Unidades de Conservação, como o PE Mata do Pau-Ferro e a APA do Roncador, que tendem a limitar a conversão do uso da terra. No entorno dessas áreas, os ganhos de cobertura florestal aparecem com maior frequência, sugerindo que a proximidade com remanescentes protegidos favorece a expansão da vegetação e, com isso, amplia o carbono retido na paisagem, sobretudo quando combinada a práticas de manejo e restauração (Assis; Faria; Bayer, 2021; Liang *et al.*, 2023). Em termos de planejamento, os cenários conservacionistas assinalam que o Brejo Paraibano pode operar como sumidouro líquido de carbono quando a redução da conversão e a regeneração são mantidas ao longo do tempo. Nesse sentido, a articulação entre cenários, estimativas biofísicas e valoração econômica oferece um referencial que pode orientar prioridades espaciais de conservação e restauração e subsidiar políticas alinhadas a metas climáticas e à manutenção de serviços ecossistêmicos (Benício *et al.*, 2023; Caballero *et al.*, 2023; Duncanson *et al.*, 2023).

Embora a análise tenha se concentrado na Floresta nativa, os sistemas agropecuários também armazenam carbono no Brejo Paraibano, sobretudo no solo. Como parte relevante das transições simuladas envolve a conversão de floresta em não-floresta, em especial pastagens, há perda do estoque associado à biomassa arbórea, enquanto outra parcela pode permanecer no solo e, em menor medida, na biomassa herbácea. Ainda assim, a conversão e o manejo tendem a afetar todos os compartimentos, porque a estabilidade do carbono no solo depende da manutenção da cobertura vegetal. Considerando que os solos sob Mata Atlântica constituem um dos principais reservatórios de carbono na Paraíba, processos de degradação no Brejo

Paraibano podem ampliar emissões adicionais quando não acompanhados de práticas de manejo conservacionista.

Contudo, é importante reconhecer as limitações do modelo *InVEST* utilizado neste estudo, pois opera com valores médios fixos de carbono por classe de uso e cobertura da terra e não incorpora variações espaciais, sazonais e biogeoquímicas mais complexas. Por esse motivo, pode haver subestimação ou superestimação dos estoques reais, principalmente em contextos marcados por heterogeneidade ambiental. Além disso, a ausência de inventários locais detalhados sobre carbono do solo e biomassa subterrânea impõe margens adicionais de incerteza. Ainda assim, o modelo se mostrou útil como ferramenta de comparação entre cenários e de apoio à decisão, em especial, em análises prospectivas e em situações com limitações de dados de campo.

A redução dessas limitações pode ser buscada por meio da integração de modelos dinâmicos, como o *Dinamica EGO*, com dados regionais mais precisos provenientes de inventários florestais, pesquisas locais e sensores remotos de alta resolução, além da estratificação das classes de floresta por idade ou condição sucessional. Desse modo, a abordagem integrada pode fortalecer a capacidade preditiva e oferecer projeções mais robustas para subsidiar políticas públicas.

8.5 Considerações finais do capítulo

Os estoques e os fluxos de carbono no Brejo Paraibano variam conforme as trajetórias de uso e cobertura da terra, de modo que políticas de manejo e conservação podem condicionar o balanço entre emissões e remoções de CO₂. A comparação entre os três cenários assinala que decisões territoriais adotadas no presente repercutem nas décadas seguintes, alterando a área de Floresta nativa, o estoque total e o fluxo líquido de carbono.

No Cenário Tendencial, a redução da cobertura florestal leva à diminuição dos estoques e à geração de perdas econômicas associadas às emissões. Porém, nos cenários conservacionistas, a redução da conversão e a expansão da vegetação nativa aumentam o carbono retido na paisagem e produzem ganhos econômicos, pois elevam a remoção líquida e evitam emissões. Dessa forma, as evidências demonstram que a restauração florestal, o controle do desmatamento e a manutenção de remanescentes têm efeito direto sobre o sequestro e armazenamento de carbono na paisagem.

A análise espacial assinala a maior estabilidade da vegetação nativa em áreas legalmente protegidas e em setores de relevo mais acidentado, onde a aptidão agropecuária é menor. Em

contraste, áreas de relevo suave, ocupadas por pastagens e monoculturas, concentram as principais zonas de conversão e os maiores riscos de perda de carbono, o que indica prioridades para contenção da mudança de uso e para ações de restauração.

Nesse contexto, os cenários conservacionistas indicam que a recuperação da vegetação nativa e o fortalecimento de áreas protegidas, como o PE Mata do Pau-Ferro, a APA do Roncador e a ARIE Goiamunduba, contribuem para ampliar o carbono retido na paisagem e reduzir a conversão no entorno. A manutenção desses ganhos depende da combinação entre proteção, instrumentos de gestão territorial e ações de restauração ativa, com participação de atores locais.

Do ponto de vista econômico, a aplicação do Custo Social do Carbono permitiu converter fluxos líquidos de CO₂ em valores monetários comparáveis entre cenários, apontando os prejuízos associados às emissões e os ganhos associados à conservação e à restauração. Ao monetizar custos e benefícios sociais, o CSC amplia a capacidade de comunicar impactos e apoiar decisões de política pública e instrumentos de incentivo.

Por fim, os números estimados sugerem que o Brejo Paraibano tem contribuição relevante no sequestro de carbono e no apoio à mitigação das mudanças climáticas no Nordeste semiárido. Nesse contexto, a conservação e a restauração florestal contribuem para manter estoques de carbono e reduzir emissões associadas à conversão da vegetação, ao mesmo tempo em que podem abrir espaço para estratégias de desenvolvimento vinculadas a serviços ecossistêmicos. Além disso, a adoção de percursos conservacionistas, quando apoiada por políticas públicas e instrumentos de incentivo, pode ampliar a função do Brejo Paraibano como sumidouro de carbono no estado da Paraíba, articulando conservação e benefícios sociais. Assim, os achados deste capítulo podem subsidiar a formulação de políticas territoriais voltadas ao planejamento ambiental.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho propôs uma delimitação do Brejo Paraibano com base em critérios ambientais, em resposta à ausência, na literatura, de um polígono construído a partir de atributos ambientais. O recorte obtido reduz a dependência de limites político-administrativos e oferece uma referência para interpretar padrões de uso e cobertura da terra, considerando a presença de formações florestais e condições hídricas distintas do entorno semiárido. Esse resultado também permite reavaliar a associação de determinados municípios ao sistema ambiental do Brejo Paraibano.

Com o polígono como base, os cenários prospectivos de uso e cobertura da terra indicam percursos contrastantes para a vegetação nativa. Mantidas as tendências históricas, a agropecuária tende a permanecer como o principal vetor associado à perda e à fragmentação florestal. Nos cenários conservacionistas, a redução da conversão e a regeneração ampliam a permanência e a recuperação da cobertura florestal. Os contrastes ajudam a explicitar que escolhas de manejo territorial no presente influenciam a estrutura da paisagem ao longo das próximas décadas.

As métricas de paisagem sintetizam essas trajetórias ao indicar aumento da fragmentação quando a conversão se mantém e uma melhora relativa quando há contenção do desmatamento e recomposição da vegetação. Como a fragmentação se relaciona a processos ecológicos e à oferta de serviços ecossistêmicos, os resultados expõem a importância de incorporar padrões espaciais no planejamento ambiental quando se busca definir áreas prioritárias para conservação, recuperação e conectividade.

