

CARACTERIZAÇÃO DA PERDA E FRAGMENTAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA NO AGRESTE PARAIBANO, PARAÍBA, BRASIL

CHARACTERIZATION OF NATIVE VEGETATION LOSS E FRAGMENTATION IN THE AGRESTE PARAIBANO, PARAÍBA, BRAZIL

CARACTERIZACIÓN DE LA PÉRDIDA Y LA FRAGMENTACIÓN DE LA VEGETACIÓN NATIVA EN EL AGRESTE PARAIBANO, PARAÍBA, BRASIL

Jean Oliveira Campos

Doutor em Geografia. Universidade Federal da Paraíba (UFPB), João Pessoa, Paraíba, Brasil.

E-mail: jeannoliveira@gmail.com.  <https://orcid.org/0000-0002-2874-754X>

Rafael Rabelo Fillippi

Mestre em Geodinâmica. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Natal, Rio Grande do Norte, Brasil. E-mail: rafael.fillippi@ifrn.edu.br  <https://orcid.org/0000-0002-5831-6484>

Eduardo Rodrigues Viana de Lima

Doutor em Geografia. Universidade Federal da Paraíba (UFPB), João Pessoa, Paraíba, Brasil.

E-mail: eduvianalima@gmail.com.  <https://orcid.org/0000-0003-1116-9090>

RESUMO: Na mesorregião do Agreste Paraibano, os ciclos econômicos ligados à agropecuária e à expansão urbana provocaram acentuada perda e fragmentação da vegetação nativa. Diante desse cenário, este estudo objetiva caracterizar a evolução desses processos entre 1985 e 2021, fornecendo subsídios para o planejamento ambiental e a conservação dos ecossistemas locais. Para tanto, utilizaram-se dados da Coleção MapBiomas (1985–2021), obtidos por meio da plataforma Google Earth Engine. As áreas de vegetação nativa foram extraídas e analisadas com métricas de paisagem nos softwares Fragstats, V-Late e Conefor, avaliando-se área, forma, área-nuclear e conectividade funcional. Os resultados evidenciaram a redução da vegetação nativa de 8.035,12 km², em 1985, para 6.099,32 km², em 2021, o que representa uma perda de 14,98% e um incremento de 45,87% na fragmentação. Em 2021, identificaram-se 30.546 fragmentos, dos quais 98,61% tinham área inferior a 50 hectares. Considerando uma borda de 50 metros, verificou-se que 48,02% da vegetação restante está em área-nuclear, enquanto 51,98% se encontra sob efeito de borda. Um fragmento destacou-se por sua alta importância funcional, promovendo conectividade no sentido norte-sul. Conclui-se que houve um avanço expressivo da perda e fragmentação da vegetação nativa, tendo a expansão das pastagens como principal vetor. Ações como o reflorestamento e o abandono de pastagens em clareiras localizadas em pontos estratégicos podem favorecer a restauração da conectividade e a oferta de serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Agreste Paraibano; Vegetação nativa; Fragmentação da paisagem; Conectividade funcional; Métricas de paisagem.

ABSTRACT: In the mesoregion of Agreste Paraibano, economic cycles related to agriculture e urban expansion caused significant loss e fragmentation of native vegetation. In this context, this study aims to characterize the evolution of these processes between 1985 e 2021, providing support for environmental planning e conservation of local ecosystems. To do so, data from the MapBiomass Collection (1985–2021), obtained through the Google Earth Engine platform, were used. Native vegetation areas were extracted e analyzed using landscape metrics in Fragstats, V-Late, e Conefor software, assessing area, shape, core area, e functional connectivity. The results showed a reduction of native vegetation from 8,035.12 km² in 1985 to 6,099.32 km² in 2021, representing a loss of 14.98% e a 45.87% increase in fragmentation. In 2021, 30,546 fragments were identified, 98.61% of which had an area smaller than 50 hectares. Considering a 50-meter edge buffer, 48.02% of the remaining vegetation was in core area, while 51.98% was affected by edge effects. One fragment stood out due to its high functional importance, promoting connectivity in the north-south direction. It is concluded that there was a significant increase in native vegetation loss e fragmentation, with pasture expansion as the main driver. Actions such as reforestation e abandonment of pastures in strategically located clearings may favor the restoration of connectivity e ecosystem services provision.

Keywords: Agreste Paraibano; Native vegetation; Landscape fragmentation; Functional connectivity; Landscape metrics.

RESUMEN: En la mesorregión del Agreste Paraibano, los ciclos económicos vinculados a la ganadería y a la expansión urbana han provocado una marcada pérdida y fragmentación de la vegetación nativa. Ante este escenario, este estudio tiene como objetivo caracterizar la evolución de estos procesos entre 1985 y 2021, aportando insumos para la planificación ambiental y la conservación de los ecosistemas locales. Para ello, se utilizaron datos de la Colección MapBiomass (1985–2021), obtenidos mediante la plataforma Google Earth Engine. Las áreas de vegetación nativa fueron extraídas y analizadas con métricas de paisaje en los softwares Fragstats, V-Late y Conefor, evaluándose el área, la forma, el área núcleo y la conectividad funcional. Los resultados evidenciaron la reducción de la vegetación nativa de 8.035,12 km², en 1985, a 6.099,32 km², en 2021, lo que representa una pérdida del 14,98% y un incremento del 45,87% en la fragmentación. En 2021, se identificaron 30.546 fragmentos, de los cuales el 98,61% tenía un área inferior a 50 hectáreas. Considerando un borde de 50 metros, se verificó que el 48,02% de la vegetación remanente se encuentra en área núcleo, mientras que el 51,98% está bajo efecto de borde. Un fragmento se destacó por su alta importancia funcional, promoviendo conectividad en sentido norte–sur. Se concluye que hubo un avance significativo de la pérdida y fragmentación de la vegetación nativa, siendo la expansión de pastizales el principal vector. Acciones como la reforestación y el abandono de pastizales en claros ubicados en puntos estratégicos pueden favorecer la restauración de la conectividad y la provisión de servicios ecosistémicos.