A análise de carbono, por sua vez, aponta que cenários de conversão florestal implicam perdas de estoque e fluxos líquidos associados a emissões, ao passo que percursos conservacionistas tendem a favorecer ganhos. A valoração econômica dos fluxos de carbono, aplicada aos cenários, traduz essas diferenças em valores comparáveis no tempo e pode apoiar a discussão sobre custos e benefícios sociais associados a decisões de uso da terra. Os números não substituem avaliações locais de viabilidade, mas contribuem para a discussão sobre conservação e restauração como componentes de estratégias de mitigação.

Em termos metodológicos, o trabalho articula delimitação ambiental, cenários de uso da terra, métricas de paisagem e valoração do carbono em um encadeamento que pode ser adaptado a outros brejos de altitude e paisagens de exceção no Nordeste brasileiro. A aplicação em outras áreas, no entanto, deve considerar diferenças de dados disponíveis, dinâmicas produtivas e instrumentos de conservação.

A interpretação dos resultados encontrados também deve levar em conta as limitações inerentes aos modelos e aos insumos utilizados, incluindo a representação estática de estoques por classe, a disponibilidade de dados locais de biomassa e carbono do solo e as incertezas associadas aos cenários. Ainda assim, a abordagem se mostra oportuna para comparar trajetórias e organizar evidências que podem subsidiar planejamento territorial e políticas ambientais.

Como encaminhamentos, estudos futuros podem avançar com inventários locais mais detalhados de biomassa e carbono do solo, integração com modelos dinâmicos e avaliação de cenários que incorporem práticas de manejo sustentável e diferentes arranjos produtivos. Esses aprimoramentos podem reduzir incertezas, refinar projeções e ampliar a utilidade dos resultados para decisões públicas e iniciativas de restauração.

As questões de pesquisa apresentadas na introdução foram tratadas ao longo dos capítulos, que permitiram delimitar a extensão ambiental do Brejo Paraibano, simular as mudanças no uso e cobertura da terra e, a partir delas, identificar as classes associadas às perdas e aos ganhos de vegetação nativa até 2100, avaliar a dinâmica da fragmentação florestal nos cenários simulados, estimar os estoques e fluxos de carbono e realizar sua valoração econômica. Nesse sentido, tanto o objetivo geral, voltado à análise da dinâmica espacial futura da cobertura florestal nativa, das mudanças nos estoques e fluxos de carbono e de sua valoração econômica no Brejo Paraibano entre 2023 e 2100, quanto os objetivos específicos foram contemplados pelas análises realizadas.

As evidências também se mostram compatíveis com as hipóteses propostas: (I) a delimitação resultou em um recorte ambiental que reforça a interpretação das unidades de Brejo de Altitude na Paraíba como um sistema natural contínuo, com extensão superior a mil quilômetros quadrados; (II) a agropecuária confirmou-se como a principal classe associada às perdas de vegetação nativa no Cenário Tendencial, enquanto os cenários conservacionistas favoreceram ganhos de cobertura florestal por meio da conversão de áreas agropecuárias em vegetação nativa; (III) o CT intensificou a perda e a fragmentação florestal, enquanto os cenários CC I e CC II favoreceram ganhos de conectividade; (IV) estoques e fluxos reduziram-se no CT e aumentaram nos cenários conservacionistas; e (V) a valoração econômica indicou perdas no CT e ganhos nos cenários conservacionistas, com valores que variam de milhões a bilhões de dólares. Embora não eliminem incertezas, os resultados fornecem um conjunto de informações capaz de apoiar a discussão de prioridades de conservação e restauração, além de subsidiar decisões territoriais relacionadas a metas climáticas e à manutenção de serviços ecossistêmicos no Brejo Paraibano.

REFERÊNCIAS

- AB’SABER, A. N. A Teoria dos Refúgios: Origem e Significado. **Revista do Instituto florestal**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 29–34, 1992. Disponível em: http://www.iflorestal.sp.gov.br/RIF/RevistaIF/RIF4-1/RIF4-1_29-34.pdf. Acesso em: 5 maio 2020.
- AB’SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ABDALLA, L. dos S.; MADUREIRA, C. Análise de fragmentação florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 169–184, 2015. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44732>. Acesso em: 15 abr. 2023.
- ADAMS, A. B. *et al.* Simulating forest cover change in the northeastern U.S.: decreasing forest area and increasing fragmentation. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 34, n. 10, p. 2401–2419, 2019. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-019-00896-7>. Acesso em: 20 maio 2023.
- ALMEIDA, C. M. *et al.* Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. **International Journal of Geographical Information Science**, [s. l.], v. 22, n. 9, p. 943–963, 2008. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13658810701731168>. Acesso em: 25 mar. 2022.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: http://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref. Acesso em: 22 jun. 2024.
- ANDRADE, G. O.; LINS, R. C. Introdução ao estudo dos “Brejos” Pernambucanos. **Arquivos do Instituto de Ciências da Terra da Universidade de Recife**, Recife, n. 2, p. 21–34, 1964.
- ARAÚJO, E. J. G. de *et al.* Allometric models to biomass in restoration areas in the Atlantic rain forest. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 1–13, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872018000100115&lng=en&tlng=en. Acesso em: 10 ago. 2021.
- ARAÚJO, K. C. *et al.* Knowledge leads to protection: anuran composition and conservation of the ‘Brejos de altitude’ of Northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, [s. l.], v. 00, n. 00, p. 1–10, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01650521.2024.2402614>. Acesso em: 2 maio 2025.
- ARAÚJO, E. D. S.; MACHADO, C. C. C.; SOUZA, J. O. P. de. Considerações sobre as paisagens semiáridas e os enclaves subúmidos do Nordeste seco – uma abordagem sistêmica. **Revista de Geografia (Recife)**, [s. l.], v. 36, n. 3, p. 128–146, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/240727>. Acesso em: 5 maio 2020.

AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. **Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002.

ARRUDA, L. V. *et al.* Configuração geoambiental e dinâmica do espaço agrário atual do Brejo Paraibano (PB), Paraíba, Brasil. **Revista Ciência Geográfica**, [s. l.], v. 26, n. 01, p. 72–102, 2022. Disponível em: <https://ppg.revistas.uema.br/index.php/cienciageografica/article/view/2874>. Acesso em: 2 out. 2022.

ARTIGAS, R. C.; SOUZA, B. I.; LIMA, R. P. Climatic changes and distribution of plant formations in the state of Paraíba, Brazil. **Cuadernos de Investigación Geográfica**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 157–174, 2022. Disponível em: <https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/view/5044>. Acesso em: 22 mar. 2023.

ASSIS, P. C.; FARIA, K. M. S.; BAYER, M. Unidades de Conservação e sua efetividade na proteção dos recursos hídricos na Bacia do Rio Araguaia. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 1–13, 2021. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/60335>. Acesso em: 5 mar. 2022.

BARBO, F. E. *et al.* Isolated by dry lands: integrative analyses unveil the existence of a new species and a previously unknown evolutionary lineage of Brazilian Lanceheads (Serpentes: Viperidae: Bothrops) from a Caatinga moist-forest enclave. **Canadian Journal of Zoology**, [s. l.], v. 100, n. 2, p. 147–159, 2022. Disponível em: <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/cjz-2021-0131>. Acesso em: 2 mar. 2025.

BENÍCIO, R. M. A. *et al.* Carbon stock and sequestration as a form of payment for environmental services in a sedimentary basin humid forest refuge in brazilian semiarid. **Environmental Development**, [s. l.], v. 45, n. August 2022, p. 100796, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211464522000987>. Acesso em: 6 jul. 2025.

BÉTARD, F.; PEULVAST, J. P.; SALES, V. C. Caracterização morfoedológica de uma serra úmida no semi-árido do Nordeste brasileiro: o caso do maciço de Baturité-CE. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, [s. l.], v. 6, n. 12, p. 107–126, 2007. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/49>. Acesso em: 20 jun. 2021.

BHATTI, S. *et al.* Estimation of aboveground carbon stock using Sentinel-2A data and Random Forest algorithm in scrub forests of the Salt Range, Pakistan. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 96, n. 1, p. 104–120, 2023. Disponível em: <https://academic.oup.com/forestry/article/96/1/104/6695523>. Acesso em: 20 abr. 2024.

BICUDO DA SILVA, R. F. *et al.* Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, [s. l.], v. 204, n. August, p. 103948, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103948>. Acesso em: 15 ago. 2025.

BRAGA, M. M. *et al.* Manguezais como estoques de carbono: biomassa acima do solo e o potencial econômico desse estoque na floresta de mangue do rio Pacoti, Ceará. **Caderno de Geografia**, [s. l.], v. 34, n. 77, p. 450–469, 2024. Disponível em: <https://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/32597>. Acesso em: 6 jun.

2025.

BRANCO, T. L.; ALMEIDA, C. M.; FRANCISCO, C. N. Modelagem Dinâmica Espacial das Mudanças de Uso e Cobertura da Terra na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ: um Enfoque Sobre Comunidades Tradicionais e Unidades de Conservação. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l.], v. 74, n. 1, p. 137–158, 2022. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/59436>. Acesso em: 10 ago. 2023.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília-DF, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm. Acesso em: 23 ago. 2020.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 20 dez. 2020.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021**. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Brasília, 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/L14119.htm. Acesso em: 10 abr. 2021.

BRASIL. SNUC: **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006**. Brasília: MMA, 2011.

BRASIL. **Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002**. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Brasília, 2002. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm. Acesso em: 2 jun. 2022.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches**. 2. ed. Morgantown: WVU Research Repository, 2020.

BRINCK, K. *et al.* High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 14855, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms14855>. Acesso em: 18 nov. 2025.

BROGGIO, I. S. *et al.* Quantifying landscape fragmentation and forest carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 034047, 2024. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ad281c>. Acesso em: 2 abr. 2024.

BROWN, S. **Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests**. Rome: FAO, 1997.

BROWN JR, K. S. Centros de evolução, refúgios quaternários e conservação de patrimônios genéticos na região neotropical: padrões de diferenciação em Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae). **Acta Amazonica**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 75–137, 1977. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59671977000100075&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 9 abr. 2020.

CABALLERO, C. B. *et al.* Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 896, n. April, p. 166323, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969723049483>. Acesso em: 20 maio 2025.

CABRAL, Jaime Joaquim P. *et al.* Recursos hídricos e os brejos de altitude. In: PORTO, K. C.; CABRAL, Jaime J. P.; TABARELLI, M. (org.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília-DF: MMA, 2004. p. 31–48.

CAMPOS, J. O. *et al.* Análise espaço-temporal do sequestro de carbono na microrregião do Brejo Paraibano, Paraíba, Brasil. **Boletim Alfenense de Geografia**, Alfenas, v. 4, n. 7, p. 64–87, 2024. Disponível em: <https://publicacoes.unifal-mg.edu.br/revistas/index.php/boletimalfenensedegeografia/article/view/2465>. Acesso em: 5 ago. 2024.

CAMPOS, J. O.; CAMPOS, G. O.; CAVALCANTE, M. B. Uso e Cobertura da Terra e Propagação de Efeitos de Borda na Zona de Amortecimento do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Paraíba, Brasil. **Geografia (Londrina)**, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 51–70, 2024. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/49012>. Acesso em: 4 jul. 2024.

CAMPOS, J. O.; LIMA, V. R. P. Proposta de Zoneamento Ambiental para o Parque Estadual Mata do Pau Ferro, Paraíba, Brasil. **Physis Terrae - Revista Ibero-Afro-Americana de Geografia Física e Ambiente**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 19–46, 2020. Disponível em: <https://revistas.uminho.pt/index.php/physisterrae/article/view/2425>. Acesso em: 4 ago. 2020.

CAMPOS, J. O.; LIMA, E. R. V.; COSTA, D. F. S. Fragmentation of native forest surrounding protected areas in Brazil: the case of the Mata do Pau-Ferro State Park in Brejo Paraibano. **Landscape Research**, [s. l.], v. 50, n. 1, p. 219–234, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01426397.2024.2412698>. Acesso em: 2 maio 2025.

CAMPOS, J. O.; LIMA, E. R. V.; COSTA, D. F. S. Mapeamento do serviço ecossistêmico de sequestro de carbono prestado pela cobertura florestal do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro e sua Zona de Amortecimento, Areia, Paraíba. **Revista Geográfica Acadêmica**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 115–135, 2023. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/7888>. Acesso em: 12 fev. 2024.

CAMPOS, J. O.; LIMA, E. R. V.; COSTA, D. F. S. Uso e cobertura da terra em áreas protegidas na zona de amortecimento do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Paraíba, Brasil. **Revista Espaço & Geografia**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 221–247, 2023.

CARNEIRO, K. A. A. *et al.* Solos do brejo paraibano: Influências do clima, do relevo e do material de origem. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1–13, 2021. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/16545>. Acesso em: 8 nov. 2021.

CCS BRASIL. **1º Relatório Anual de CCS no Brasil - 2022/2023**. Brasil: CCS BRASIL, 2022.

CERVEIRA, R. *et al.* O Impacto de Pagamentos de Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Um Estudo Geoespacial. **Revista de Administração Contemporânea**, [s. l.], v. 28, n. 3, p. 1–8, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-65552024000301102&tlng=pt. Acesso em: 2 maio 2025.

CHASE, J. M. *et al.* Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. **Nature**, [s. l.], v. 584, n. 7820, p. 238–243, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-020-2531-2>. Acesso em: 25 out. 2024.

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, [s. l.], v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 10 set. 2021.

CHENG, L.; LIU, M.; ZHAN, J. Land use scenario simulation of mountainous districts based on Dinamica EGO model. **Journal of Mountain Science**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 289–303, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11629-019-5491-y>. Acesso em: 19 abr. 2025.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

COELHO, A. S. *et al.* Análise da estrutura espacial e funcional da paisagem aplicada ao planejamento da conservação da natureza no município de Itajaí, Santa Catarina, Brasil. **Geosul**, [s. l.], v. 33, n. 66, p. 304–327, 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/2177-5230.2018v33n66p304>. Acesso em: 6 jun. 2020.

CORDEIRO, J. M. P.; SOUZA, B. I.; FELIX, L. P. Florística e fitossociologia em floresta estacional decidual na Paraíba, Nordeste do Brasil. **Gaia Scientia**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1–16, 2017. Disponível em: <http://www.periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/33245>. Acesso em: 18 jun. 2021.

CORNELIUS, C. *et al.* Habitat fragmentation drives inter-population variation in dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 3–9, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1679007316301554>. Acesso em: 10 fev. 2023.

CORRÊA, A. C. B. *et al.* Megageomorfologia e morfoestrutura do Planalto da Borborema. **Revista do Instituto Geológico**, [s. l.], v. 31, n. 1–2, p. 35–52, 2010. Disponível em: <http://ppegeo.igc.usp.br/index.php/rig/article/view/8924/8190>. Acesso em: 6 abr. 2020.

CORRÊA, R. L. Regime de exploração da terra no Nordeste, uma tentativa da expressão cartográfica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 343–372, 1963.

COSTA, F. S. *et al.* Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 323–332, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832008000100030&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 18 out. 2021.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, [s. l.], v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997. Disponível em: <https://www-nature-com.ezproxy.royalroads.ca/articles/387253a0.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2020.