Palabras clave: Agreste Paraibano; Vegetación nativa; Fragmentación del paisaje; Conectividad funcional; Métricas de paisaje.

1. INTRODUÇÃO

No estado da Paraíba, a ocupação e a organização da mesorregião do Agreste Paraibano se deu por meio da pecuária e da policultura de subsistência, com destaque para a criação do gado bovino e os cultivos de milho, feijão e algodão (IBGE, 1990; LINS, 1989). Na porção mais úmida, correspondente ao Brejo Paraibano, houve, também, a inserção da cana-de-açúcar e do café (ARRUDA *et al.*, 2022; DUQUE, 1964). Na década de 1940, cultivo do agave passou a se expandir de forma rápida pelo território do Agreste Paraibano, desencadeando um intenso uso da terra, mas passou a experimentar redução na segunda metade do século (IBGE, 2004; PARAÍBA, 1985).

A cultura do algodão, particularmente, teve importante papel no adensamento populacional, apareceu como a principal lavoura plantada até o início do século XX (DUQUE, 1964) e foi praticada em conjunto com outras culturas, permanecendo como um elemento importante nas combinações agrícolas até a década de 1980 (MOREIRA; TARGINO, 1997). Após 1985, observa-se a contínua expansão das áreas utilizadas como pastagens e redução dos espaços agrícolas.

No quadro natural, a formação vegetal nativa predominante no Agreste Paraibano é a Caatinga, bioma característico do clima semiárido. (ALVARES *et al.*, 2013; ARTIGAS; SOUZA; LIMA, 2022). No entanto, a microrregião do Brejo Paraibano, situada na porção central da mesorregião, bem como suas adjacências, caracteriza-se pela presença da Floresta Estacional Semidecidual Montana, devido ao clima mais úmido que se manifesta nesse perímetro (LIMA; CAMPOS, 2022; LINS, 1989). No Agreste Paraibano, a presença do clima semiárido também coloca em evidência a necessidade de medidas de mitigação que promovam a regeneração da vegetação nativa em áreas estratégicas, no intuito de prevenir e reverter a instalação de processos de desertificação (CAMPOS; LIMA; LIMA, 2026; COSTA *et al.*, 2009; TOMASELLA *et al.*, 2018).

Devido aos ciclos econômicos que sucederam à expansão da atividade agropecuária, ao desmatamento e ao crescimento dos centros urbanos, a vegetação nativa sofreu acentuada perda e fragmentação. Assim, os remanescentes da vegetação exibem variados graus de regeneração e degradação, representando uma ameaça à biodiversidade e à prestação de serviços ecossistêmicos.

Os serviços ecossistêmicos são benefícios diretos e indiretos fornecidos pelos ecossistemas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018; MEA, 2005). Na Caatinga e na Mata Atlântica, destacam-se, entre os serviços de provisão, os produtos florestais madeireiros e não madeireiros (CAMPOS; LIMA; COSTA, 2023). Já os serviços de regulação incluem o sequestro de carbono e a regulação climática, enquanto os culturais envolvem a educação ambiental, o ecoturismo e a valorização da paisagem (FILHO *et al.*, 2019; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

A fragmentação é o processo em que contínuas áreas de vegetação nativa são subdivididas em áreas menores, com diversos tamanhos, formas e conectividade, podendo ser causada por ação antrópica ou natural (FORMAN; GODRON, 1986; JACKSON; FAHRIG, 2013). A perda, por sua parte, refere-se à diminuição da área dos ecossistemas ou dos fragmentos, o que implica dizer que um determinado ecossistema pode perder espaço em suas margens ou no seu interior sem que ocorra fragmentação em unidades menores (RIVA; FAHRIG, 2023; SIQUEIRA *et al.*, 2021).

Uma das principais consequências da fragmentação de ecossistemas naturais é a intensificação dos efeitos de borda. Trata-se de fenômenos naturais característicos da transição entre ecossistemas, mas que são acentuados com as mudanças de uso e cobertura da terra promovidas pelas atividades humanas. Dessa forma, um fragmento florestal que está em contato

direto com pastagens sofre alteração no comportamento de variáveis abióticas, como, por exemplo, aumento da incidência de luz, temperatura e velocidade do vento e diminuição da umidade do ar, refletindo nos componentes bióticos das bordas, a exemplo da diminuição da altura das árvores e aumento da mortalidade, bem como da disseminação de espécies generalistas e alteração das relações de competição e predação (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; MURCIA, 1995).

Além disso, as bordas podem sofrer contínuo recuo, ocasionando a perda de área e até mesmo a conversão dos fragmentos em sistemas ecológicos com persistentes sistemas de sucessão inicial, manifestando condições inadequadas para a sobrevivência das espécies (GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000; TABARELLI *et al.*, 2012). Os efeitos de borda são mais notáveis nos primeiros 50 m, mas podem ser identificados nos fragmentos florestais em até 500 m, no sentido borda-interior (MURCIA, 1995; RODRIGUES, 1998).

Nessa conjuntura, métricas de paisagem, como algoritmos que quantificam padrões de fragmentação e perda de vegetação, podem ser utilizadas para representar as características espaciais dos remanescentes da região considerada e subsidiar estratégias de conservação, a exemplo da seleção de fragmentos para a implantação de áreas protegidas ou identificação de pontos para reflorestamento (LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL; ENE; CUSHMAN, 2023).