CRIVELARI-COSTA, P. M. *et al.* Changes in Carbon Dioxide Balance Associated with Land Use and Land Cover in Brazilian Legal Amazon Based on Remotely Sensed Imagery. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 15, n. 11, p. 2780, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/11/2780>. Acesso em: 2 ago. 2025.

DE LA SANCHA, N. U.; BOYLE, S. A.; MCINTYRE, N. E. Identifying structural connectivity priorities in eastern Paraguay's fragmented Atlantic Forest. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1–14, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-021-95516-3>. Acesso em: 5 ago. 2021.

DENARDIN, R. B. N. *et al.* Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó - SC. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 59–69, 2014. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaflorestal/article/view/13323>. Acesso em: 11 ago. 2021.

DIAS, T. da C.; SILVEIRA, L. F.; FRANCISCO, M. R. Spatiotemporal dynamics reveals forest rejuvenation, fragmentation, and edge effects in an Atlantic Forest hotspot, the Pernambuco Endemism Center, northeastern Brazil. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 18, n. 9, p. e0291234, 2023. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0291234>. Acesso em: 20 dez. 2023.

DORST, J. **Antes que a natureza morra: por uma ecologia política**. Tradução: Rita Buongiorno. São Paulo: Edgard Blucher, 1973.

DUNCANSON, L. *et al.* The effectiveness of global protected areas for climate change mitigation. **Nature Communications**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 2908, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-023-38073-9>. Acesso em: 8 ago. 2023.

DUQUE, J. G. **O Nordeste e as lavouras xerófilas**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 1964.

DURIGAN, G. *et al.* Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 39–54, 2009. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/publicacoes-if/revista-do-if/sumario_v21_1/. Acesso em: 12 out. 2020.

EPA. **Report on the Social Cost of Greenhouse Gases: Estimates Incorporating Recent Scientific Advances**. Washington, DC: [s. n.], 2023. Disponível em: https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-11/epa_scghg_report_draft_0.pdf. .

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 20 jan. 2021.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings**. Rome: FAO, 2020.

FARINA, A. **Principles and Methods in Landscape Ecology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1998.

FELIX, N. B. *et al.* Geoprocessing Applied to the Assessment of Carbon Storage and Sequestration in a Brazilian Medium-Sized City. **Sustainability**, [s. l.], v. 14, n. 14, p. 8761, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/14/8761>. Acesso em: 9 ago. 2025.

FERNANDES, N. F. Modelagem em Geografia Física: Teoria, Potencialidades e Desafios. **Espaço Aberto**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 209–247, 2016. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/EspacoAberto/article/view/5243>. Acesso em: 14 jun. 2023.

FERRAZ, S. F. B. *et al.* How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-014-9988-z>. Acesso em: 25 mar. 2021.

FIDALGO, E. C. C. *et al.* Carbon Balance of Land Use, Land-Use Change and Forestry (Lulucf) in the Brazilian Chaco. **Revista Arvore**, [s. l.], v. 47, p. 2000–2010, 2023.

FISCHER, R. *et al.* Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 37, p. 1–8, 2021. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abg7012>. Acesso em: 9 ago. 2025.

FONSECA, G. A. B. The vanishing brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 17–34, 1985. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0006320785900552>. Acesso em: 8 jan. 2021.

FONSÊCA, N. C. *et al.* Carbon stock in aboveground biomass and necromass in the Atlantic Forest: an analysis of data published between 2000 and 2021. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 96, n. 1, p. 1–17, 2024. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-37652024000101015&tlng=en. Acesso em: 9 ago. 2025.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, [s. l.], v. 11, n. 04, p. 493–502, 2007. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/5690>. Acesso em: 20 fev. 2021.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**, [s. l.], v. 31, n. 10, p. 733–740, 1981. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-lookup/doi/10.2307/1308780>. Acesso em: 12 jan. 2021.

FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D. **Climatologia do Estado da Paraíba**. Campina Grande: EDUFPG, 2017.

FRANK, F. *et al.* A multi-model approach to explore sustainable food and land use pathways for Argentina. **Sustainability Science**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 347–369, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11625-022-01245-5>. Acesso em: 10 mar. 2025.

FREITAS, M. A. *et al.* Herpetofauna in three highland Atlantic Forest remnants in northeastern Brazil. **Herpetology Notes**, [s. l.], v. 16, n. May, p. 377–390, 2023. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/hn/article/view/72696>. Acesso em: 2 jul. 2024.

GAO, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 58, n. 3, p. 257–266, 1996. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425796000673>. Acesso em: 16 nov. 2020.

GASCON, C. *et al.* Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 91, n. 2–3, p. 223–229, 1999. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320799000804>. Acesso em: 20 jan. 2021.

GOIS, L. S. D. S.; CORRÊA, A. C. D. B.; MONTEIRO, K. D. A. Análise Integrada dos Brejos de Altitude do Nordeste do Brasil a partir de Atributos Fisiográficos. **Espaço Aberto**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 77–98, 2019. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/EspacoAberto/article/view/28357>. Acesso em: 8 maio 2020.

GUARIZ, H. R.; GUARIZ, F. R. Avaliação do Tamanho e Forma de Fragmentos Florestais por Meio de Métricas de Paisagem para o Município de São Roque do Canaã, Noroeste do Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 13, n. 5, p. 2139, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/245940>. Acesso em: 26 mar. 2021.

GUIMARÃES, P. de O. *et al.* Spatial analysis of deforestation factors in the Atlantic Forest Biome/Brazil. **Revista Geografias**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 1–19, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/42662>. Acesso em: 14 fev. 2024.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 1–9, 2015. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 12 jan. 2021.

HAFFER, J.; PRANCE, G. T. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 16, n. 46, p. 175–206, 2002. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/9894>. Acesso em: 4 mar. 2020.

HAMBEL, C.; KRAFT, H.; SCHWARTZ, E. The social cost of carbon in a non-cooperative world. **Journal of International Economics**, [s. l.], v. 131, p. 103490, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jinteco.2021.103490>. Acesso em: 9 ago. 2025.

HARRIS, N. L. *et al.* Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 234–240, 2021. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41558-020-00976-6>. Acesso em: 20 nov. 2021.

HEGAZI, E. H. *et al.* Prediction of Soil Moisture Content from Sentinel-2 Images Using Convolutional Neural Network (CNN). **Agronomy**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 1–18, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/13/3/656>. Acesso em: 9 ago. 2025.

HEINRICH, V. H. A. *et al.* The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. **Nature**, [s. l.], v. 615, n. 7952, p. 436–442, 2023. Disponível em:

<https://www.nature.com/articles/s41586-022-05679-w>. Acesso em: 15 mar. 2024.

HISSA, L. B. V.; SOARES FILHO, B. S. A Combined Biophysical and Economic GIS Framework to Assess Sugarcane Cropping Potential in Brazil. **Transactions in GIS**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 449–463, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/tgis.12098>. Acesso em: 9 set. 2025.

HUA, F. *et al.* The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, [s. l.], v. 376, n. 6595, p. 839–844, 2022. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abl4649>. Acesso em: 5 abr. 2022.

HUETE, A. *et al.* Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 83, n. 1–2, p. 195–213, 2002. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425702000962>. Acesso em: 22 ago. 2024.

IBGE. **Divisão do Brasil em mesorregiões e microrregiões**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4 – Agriculture, Forestry and Other Land Use**. Hayama, Japan: [s. n.], 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

IPCC. **Global Warming of 1.5°C**. Suíça: IPCC, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>.