Estudos avaliando a fragmentação espaço-temporal da Caatinga com o intermédio de métricas de paisagem são escassos e evidenciam uma lacuna (JESUS *et al.*, 2019). A nível regional, no Agreste Paraibano, investigações dessa natureza ainda estão ausentes na literatura. Daí o objetivo, neste estudo, de caracterizar a evolução da perda e fragmentação da vegetação nativa, no Agreste Paraibano, entre os anos de 1985 e 2021.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de interesse do presente estudo é a mesorregião do Agreste Paraibano (Figura 1), que compreende a área de 12.921,12 km², correspondente a 22,88% do território terrestre paraibano, onde se encontram delimitados 66 dos 223 municípios do estado. A população total é de 1.249.493 habitantes, e a densidade demográfica está em 96,70 hab./km² (IBGE, 2023). A divisão regional em mesorregiões geográficas foi institucionalizada, com a Resolução nº 51, de 31 de agosto de 1989, da Presidência do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e preencheu as lacunas que a divisão em mesorregiões e microrregiões homogêneas não era capaz de contemplar (IBGE, 1990, 2017).

A mesorregião limita-se, a leste, com a mesorregião da Mata Paraibana, a oeste com a mesorregião da Borborema, ao norte com o estado do Rio Grande do Norte e, ao sul, com o estado de Pernambuco. No quadro natural, os tipos climáticos encontrados no Agreste Paraibano são As - quente e úmido, com chuvas de outono e inverno, e Bsh - semiárido quente, com chuvas de verão (ALVARES *et al.*, 2013; FRANCISCO; SANTOS, 2017). A vegetação nativa predominante, por sua parte, é a Caatinga. Por outro lado, a microrregião do Brejo Paraibano e suas adjacências caracterizam-se pela presença da Floresta Estacional Semidecidual Montana, formação nativa da Mata Atlântica (ARRUDA *et al.*, 2022; ARTIGAS; SOUZA; LIMA, 2022). Decerto, a pecuária corresponde ao uso da terra de maior extensão no território regional e tem se expandido sobre as áreas vegetais nativas.

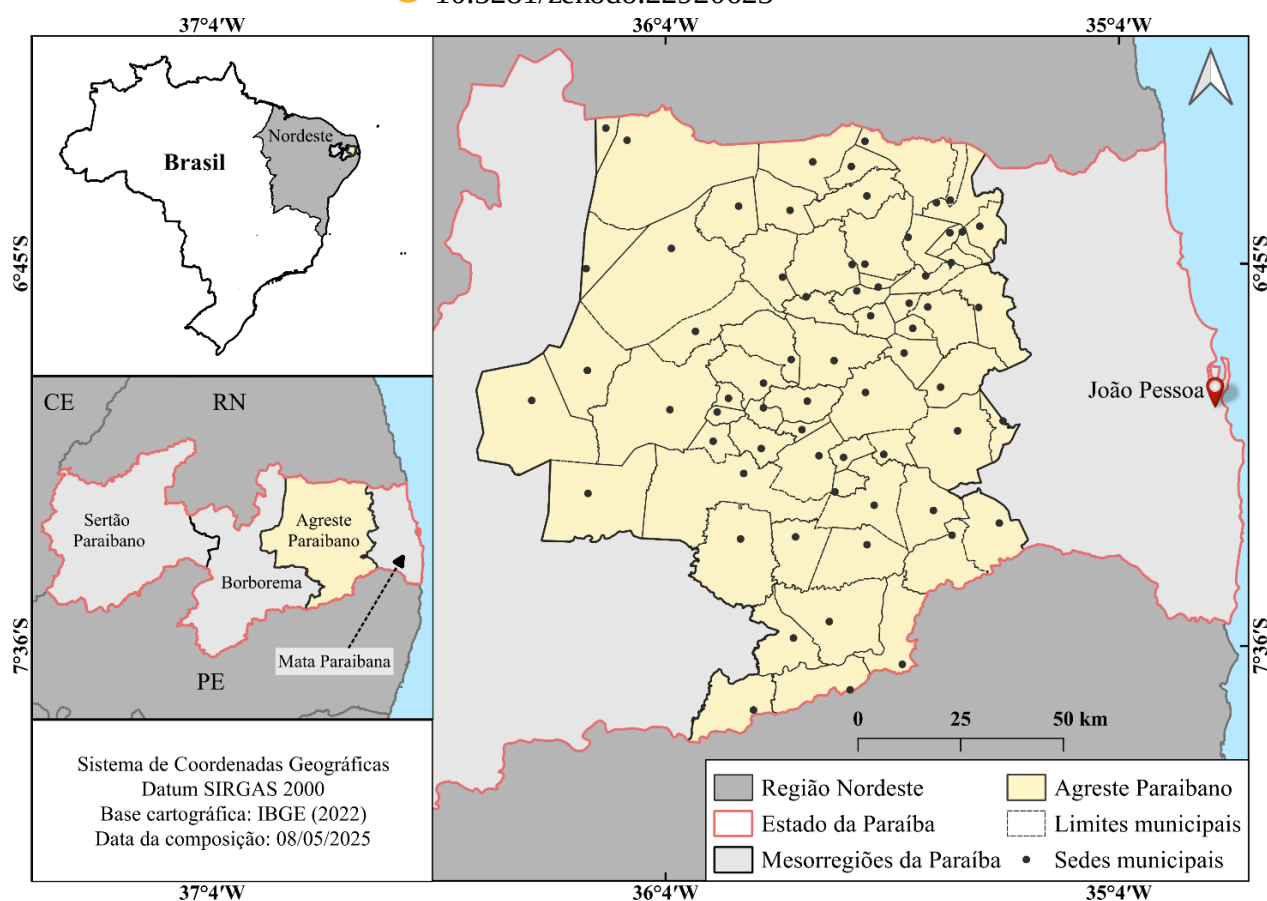


Figura 1 - Localização da mesorregião do Agreste Paraibano no estado da Paraíba.

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

2.2 Procedimentos operacionais

Os materiais e instrumentos utilizados foram os seguintes:

- I) Plataforma de análise geoespacial *Google Earth Engine* (GEE);
- II) Conjunto dos softwares: *Microsoft Office Excel*[®], *Conefor 2.6*, *Fragstats 4.2*, *ArcMap 10.2*[®] e as extensões *V-Late beta 2.0* e *Conefor Inputs*;
- III) Imagens raster de uso e cobertura da terra da Coleção 7.1 do Projeto MapBiomas, referentes ao período analisado, obtidas em formato matricial, com resolução espacial de 30 m. A referida coleção apresenta, conforme validação disponibilizada pelo próprio Projeto MapBiomas, acurácia geral de 81,9% para o bioma Caatinga e de 90,4% para o bioma Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2023);
- IV) Modelo Digital de Elevação (MDE), proveniente do *Copernicus Digital Elevation Model*, com resolução espacial de 30 m, disponibilizado pela *European Space Agency* (ESA) e acessado por meio da plataforma *Copernicus Data Space Ecosystem* (ESA, 2025);
- V) Bases cartográficas vetoriais do Brasil, da região Nordeste e do estado da Paraíba, obtidas a partir da Base de Malhas Territoriais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), disponibilizadas gratuitamente em formato vetorial no portal institucional do IBGE.

No ambiente do GEE foram obtidas imagens de uso e cobertura do solo da Coleção MapBiomas, bem como os respectivos percentuais de área para o Agreste Paraibano no período de 1985 a 2021, totalizando uma série temporal de 37 anos. Ademais, os percentuais de área correspondentes às classes de Formação Florestal e Formação Savânica foram extraídos e

agregados tanto em nível regional quanto municipal. A nova categoria resultante foi denominada Vegetação Nativa, englobando as formações de Caatinga e Mata Atlântica.

Nessa ótica, ressalta-se que alguns municípios passaram por emancipação política após o ano de 1985, porém, para fins de análise territorial, optou-se por mantê-los na série, como é o caso do município de Matinhas, situado na microrregião do Brejo Paraibano. Os percentuais de área vegetal nativa obtidos foram organizados em tabelas, com uso do *Excel*, como forma de mostrar perdas e ganhos de vegetação na mesorregião e nos municípios. Em continuidade, com o uso do *Fragstats*, listou-se a quantidade e o tamanho médio dos fragmentos de vegetação nativa em cada ano.

Para caracterizar a fragmentação no cenário mais recente, selecionou-se o ano de 2021 para a aplicação das métricas de paisagem. Inicialmente, as classes de vegetação nativa foram agregadas em uma única categoria temática. Posteriormente, o raster foi convertido para o formato vetorial, considerando-se exclusivamente os polígonos correspondentes à referida categoria. Na etapa subsequente, o MDE foi processado no ambiente *ArcMap*, a partir do qual foi gerado o raster de declividade da área de estudo. Em seguida, os polígonos de vegetação nativa foram utilizados como máscara para o recorte do raster de declividade, permitindo o cruzamento espacial entre a cobertura vegetal e as classes de declividade. Esse procedimento possibilitou quantificar a área total de cada classe de declividade, a área de vegetação nativa inserida em cada classe e a proporção de cobertura vegetal correspondentes.

Em continuidade, os fragmentos de vegetação nativa foram analisados por meio da extensão *V-Late* para a aplicação das métricas de paisagem. Foram utilizadas quatro métricas, distribuídas em três grupos, a saber: Área da Classe, Índice de Forma, Índice de Forma Médio e Área-Nuclear (Quadro 1). A seleção e aplicação dessas métricas fundamentaram-se nas propostas e objetivos descritos por McGarigal e Marks(1995), Lang e Klug (2006) e Lang e Blaschke (2009).

Quadro 1 - Métricas de paisagem utilizadas no Agreste Paraibano

Grupos	Métrica	Sigla	Unidade	Descrição
Análise de área	Área da Classe	CA	Hectare (ha)	Quantifica a área total dos fragmentos
Análise de forma	Índice de Forma	SHAPE	Adimensional	Indica a complexidade da forma do fragmento, de modo que valores próximos de 1 descrevem uma forma compacta, e valores maiores indicam formas irregulares
Análise de forma	Índice de Forma Médio	MSI	Adimensional	Representa o valor médio do Índice de Forma, de modo que valores próximos de 1 descrevem uma forma compacta, e valores maiores indicam formas irregulares
Análise da área-núcleo	Área-Nuclear	CORE AREA	Hectare (ha)	Quantifica a área-nuclear do fragmento – executada a área de borda

Fonte: adaptado de Lang e Blaschke (2009).

De modo a elucidar a compreensão, os fragmentos foram divididos cinco classes de tamanho, conforme estudo de Ribeiro *et al.* (2009), a saber: muito pequeno (0 – 50 ha), pequeno (50 – 100 ha), médio (100 – 500 ha), grande (500 – 1000 ha) e muito grande (1000 – 150000 ha). Os resultados do Índice de Forma, por sua parte, foram agrupados em 3 classes: compacto (SHP < 2), intermediário (SHP de 2 a 5) e irregular (SHP > 5), conforme Durigan *et al.* (2009). Os resultados da Área-Nuclear têm influência direta da extensão alcançada pelos efeitos de borda. Assim, implementou-se bordas de 50, 100, 150 e 200 m, para simular a área afetada e identificar a área-núcleo remanescente.

Por fim, a análise da conexão funcional entre os fragmentos foi realizada empregando o Índice Integral de Conectividade (IIC), que indica os fragmentos de maior importância para o fluxo gênico na paisagem, isto é, a circulação dos animais (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Para tanto, na extensão *Conefor Inputs* e no *Conefor 2.6*, aplicou-se 50 m como a capacidade máxima de dispersão das espécies e, de modo subsequente, os resultados foram vinculados aos polígonos dos fragmentos, com uso da ferramenta *Join*, no *ArcMap*. A importância dos fragmentos foi estabelecida a partir dos intervalos de IICflux delimitados pelo método de quebras naturais de Jenks: muito baixa (0 - 0,01), baixa (0,01 - 1,06), média (1,06 - 2,47), alta (2,47 - 25,54) e muito alta (25,54 - 58,66). Os resultados gerados por meio das métricas foram tabulados e espacializados na mesorregião do Agreste Paraibano.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Área ocupada, perda e fragmentação

A mesorregião do Agreste Paraibano apresentou importantes mudanças no uso e cobertura do solo entre 1985 e 2021, sobretudo nas classes de vegetação nativa, que abrangem as formações florestais e a Caatinga, bem como na classe agropecuária, composta pela agricultura e, predominantemente, pelas pastagens (Tabela 1). Em 1985, a vegetação nativa configurava a matriz da paisagem. Contudo, em 2021, as pastagens destacam-se como o elemento predominante e mais conectado na configuração territorial regional.