IPCC. **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. Hayama, Japan: IGES, 2003. ISSN 1631-0691. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>.

IPCC. **Special report global warming of 1.5 °C**. Cambridge: [s. n.], 2018.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, [s. l.], v. 4, p. 50–58, 2013. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123847195003993>. Acesso em: 5 out. 2020.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, [s. l.], v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 9 out. 2025.

JOVANELLY, K.; SU, C.; ONG, T. W. Managing agroforestry transitions in a rapidly changing climate. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, [s. l.], v. 49, n. 2, p. 228–268, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21683565.2024.2416009>. Acesso em: 2 maio 2025.

JÚNIOR, A. R. S. *et al.* Quantificação dos estoques de carbono acima do solo da Amazônia Maranhense. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 17, n. 4, p. 3008–3021, 2024. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/262101>. Acesso em: 2 fev. 2025.

KAMUSOKO, C. *et al.* Spatial Simulation Modelling of Future Forest Cover Change Scenarios in Luangprabang Province, Lao PDR. **Forests**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 707–729, 2011.

Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/2/3/707>. Acesso em: 5 maio 2025.

KARGER, D. N. *et al.* Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific Data**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 170122, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/sdata2017122>. Acesso em: 2 fev. 2024.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. Landscape Assessment (LA) sampling and analysis methods. In: LUTES, D. C. (org.). **FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System**. United States: USDA Forest Service, 2006. p. 1–51.

LANG, N. *et al.* A high-resolution canopy height model of the Earth. **Nature Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 7, n. 11, p. 1778–1789, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-023-02206-6>. Acesso em: 2 jan. 2025.

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

LANG, S.; KLUG, H. Interactive Metrics Tool (IMT) - a didactical suite for teaching and applying landscape metrics. **Ekológia (Bratislava)**, [s. l.], v. 25, p. 131–140, 2006. Disponível em: <http://publikacie.uke.sav.sk/node/2486>. Acesso em: 6 out. 2020.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, [s. l.], v. 13, n. 03, p. 434–451, 2009. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/7080>. Acesso em: 9 mar. 2021.

LEITE, Y. L. R. *et al.* Neotropical forest expansion during the last glacial period challenges refuge hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 113, n. 4, p. 1008–1013, 2016. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1513062113>. Acesso em: 2 fev. 2025.

LI, Y. *et al.* Deforestation-induced climate change reduces carbon storage in remaining tropical forests. **Nature Communications**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 1964, 2022. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-022-29601-0>. Acesso em: 2 jul. 2024.

LIANG, M. *et al.* Assessing protected area's carbon stocks and ecological structure at regional-scale using GEDI lidar. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 78, n. November 2021, p. 102621, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959378022001595>. Acesso em: 4 ago. 2025.

LIMA, V. R. P. *et al.* Análise do Padrão Espacial do Uso e Cobertura do Solo e da Fragmentação e Conectividade da Vegetação no Semiárido do Nordeste Brasileiro: Bacias Dos Rios Taperoá e Alto Paraíba-Pb. **Revista de Estudios Andaluces**, [s. l.], v. 37, n. 37, p. 25–49, 2019. Disponível em: <https://idus.us.es/items/0d3b0246-f26a-4f95-989b-d2f890d863aa>. Acesso em: 10 jul. 2022.

LIMA, M. T. D. *et al.* Changes in land use and cover and carbon stock estimates in the Red River Sub-basin, state of Mato Grosso, Brazil. **Environmental Development**, [s. l.], v. 56, n. July, p. 101299, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211464525001654>. Acesso em: 2 nov. 2025.

LIMA, R. A. F. *et al.* Comprehensive conservation assessments reveal high extinction risks

across Atlantic Forest trees. **Science**, [s. l.], v. 383, n. 6679, p. 219–225, 2024. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abq5099>. Acesso em: 6 set. 2025.

LIMA, E. R. V.; CAMPOS, J. O.; COSTA, D. F. S. Serviços ecossistêmicos de provisão na zona de amortecimento do parque estadual Mata do Pau-Ferro, Areia – PB, Brasil: mapeamento e conflitos entre oferta e demanda. **Revista Territorium**, Coimbra, v. 32, p. 243–262, 2025. Disponível em: <https://impactum-journals.uc.pt/territorium/article/view/13472/11868>. Acesso em: 8 jan. 2026.

LIMA, L. B.; FERNANDES, M. M. Uso e cobertura da terra em assentamento na região semiárida de Sergipe. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 213–218, 2021. Disponível em: <https://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/8454>. Acesso em: 15 ago. 2022.

LINS, R. C. **As áreas de exceção do agreste de Pernambuco**. Recife: SUDENE/PSU/SER, 1989.

LINS, R. C. Características ambientais das áreas de exceção do semi-árido nordestino. **Revista de Geografia**, Recife, UFPE, NAPA, p. 77–86, 1996.

LONGO, M. *et al.* Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, [s. l.], v. 30, n. 11, p. 1639–1660, 2016. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2016GB005465>. Acesso em: 4 abr. 2025.

MA, J. *et al.* Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. **Nature Communications**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 3752, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-023-39221-x>. Acesso em: 15 fev. 2024.

MACEDO, R. de C. *et al.* Modelagem dinamica espacial e valoracao das alteracoes de cobertura e uso da terra relacionadas a expansao canavieira. **Bol. Ciênc. Geod**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 313–337, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/bcg/v19n2/a09v19n2.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2021.

MALHI, Y.; MEIR, P.; BROWN, S. Forests, carbon and global climate. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, [s. l.], v. 360, n. 1797, p. 1567–1591, 2002. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsta.2002.1020>. Acesso em: 5 jun. 2025.

MARINHO, M. F. A. *et al.* Avifauna do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro. In: SANTOS, H. A. *et al.* (org.). **Plano de Manejo do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro**. Cabedelo: UNIESP, 2020. p. 197–208.

MARQUES, M. C. M. *et al.* The Atlantic Forest: An Introduction to the Megadiverse Forest of South America. In: MARQUES, M. C. M.; GRELLE, C. E. V. (org.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 3–23. Disponível em: https://link.springer.com/10.1007/978-3-030-55322-7_1.

MARQUES, M. C. M.; GRELLE, C. E. V. **The Atlantic Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021.

- MARQUES, A. L.; SILVA, J. B.; SILVA, D. G. Refúgios úmidos do semiárido: um estudo sobre o brejo de altitude de Areia-PB. **GeoTemas**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 17–31, 2014. Disponível em: <http://periodicos.uern.br/index.php/geotemas/article/view/1005>. Acesso em: 2 jun. 2020.
- MARTINS, J. S.; SOUZA, E. M. F. R.; RICHTER, M. Modelagem de cenários futuros da expansão urbana em Paraty-RJ baseados em autômatos celulares. **GEOgraphia**, [s. l.], v. 26, n. 56, p. e59381, 2024. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/geographia/article/view/59381/36050>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- MAS, J.-F. *et al.* Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling & Software**, [s. l.], v. 51, p. 94–111, 2014. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815213002016>. Acesso em: 20 fev. 2023.
- MATOS, T. P. V. *et al.* Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, and Landscapes**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 19–31, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1696266>. Acesso em: 6 abr. 2023.
- MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Modelagem do desmatamento na região do MATOPIBA. **Nativa**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 198–206, 2018. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/5092>. Acesso em: 5 maio 2025.
- MAYO, S. J.; FEVEREIRO, V. P. B. **Mata de Pau Ferro: a pilot study of the Brejo Forest of Paraíba, Brazil**. Kew: Royal Botanic Gardens, 1982.
- MCGARIGAL, K. **Fragstats: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts**. Amherst: University of Massachusetts, 2015. Disponível em: <https://fragstats.org>.
- MCGARIGAL, K.; ENE, E.; CUSHMAN, S. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: Computer software program produced by the authors, 2023. Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php>.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. General Technical Report (GTR). Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.
- MCTI. **Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de gases de efeito estufa**. Brasil: MCTI, 2016.
- MEA. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.
- MEDEIROS, R. L. S. *et al.* Seeds ecophysiology in an altitude marsh in Paraíba State, Brazil, aiming the conservation of the autochthonous biodiversity. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 697–705, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/27754>. Acesso em: 15 maio 2020.
- MEDEIROS, J. F.; CESTARO, L. A. As diferentes abordagens utilizadas para definir brejos de altitude, áreas de exceção do Nordeste brasileiro. **Sociedade e Território**, [s. l.], v. 31, n.

2, p. 97–119, 2019. Disponível em:

<https://periodicos.ufrn.br/sociedadeeterritorio/article/view/16096>. Acesso em: 5 ago. 2020.

MEDEIROS, J. F. de; CESTARO, L. A. O emprego de técnicas estatísticas para a compartimentação geoambiental da Serra de Martins-RN. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 32, p. 404–415, 2020. Disponível em:

<http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/46691>. Acesso em: 15 maio 2024.

MEIRA, A. C. S. *et al.* ESTIMATIVAS DE BIOMASSA E CARBONO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, IMPLANTADA POR MEIO DE REFLORESTAMENTO MISTO.

BIOFIX Scientific Journal, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 130–134, 2020. Disponível em:

<https://revistas.ufpr.br/biofix/article/view/67298>. Acesso em: 8 out. 2021.

MELO, M. L. de. Bases geográficas dos problemas do Nordeste. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 503–542, 1962.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032001000100006&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 20 jan. 2021.

METZGER, J. P. *et al.* Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 104–116, 2019. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2530064419301750>. Acesso em: 4 mar. 2021.

MEWDDED, B.; LEMESSA, D. Factors affecting woody carbon stock in Sirso moist evergreen Afromontane forest, southern Ethiopia: implications for climate change mitigation.

Environment, Development and Sustainability, [s. l.], v. 22, n. 7, p. 6363–6378, 2020.

Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10668-019-00483-5>. Acesso em: 6 jun. 2025.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (org.). **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3–22.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* **Hotspots: revisited**. [S. l.]: CEMEX, 2004.

MO, L. *et al.* Integrated global assessment of the natural forest carbon potential. **Nature**, [s. l.], v. 624, n. 7990, p. 92–101, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-023-06723-z>. Acesso em: 10 fev. 2025.

MOONEY, H. *et al.* Future forests: estimating biogenic emissions from net-zero aligned afforestation pathways in the UK. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 22, n. 19, p. 5309–5328, 2025.

Disponível em: <https://bg.copernicus.org/articles/22/5309/2025/>. Acesso em: 10 out. 2025.

MORAIS, V. A. *et al.* Spatial and vertical distribution of litter and belowground carbon in a brazilian cerrado vegetation. **CERNE**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 43–52, 2017. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-77602017000100043&lng=en&tlng=en. Acesso em: 15 ago. 2021.

MOREIRA, E.; TARGINO, I. **Capítulos de Geografia Agrária da Paraíba**. João Pessoa: Editora Universitária - UFPB, 1997.

MORO, L. *et al.* Ecosystem services supply by the soil of forest fragment in a highland humid enclave. **Revista de Ciencias Agroveterinarias**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 146–154, 2023. Disponível em: <https://revistas.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/22443>. Acesso em: 2 abr. 2025.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534700889776>. Acesso em: 20 jan. 2021.

MUTALE, B.; QIANG, F. Modeling future land use and land cover under different scenarios using patch-generating land use simulation model. A case study of Ndola district. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 12, p. 1–13, 2024. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2024.1362666/full>. Acesso em: 12 out. 2024.

NASCIMENTO, A. F. *et al.* **Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa de floresta secundária na transição Amazônia-Cerrado**. Sinop: Embrapa, 2021.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST 3.17.0: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs**. United States: Stanford University, 2025.

NAVARRO, G. *et al.* Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 58, p. 97–106, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0303243417300296>. Acesso em: 2 abr. 2024.

NELSON, E. *et al.* Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 4–11, 2009. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/080023>. Acesso em: 3 fev. 2024.

NOGUEIRA, E. M. *et al.* Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 261–270, 2018. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10113-017-1198-1>. Acesso em: 3 mar. 2024.

NORDHAUS, W. D. A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change. **Journal of Economic Literature**, [s. l.], v. 45, n. 3, p. 686–702, 2007. Disponível em: <https://pubs.aeaweb.org/doi/10.1257/jel.45.3.686>. Acesso em: 10 out. 2024.

NWAOGU, C. *et al.* Three-decades assessment of land use changes and soil carbon stocks in southeastern Brazil. **Environmental Research Communications**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. 055021, 2025. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/2515-7620/add66e>. Acesso em: 11 nov. 2025.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OLIVEIRA, W. L.; NERO, M. A. Simulação de desmatamento com base na influência do aumento e redução de áreas protegidas com estimativa de emissão de CO₂. **Boletim Goiano de Geografia**, [s. l.], v. 43, n. 01, 2023. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/bgg/article/view/69343>. Acesso em: 6 abr. 2025.

OLLINAHO, O. I.; KRÖGER, M. Agroforestry transitions: The good, the bad and the ugly. **Journal of Rural Studies**, [s. l.], v. 82, p. 210–221, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0743016721000164>. Acesso em: 2 maio 2025.

PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. Modelagem Dinâmica e geoprocessamento. In: DRUCK, S. *et al.* (org.). **Análise Espacial de dados geográficos**. Brasília: Embrapa, 2004. p. 1–39.

PEREIRA, T. F. *et al.* Ecoturismo e os impactos ambientais no Parque Estadual Mata do Pauferro, Areia, Paraíba. **Revista Geotemas**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 128–143, 2019. Disponível em: <http://periodicos.uern.br/index.php/geotemas/article/view/3382>. Acesso em: 4 jul. 2020.

PEREIRA FILHO, G. A. *et al.* State of knowledge and conservation of the snake fauna of the “Brejos de Altitude” in the Pernambuco Endemism Center, Northeastern Brazil. **Ethnobiology and Conservation**, [s. l.], v. 9, n. 12, p. 1–15, 2020. Disponível em: <https://ethnobiococonservation.com/index.php/ebc/article/view/370/250>. Acesso em: 20 jan. 2022.

PERES, E. A. *et al.* Patterns of Species and Lineage Diversity in the Atlantic Rainforest of Brazil. In: RULL, V.; CARNAVAL, A. C. (org.). **Neotropical Diversification: Patterns and Processes**. [S. l.: s. n.], 2020. v. 82, p. 415–447. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-31167-4_16.

PINILLOS, D. *et al.* Landholders’ perceptions on legal reserves and agricultural intensification: Diversity and implications for forest conservation in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 129, p. 102504, 2021. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934121001106>. Acesso em: 7 ago. 2024.

PINTO, L. V. *et al.* A protocol to model future land use scenarios using Dinamica-EGO. **MethodsX**, [s. l.], v. 14, n. February, p. 103283, 2025. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2215016125001293>. Acesso em: 15 abr. 2025.

PINTO, L. P. *et al.* Mata Atlântica brasileira: Os desafios para conservação da biodiversidade de um Hotspot Mundial. In: ROCHA, C. F. D. *et al.* (org.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: Rima, 2006. p. 69–96.