Tabela 1 - Mudanças no uso e cobertura da terra do Agreste Paraibano

Classes de uso e cobertura	1985 (km²)	%	2021 (km²)	%	Mudanças (%)
Vegetação nativa	8035,12	62,19	6099,32	47,20	-14,98
Formação Natural não florestal	318,01	2,46	334,05	2,59	0,12
Agropecuária	4459,34	34,51	6140,34	47,52	13,01
Área não vegetada	59,13	0,46	328,00	2,54	2,08
Corpos hídricos	49,51	0,38	19,43	0,15	-0,23
Total	12921,12	100	12921,12	100	-

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

As alterações de maior proporção são observadas para as classes de vegetação nativa e agropecuária: a primeira experimentou uma redução de 14,98%, ao passo que a segunda aumentou em 13,01%, evidenciando, assim, uma perda de vegetação nativa superior a 1900 km². A conjuntura observada mostra que o desmatamento avançou sobre a vegetação nativa para conversão dessas áreas em agricultura e pastagens. No ano de 1985, a vegetação nativa cobriu uma área de 8.035,12 km², distribuída em 21.236 fragmentos e representando 62,19% da região.

Nos anos seguintes, a perda de área se manteve contínua, de modo que, após o ano de 1986, a classe não voltou a preencher a mais de 60% do território, expressando reduções que variam entre 4,32 e 24,92% em relação ao ano inicial. A maior redução foi observada no ano de 2018, período em que a vegetação chegou a cobrir apenas 46,69% do Agreste Paraibano, o menor percentual registrado. A Tabela 2 apresenta uma síntese da dinâmica da vegetação na região entre os anos de 1985 e 2021, evidenciando o comportamento do número de fragmentos, as perdas de vegetação e a cobertura.

Observa-se que, entre 1985 e 2021, foram perdidos 1.935,79 km² da classe de vegetação, representando uma redução de 24,09% em relação ao ano inicial. Em termos de paisagem, a vegetação cobria 62,19% da área do Agreste Paraibano em 1985, percentual que caiu para 47,20% em 2021, evidenciando uma redução expressiva.

Tabela 2 - Dinâmica da fragmentação no Agreste Paraibano entre 1985 e 2021

Anos	Nº de fragmentos	Dinâmica da fragmentação	%	Vegetação (km²)	Perdas (km²)	%	Cobertura do Agreste (%)
1985	21236	0	0,00	8035,12	0,00	0,00	62,19
1986	21208	-28	-0,13	7995,42	39,69	0,49	61,88
1987	23751	2515	11,84	7575,17	459,94	5,72	58,63
1988	26293	5057	23,81	7284,53	750,59	9,34	56,38
1989	25490	4254	20,03	7157,23	877,88	10,93	55,39
1990	25729	4493	21,16	7066,43	968,69	12,06	54,69
1991	23156	1920	9,04	7383,76	651,36	8,11	57,14
1992	21775	539	2,54	7688,25	346,87	4,32	59,50
1993	22029	793	3,73	7612,90	422,22	5,25	58,92
1994	21416	180	0,85	7679,40	355,72	4,43	59,43
1995	21143	-93	-0,44	7620,99	414,13	5,15	58,98
1996	25305	4069	19,16	7081,20	953,92	11,87	54,80
1997	26804	5568	26,22	6833,31	1201,81	14,96	52,88
1998	29815	8579	40,40	6429,39	1605,73	19,98	49,76
1999	30512	9276	43,68	6218,95	1816,17	22,60	48,13
2000	31413	10177	47,92	6163,35	1871,77	23,29	47,70
2001	31672	10436	49,14	6197,31	1837,81	22,87	47,96
2002	30742	9506	44,76	6266,40	1768,72	22,01	48,50
2003	29600	8364	39,39	6408,01	1627,11	20,25	49,59
2004	27137	5901	27,79	6709,85	1325,27	16,49	51,93
2005	26582	5346	25,17	6861,58	1173,53	14,61	53,10
2006	26517	5281	24,87	6955,74	1079,38	13,43	53,83
2007	23473	2237	10,53	7218,40	816,72	10,16	55,87
2008	24073	2837	13,36	7173,48	861,63	10,72	55,52
2009	24462	3226	15,19	7184,76	850,35	10,58	55,60
2010	25501	4265	20,08	7116,87	918,25	11,43	55,08
2011	24054	2818	13,27	7279,21	755,91	9,41	56,34
2012	26232	4996	23,53	6939,60	1095,52	13,63	53,71
2013	28386	7150	33,67	6723,19	1311,93	16,33	52,03
2014	28098	6862	32,31	6502,45	1532,66	19,07	50,32
2015	29268	8032	37,82	6221,11	1814,00	22,58	48,15
2016	29922	8686	40,90	6159,76	1875,36	23,34	47,67
2017	30287	9051	42,62	6131,10	1904,02	23,70	47,45
2018	30976	9740	45,87	6033,01	2002,10	24,92	46,69
2019	31242	10006	47,12	6050,14	1984,98	24,70	46,82
2020	31255	10019	47,18	6046,52	1988,60	24,75	46,80
2021	30976	9740	45,87	6099,32	1935,79	24,09	47,20

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

As perdas de vegetação também foram pronunciadas em 61 dos municípios da região, representando o percentual de 92,42% das unidades territoriais (Tabela 3), com destaque para Gurinhém, Juarez Távora, Caiçara, Montadas, Mulungu, Tacima e Logradouro, haja vista que houve diminuição de mais de 50% da área observada desde 1985. Por outro lado, ganhos de área vegetal foram identificados em 5 unidades territoriais, representando apenas 7,58% dos municípios da mesorregião, a conhecer: São Sebastião de Lagoa de Roça, Matinhas, Alagoa Nova, Sossêgo e Pocinhos.