PIONTEKOWSKI, V. J. *et al.* Modeling Deforestation in the State of Rondônia. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 1–11, 2019. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872019000300144&tlng=en. Acesso em: 25 abr. 2025.

POUDEL, A. *et al.* Modeling and Mapping of Aboveground Biomass and Carbon Stock Using Sentinel-2 Imagery in Chure Region, Nepal. **International Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 2023, p. 1–12, 2023. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/ijfr/2023/5553957/>. Acesso em: 2 fev. 2024.

PRIETO-AMPARÁN, J. A. *et al.* Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico. **PeerJ**, [s. l.], v. 7, p. e6617, 2019. Disponível em: <https://peerj.com/articles/6617>. Acesso em: 15 mar. 2025.

PRIMIERY, S.; MUNIZ, A. W.; LISBOA, H. M. Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 24, p. 1–9, 2017. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872017000100175&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 12 nov. 2021.

RAMÍREZ-DELGADO, J. P. *et al.* Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. **Nature Communications**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 595, 2022. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-022-28270-3>. Acesso em: 20 jun. 2023.

RAMÍREZ-MEJÍA, D. *et al.* Land use and cover change scenarios in the Mesoamerican Biological Corridor-Chiapas, México. **Botanical Sciences**, [s. l.], v. 95, n. 2, p. 221–234, 2017. Disponível em: <https://www.botanicalsciences.com.mx/index.php/botanicalSciences/article/view/838>. Acesso em: 8 abr. 2025.

RAMOS, A. W. P. *et al.* Índice Integral De Conectividade Aplicado Na Seleção De Áreas De Preservação Permanentes Prioritárias À Recomposição No Município De Nova Marilândia, Mato Grosso – Brasil. **Geo UERJ**, [s. l.], n. 41, p. e51546, 2022. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/geouerj/article/download/51546/43477/246981>. Acesso em: 6 ago. 2024.

RAMOS, A. W. P.; AZEVEDO, Ú. R. de; GALVANIN, E. A. dos S. Modelagem preditiva de desmatamento na bacia do Alto Paraguai no estado de Mato Grosso, Brasil. **Caminhos de Geografia**, [s. l.], v. 25, n. 101, p. 1–23, 2024. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/71664>. Acesso em: 2 abr. 2025.

RAMOS, R. P. da S.; SOUZA, B. I. de; LUCENA, D. B. Methodology for mapping the distribution of altitudinal wetland forests in the Brazilian Semiarid. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. e46, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/geografia/article/view/47918>. Acesso em: 5 fev. 2023.

RESENDE, A. F. *et al.* How to enhance Atlantic Forest protection? Dealing with the shortcomings of successional stages classification. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 101–111, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2530064424000221>. Acesso em: 25 fev. 2025.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2530064418301317>. Acesso em: 15 set. 2021.

RIBEIRO, S. C. *et al.* Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 495–504, 2010. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622010000300013&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 5 set. 2021.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 20 jan. 2021.

RICKE, K. *et al.* Country-level social cost of carbon. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 8, n.

10, p. 895–900, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-018-0282-y>. Acesso em: 9 ago. 2025.

RIVA, F.; FAHRIG, L. Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 268–277, 2023. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.14145>. Acesso em: 2 ago. 2023.

ROCHA, D. G.; KAEFER, I. L. What has become of the refugia hypothesis to explain biological diversity in Amazonia?. **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 4302–4309, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ece3.5051>. Acesso em: 5 set. 2020.

RODAL, M. J. N. *et al.* Flora de um brejo de altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 19, n. 4, p. 843–858, 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062005000400020&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 4 ago. 2020.

ROSA, M. R. *et al.* Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 1–9, 2021. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abc4547>. Acesso em: 6 ago. 2025.

ROTHER, D. C.; ROMANELLI, J. P.; RODRIGUES, R. R. Historical trajectory of restoration practice and science across the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 31, n. 8, p. 1–11, 2023. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.14041>. Acesso em: 3 maio 2025.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE-1 SYMPOSIUM, 3., 1973, Washington, DC. **Proceedings**. Washington, DC: NASA, United States, 1973. p. 309-317.

SAGASTUY, M.; KRAUSE, T. Agroforestry as a Biodiversity Conservation Tool in the Atlantic Forest? Motivations and Limitations for Small-Scale Farmers to Implement Agroforestry Systems in North-Eastern Brazil. **Sustainability**, [s. l.], v. 11, n. 24, p. 6932, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/11/24/6932>. Acesso em: 2 maio 2025.

SANQUETTA, C. R. *et al.* Estoque de biomassa e carbono em pastagens cultivadas no norte de Rondônia. **BIOFIX Scientific Journal**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 102, 2020. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/biofix/article/view/67756>. Acesso em: 15 nov. 2021.

SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R. Metodologias para determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B. (org.). **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: UFPR/Ecoplan, 2004. p. 77-93.

SANTORO, M.; CARTUS, O. **ESA Biomass Climate Change Initiative (Biomass_cci): Global datasets of forest above-ground biomass for the years 2007, 2010, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 and 2022, v6.0**. Paris: NERC EDS Centre for Environmental Data Analysis, 2025.

SANTOS, A. C. dos *et al.* Carbon from above-ground biomass and litter accumulated in an Atlantic Forest fragment. **Australian Journal of Crop Science**, [s. l.], v. 16, n. 5, p. 573–579,

2022. Disponível em: https://cropj.com/santos_16_5_2022_573_579.pdf. Acesso em: 2 jan. 2024.

SANTOS, H. A. *et al.* **Plano de manejo do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro**. Cabedelo, PB: Editora UNIESP, 2020.

SANTOS, J. N. B. *et al.* Uso e ocupação do solo de Areia-PB em cenário de exploração do Brejo de Altitude. **Agropecuária Científica no Semiárido**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 1–6, 2019. Disponível em: <https://acsa.revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/1039>. Acesso em: 2 out. 2021.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 18–32, 1991. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>. Acesso em: 5 fev. 2021.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, [s. l.], v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204607000709>. Acesso em: 15 ago. 2022.

SCHWAIDA, S. F. *et al.* Defining priorities areas for biodiversity conservation and trading forest certificates in the Cerrado biome in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 32, n. 6, p. 1807–1820, 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10531-023-02578-y>. Acesso em: 6 jun. 2024.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Paraíba**. Brasília: MAPA, 2019.

SHENNAN-FARPÓN, Y. *et al.* The role of agroforestry in restoring Brazil's Atlantic Forest: Opportunities and challenges for smallholder farmers. **People and Nature**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 462–480, 2022. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pan3.10297>. Acesso em: 2 maio 2025.

SILVA, J. G. M. *et al.* Distribuição da Biomassa vegetal e sequestro de carbono na sub-bacia do Rio Pirajibu no município de Sorocaba/SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 1647–1656, 2023. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/256662>. Acesso em: 15 ago. 2023.

SILVA, A. C. S. da *et al.* Estoque de biomassa aérea, carbono e sequestro de dióxido de carbono em sistemas florestais na Amazônia Mato-grossense. **Acta Iguazu**, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 22–35, 2014. Disponível em: <http://e-revista.unioeste.br/index.php/actaiguazu/article/view/11243>. Acesso em: 11 ago. 2021.

SILVA NETO, J. C. A.; RODRIGUES MACEDO, D. Modelagem ambiental aplicada à simulação de desmatamento na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, Alvarães, Amazonas. **Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade**, [s. l.], v. 5, n. 02, p. 243–259, 2023. Disponível em: <https://www.periodicos.unimontes.br/index.php/verdegrande/article/view/6652>. Acesso em:

15 maio 2024.

SINGH, M. *et al.* Changes in Mangrove Carbon Stocks and Exposure to Sea Level Rise (SLR) under Future Climate Scenarios. **Sustainability**, [s. l.], v. 14, n. 7, p. 3873, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/7/3873>. Acesso em: 5 jun. 2024.

SIQUEIRA, F. F. *et al.* Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 9, p. 1–14, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.614362/full>. Acesso em: 18 set. 2021.

SOARES-FILHO, B. S. *et al.* Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em automato celular. **Megadiversidade**, [s. l.], v. 3, n. 1–2, p. 74–86, 2007. Disponível em: http://www.conservacao.org/publicacoes/files_mega3/9modelagemdedinamica.pdf. Acesso em: 15 ago. 2021.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO**. 2. ed. Belo Horizonte: Britaldo Silveira Soares-Filho, 2009.

SOARES, F. da S. *et al.* Rural Properties Supported by the Carbon Storage and Sequestration Model in the area under the Biome. **Journal of Information and Data Management**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 1–7, 2025. Disponível em: <https://journals-sol.sbc.org.br/index.php/jidm/article/view/4170>. Acesso em: 11 set. 2025.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. A.; OLIVEIRA, R. R. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. In: MARQUES, M. C. M.; GRELLE, C. E. V. (org.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 25–44.

SOTO-NAVARRO, C. *et al.* Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 375, n. 1794, p. 20190128, 2020. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2019.0128>. Acesso em: 10 jun. 2023.

SOUSA, D. S.; PEREIRA, W. E. Atividade agrícola do Brejo Paraibano: declínio e tendências atuais. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 11–20, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/ojs/rbas/article/view/2914>. Acesso em: 15 jun. 2023.

SOUZA, G. M. **Modelagem Ambiental Para a Delimitação De Brejos De Altitude Com Estudo De Casos Para Os Maciços Da Aratanha, Maranguape, Juá E Conceição – Estado Do Ceará**. 2014. 138 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2014.

SOUZA, J. M. *et al.* Predictive Scenarios of LULC Changes Supporting Public Policies: The Case of Chapecó River Ecological Corridor, Santa Catarina/Brazil. **Land**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 181, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/12/1/181>. Acesso em: 12 abr. 2025.

SOUZA, M. J. N. de; OLIVEIRA, V. P. V. de. Os Enclaves Úmidos E Sub-Úmidos Do Semi-Árido Do Nordeste Brasileiro. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, [s. l.], v. 5, n. 9, p.

85–102, 2006. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/91>. Acesso em: 15 maio 2020.

SOUZA, H. S.; VIÉGAS, V. S.; SOUZA, E. M. F. R. Modelagem Dinâmica Do Desmatamento E Simulações Futuras No Bairro De Guaratiba/Rj Entre 2015 E 2050. **GEOgraphia**, [s. l.], v. 23, n. 50, p. 1–11, 2021. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/geographia/article/view/47007>. Acesso em: 9 out. 2024.

STERN, N. The Economics of Climate Change. **American Economic Review**, [s. l.], v. 98, n. 2, p. 1–37, 2008. Disponível em: <https://pubs.aeaweb.org/doi/10.1257/aer.98.2.1>. Acesso em: 10 out. 2024.

SULLIVAN, M. J. P. *et al.* Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 39102, 2017. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/srep39102>. Acesso em: 5 out. 2021.

TABARELLI, M. *et al.* A conversão da floresta atlântica em paisagens antropicas: Lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, Caracas, Venezuela, v. 37, n. 2, p. 88–92, 2012. Disponível em: <https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2018/01/088-TABARELLI-5-2.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2021.

TABARELLI, M. *et al.* Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.

TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Uma breve descrição sobre a história natural dos Brejos Nordestinos. In: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (org.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: MMA, 2004. p. 17–24.

TAMBOSI, L. R. *et al.* Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 29, n. 84, p. 151–162, 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142015000200151&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 17 mar. 2021.

TAYLOR, P. D. *et al.* Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 571, 1993. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3544927?origin=crossref>. Acesso em: 29 mar. 2021.

TEIXEIRA, L. *et al.* Fragmentação da paisagem no município de Bragança Paulista-SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 937–948, 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/33360>. Acesso em: 20 dez. 2020.

THEULEN, V. Conservação e manejo dos Brejos de Altitude no Estado de Pernambuco. In: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (org.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília-DF: MMA, 2004. p. 299–302.

TOL, R. S. J. The Economic Effects of Climate Change. **Journal of Economic Perspectives**, [s. l.], v. 23, n. 2, p. 29–51, 2009. Disponível em: <https://www.aeaweb.org/articles?id=10.1257/jep.23.2.29>. Acesso em: 6 ago. 2025.

TORRES, C. M. M. E. *et al.* Greenhouse gas emissions and carbon sequestration by

agroforestry systems in southeastern Brazil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 16738, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-16821-4>. Acesso em: 15 ago. 2023.

TORRES, C. M. M. E. *et al.* Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no Parque Tecnológico de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622013000400008&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 6 ago. 2021.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in Theory and Practice**. New York: Springer New York, 2015.

ULLOA-ESPÍNDOLA, R.; MARTÍN-FERNÁNDEZ, S. Simulation and Analysis of Land Use Changes Applying Cellular Automata in the South of Quito and the Machachi Valley, Province of Pichincha, Ecuador. **Sustainability**, [s. l.], v. 13, n. 17, p. 9525, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/17/9525>. Acesso em: 8 set. 2023.

VANCINE, M. H. *et al.* The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, [s. l.], n. 291, p. 110499, 2024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320724000600>. Acesso em: 6 fev. 2025.

VANZOLINI, P. E.; WILLIAMS, E. E. South american anoles: the geographic differentiation and evolution of the anolis *Chrysolepis* species group (Sauria, Iguanidae). **Arquivos de Zoologia**, [s. l.], v. 19, n. 3–4, p. 125–298, 1970. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/azmz/article/view/11946>. Acesso em: 25 jun. 2020.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **As regiões naturais de Pernambuco, o meio e a civilização**. Recife: Instituto de Pesquisas Agronômicas, 1949.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização**. Recife: Conselho do Desenvolvimento de Pernambuco, 1971.

VELDKAMP, A.; LAMBIN, E. F. Predicting land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 85, n. 1–3, p. 1–6, 2001. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880901001992>. Acesso em: 15 ago. 2024.

VERLY, O. M. *et al.* Atlantic forest woody carbon stock estimation for different successional stages using Sentinel-2 data. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 146, p. 109870, 2023. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X23000122>. Acesso em: 8 fev. 2024.

VIADANA, A. G.; CAVALCANTI, A. P. B. A teoria dos refúgios florestais aplicada ao estado de São Paulo. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 61–80, 2006. Disponível em: <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/91/119>. Acesso em: 4 maio 2020.

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

WOLFRAM, S. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics**, [s. l.],

l.], v. 55, n. 3, p. 601–644, 1983. Disponível em: <https://content.wolfram.com/sw-publications/2020/08/statistical-mechanics-cellular-automata.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2024.

WU, J. Landscape ecology. *In*: MEYERS, R. A. (org.). **Encyclopedia of Sustainability Science and Technology**. New York: Springer, 2012. p. 5772–5784.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. (org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Tradução: Edma Reis Lamas. São José dos Campos: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte, 2005. p. 103–118.

ZIMBRES, B. *et al.* Improving estimations of GHG emissions and removals from land use change and forests in Brazil. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 19, n. 9, p. 094024, 2024. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ad64ea>. Acesso em: 7 nov. 2024.