Tabela 3 - Mudanças de área e perda de vegetação nativa nos municípios do Agreste Paraibano

ANOS	1985	1995	2005	2015	2021	Mudança (km ²)	%
Alagoa Grande	242,52	267,96	226,4	179,6	164,82	-77,7	-32,04
Alagoa Nova	64,71	93,71	85,09	78,26	77,19	12,48	19,28
Algoíinha	81,84	90,2	66,01	50,57	47,25	-34,59	-42,27
Algodão de Jandaíra	131,66	101,46	96,66	112,6	114,07	-17,58	-13,35
Araçagi	149,77	171,63	123,41	85,37	89,04	-60,73	-40,55
Arara	48,91	40,71	39,86	41,61	43,78	-5,13	-10,49
Araruna	144,24	123,7	113,77	99,94	100,54	-43,7	-30,3
Areia	180,36	210,61	185,89	173,71	165,56	-14,8	-8,21
Areial	4,49	8,57	4,65	2,92	2,62	-1,87	-41,6
Aroeiras	290,86	268,87	241,85	242,1	237,96	-52,91	-18,19
Bananeiras	174,43	178,94	151,61	129,46	124,54	-49,89	-28,6
Barra de Santa Rosa	507,71	453,37	446,6	440,68	458,31	-49,41	-9,73
Belém	65,9	71,98	67,1	49,56	48,72	-17,18	-26,06
Boa Vista	277,79	255,91	301,46	279,95	256,8	-20,99	-7,56
Borborema	18,25	22,16	19,02	17,64	14,36	-3,89	-21,34
Cacimba de Dentro	57,17	49,91	37,01	47,92	51,29	-5,88	-10,28
Caiçara	74,17	74,18	59,3	29,27	32,4	-41,77	-56,31
Caldas Brandão	37,28	44,21	30,44	23,3	21,84	-15,44	-41,43
Campina Grande	334,16	262,37	240,43	233,71	219,5	-114,66	-34,31
Casserengue	129,09	88,34	70,32	79,48	78,33	-50,76	-39,32
Cuité	469,93	425,14	439,58	451,99	455,46	-14,47	-3,08
Cuitégi	33,79	36,49	29,78	22,64	22,61	-11,18	-33,1
Damião	98,85	81,8	79,42	80,45	80,44	-18,41	-18,62
Dona Inês	104,26	89,34	89,58	79,84	80,75	-23,51	-22,55
Duas Estradas	21,82	21,75	19,43	11,52	13,09	-8,73	-40
Esperança	53,32	50,26	35,54	46,64	44,47	-8,85	-16,6
Fagundes	148,66	144,33	114,85	118,52	110,41	-38,25	-25,73
Gado Bravo	145,36	140,86	122,16	111,47	105,26	-40,1	-27,59
Guarabira	108,59	120,8	91,7	53,81	56,17	-52,43	-48,28
Gurinhém	257,78	266,78	186,48	135,27	125,15	-132,62	-51,45
Ingá	194,54	198,79	154,26	113,75	110,87	-83,67	-43,01
Itabaiana	114,25	117,63	75,9	60,71	65,26	-48,99	-42,88
Itatuba	192,72	174,47	136,55	106,94	105,82	-86,89	-45,09
Juarez Távora	63,26	58,97	40,3	32,58	29,73	-33,53	-53
Lagoa de Dentro	60,49	66,46	50,13	33,26	37,72	-22,77	-37,64
Lagoa Seca	43,79	53	43,64	41,81	41,78	-2	-4,57
Logradouro	24,99	23,82	19,22	4,15	5,27	-19,72	-78,92
Massaranduba	154,5	165,28	142,29	134,83	132,3	-22,21	-14,37
Matinhas	22,1	28,15	27,42	27,21	27,53	5,44	24,6
Mogei	163,52	160,6	111,7	85,74	82,14	-81,38	-49,77
Montadas	3,6	2,9	2,32	1,6	1,56	-2,04	-56,74
Mulungu	128,28	110,28	81,62	55,06	55,13	-73,16	-57,03
Natuba	97,56	84,39	83,08	88,22	90,4	-7,16	-7,34
Nova Floresta	24,37	26,27	24,34	23,72	21,73	-2,64	-10,85
Olivedos	183,75	157,38	188,47	163,33	165,03	-18,72	-10,19
Pilões	47,5	56,47	52,35	42,5	38,09	-9,42	-19,83
Pilõesinhos	35,12	36,81	32,98	28,12	26	-9,12	-25,96
Pirpirituba	55,79	66,76	60,13	50,37	48,47	-7,32	-13,12
Pocinhos	277,93	252,7	316,65	301,8	293,12	15,19	5,47
Puxinanã	15,04	15,16	11,72	13,68	13,1	-1,95	-12,93

Queimadas	271,84	246,81	188,53	189,42	175,58	-96,26	-35,41
Remígio	104,24	74,48	73,96	92,02	92,05	-12,19	-11,69
Riachão	43,83	43,68	45,66	34,52	30,9	-12,93	-29,51
Riachão do Bacamarte	33,9	32,4	24,74	22,17	21,34	-12,56	-37,04
Salgado de São Félix	96,75	87,68	73,48	75,44	78,28	-18,47	-19,09
Santa Cecília	158,92	158,82	140,22	133,56	124,17	-34,75	-21,87
São S. de L. de Roça	14,13	17,79	14,95	16,28	17,92	3,79	26,78
Serra da Raiz	22,95	24,67	24,06	18,53	17,52	-5,42	-23,64
Serra Redonda	45,08	46,15	34,33	30,85	29,28	-15,79	-35,04
Serraria	42,83	50,63	44,3	39,99	37,41	-5,42	-12,66
Sertãozinho	24,85	26,3	23,5	15,25	17,18	-7,67	-30,87
Solânea	147,49	119,6	104,82	117,21	121,94	-25,54	-17,32
Soledade	307,57	249,29	291,23	251,19	231,39	-76,18	-24,77
Sossêgo	79,92	70,19	87,48	84,79	87,72	7,8	9,76
Tacima	143,88	119,55	90,64	49,59	53,16	-90,72	-63,05
Umbuzeiro	136,08	140,23	129,16	131,04	129,64	-6,44	-4,73

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

A conversão de florestas em pastagens, bem como a extração de madeira para queima, resulta na emissão de quantidades significativas de carbono para a atmosfera, contribuindo para as mudanças climáticas (FAO, 2020; HOUGHTON, 2005). Dessa forma, entre 1985 e 2021, a mesorregião registrou emissões relevantes de carbono decorrentes das alterações no uso e cobertura do solo. Com base na área e nos percentuais de perda, foi possível identificar os municípios que apresentaram maiores reduções na biomassa vegetal durante o período. Ademais, nos municípios que experimentaram expansão da vegetação nativa, verificou-se também o sequestro de carbono atmosférico e sua incorporação na biomassa vegetal, como exemplificado pelo caso de Alagoa Nova.

Investigações conduzidas no bioma Caatinga também evidenciaram a perda da vegetação natural, associada à expansão das áreas destinadas à agropecuária. Miranda *et al.* (2018), em estudo sobre a dinâmica do desmatamento, entre 1975 e 2013, na bacia hidrográfica do Rio Pontal, Pernambuco, verificaram uma tendência de crescimento do desmatamento e da expansão da agricultura. Da mesma forma, Souza *et al.* (2020) estimaram perdas de 11 Mha de vegetação na Caatinga, entre 1985 e 2017, particularmente, em razão da conversão das terras para a agropecuária. Assim, nota-se o estabelecimento da agricultura e da pecuária como principal motivador para o desmatamento.

Em relação à dinâmica espaço-temporal da fragmentação, o número de fragmentos de vegetação nativa apresenta relação direta com a área ocupada pela vegetação (Figura 2). Assim, quando a vegetação reduz, o número de fragmentos aumenta, da mesma forma que, quando a área da vegetação aumenta, o número de fragmentos é expressivamente reduzido. Logo, os anos com maior número de fragmentos, a exemplo de 2001, 2000, 2018, 2019, 2020 e 2021, correspondem aos períodos de menor área ou perda.

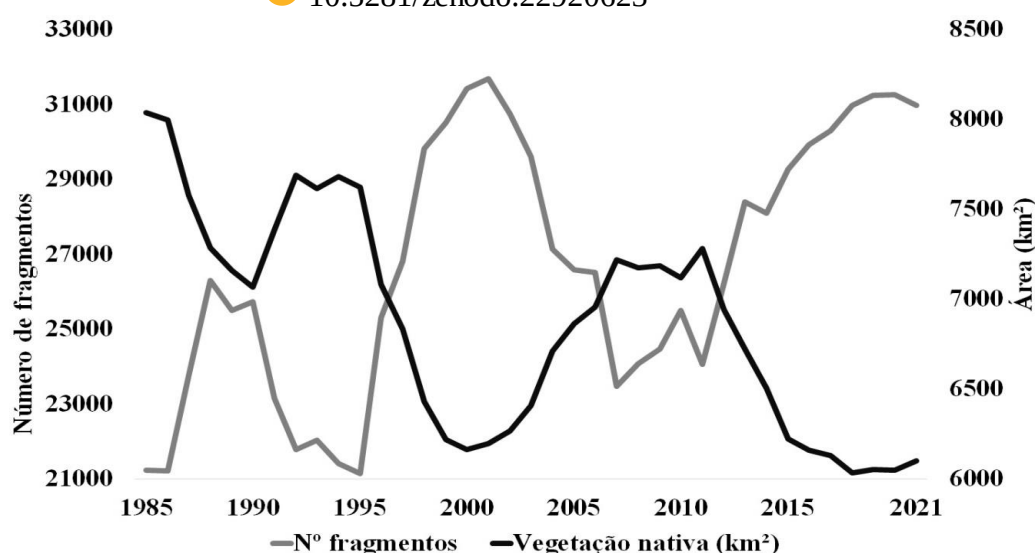


Figura 2 - Comportamento da fragmentação e da área ocupada pela vegetação entre 1985 e 2021, no Agreste Paraibano. Fonte: elaborado pelos autores (2025).

A evolução temporal do tamanho médio e do número de fragmentos ao longo dos anos evidencia uma relação semelhante ao observado na área de vegetação e no número de fragmentos (Figura 3), de modo que, quanto maior for este número, menor o tamanho médio encontrado na paisagem. As duas métricas são indicadoras do fatiamento da classe de cobertura: quanto maior o número de fragmentos ou menor o tamanho médio, maior a fragmentação manifestada (MCGARIGAL; ENE; CUSHMAN, 2023). Nesse sentido, o ano de 2021 aparece como o mais fragmentado, enquanto o ano de 1985 exibe a menor fragmentação, com registro do aumento de 47,87% na fragmentação, indicando um notório aumento da subdivisão da classe de vegetação.

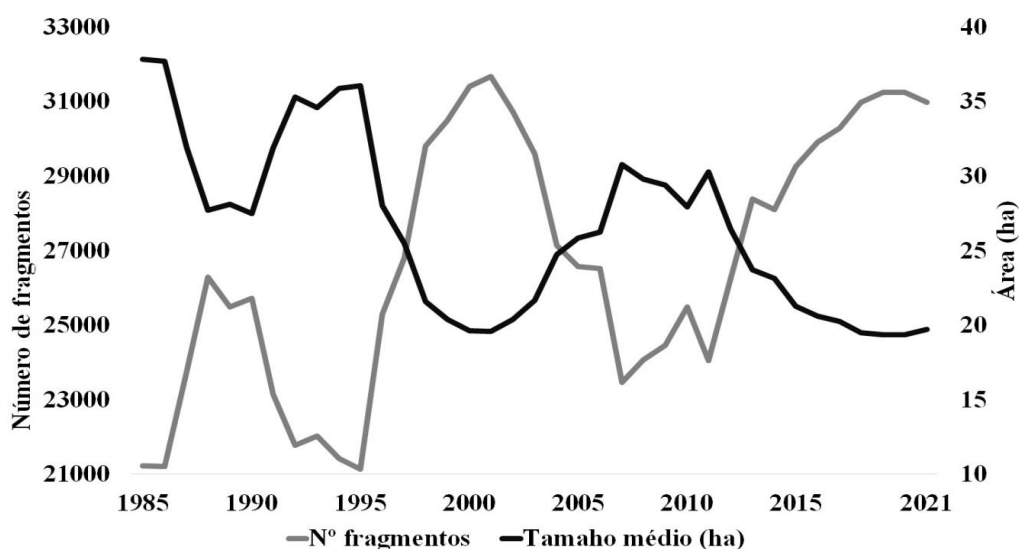


Figura 3 - Evolução do tamanho médio dos fragmentos de vegetação nativa entre 1985 e 2021. Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Em 2021, considerando a extensão das classes de declividade na região, a maior parte da vegetação nativa estava concentrada nas classes suave ondulado e ondulado, com 1.988,11 km² e 2.070,46 km², respectivamente (Tabela 4). Juntas, essas duas classes somam mais de 60% da área total de vegetação nativa. Em seguida, aparecem as classes plano e forte ondulado, com 768,20 km² e 1.173,02 km², enquanto as áreas montanhoso e escarpado apresentam as menores quantidades, com 97,72 km² e 1,81 km².

A predominância da Caatinga em relevo suave ondulado também foi registrada na bacia do Rio Pontal, Pernambuco (FERREIRA *et al.*, 2017). Em condições semelhantes, a concentração da vegetação sobre os relevos suave ondulado e ondulado foi constatada no Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Agreste Paraibano (CAMPOS; LIMA, 2020). Esses estudos corroboram os resultados obtidos para a mesorregião e sugerem que, por serem as classes de declividade predominantes, elas comportam a maior parte da massa de vegetação nativa remanescente.

Tabela 4 - Distribuição da área de vegetação nativa nas classes de declividade do relevo

Classes de Declividade (%)	Área (km²)	%	V. nativa (km²)	%	V. nativa na classe (%)
Suave Ondulado (3 - 8)	5297,93	41	1988,11	32,6	37,53
Ondulado (8 - 20)	3788,65	29,32	2070,46	33,95	54,65
Forte Ondulado (20 - 45)	1553,11	12,02	1173,02	19,23	75,53
Montanhoso (45 - 75)	116,38	0,9	97,72	1,6	83,97
Escarpado (> 75)	2,07	0,02	1,81	0,03	87,27
Total	12921,12	100	6099,32	100	—

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Quanto à proporção de vegetação nativa nas classes de declividade em 2021 (Tabela 4), observa-se que as áreas mais íngremes apresentam os maiores percentuais de cobertura. As classes escarpado e montanhoso alcançaram 87,27% e 83,97% de cobertura vegetal, respectivamente. Em seguida, destacam-se as classes forte ondulado, com 75,53%, e ondulado, com 54,65%. Por outro lado, as áreas suave ondulado e plano tiveram percentuais inferiores, com 37,53% e 35,52%, refletindo maior uso antrópico nessas partes do relevo.

Esse cenário indica que os terrenos mais acidentados oferecem maior resistência à expansão da agropecuária, favorecendo a conservação da vegetação nativa. Por isso, essas áreas de relevo mais íngreme devem ser prioritariamente consideradas para a criação de unidades de conservação, pois sua topografia natural dificulta a instalação da agropecuária e contribui para a preservação dos fragmentos vegetais, conforme evidenciado.

3.2 Tamanho, forma e área-nuclear

A organização dos percentuais de área (CA) por classe de tamanho dos fragmentos mostra que 77,59% da área de vegetação nativa está inserida na classe muito grande, que, por sua vez, abriga apenas 36 fragmentos (Tabela 5). O segundo maior percentual foi registrado para a classe muito pequeno, que chega a cobrir 11,14% do território e detém 30.546 dos fragmentos da região, representando 98,61% do total.

Tabela 5 - Área e número de fragmentos das classes de tamanho dos fragmentos

Classes de tamanho	Área (ha)	%	Nº fragmentos	%
Muito pequeno (0 – 50 ha)	67.931,75	11,14	30546	98,61
Pequeno (50 – 100 ha)	13.285,28	2,18	186	0,60
Médio (100 – 500 ha)	35.599,63	5,84	179	0,58
Grande (500 – 1000 ha)	19.878,27	3,26	29	0,09
Muito grande (1000 ha - 150000 ha)	473.237,06	77,59	36	0,12
Total	609.931,99	100	30.976,00	100

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Embora a maior concentração esteja relacionada aos tamanhos muito grandes, o expressivo percentual de área distribuído em fragmentos de dimensões muito pequenas, no Agreste Paraibano, é um fator crítico para a dinâmica ecológica nesses perímetros. Isso ocorre

porque tamanhos diminutos possuem capacidades limitadas para suportar espécies, podendo gerar perdas na biodiversidade (MACARTHUR; WILSON, 2001; TURNER, 1996). Contudo, grandes áreas permitem a manutenção de maior número de espécies, em virtude das condições mais promissoras. Ademais, a oferta de serviços ecossistêmicos possui ligação com o tamanho das manchas, de forma que, em geral, os maiores fragmentos possuem maior potencial para ofertar produtos florestais madeiros e não madeireiros, bem como produtos oriundos de animais selvagens. Assim, promover a regeneração da vegetação em pontos estratégicos para ligar áreas pequenas às maiores pode, em médio e em longo prazo, aumentar a oferta de serviços e a disponibilidade de *habitat*.

O maior número de fragmentos muito pequenos também foi observado no estudo de Ribeiro *et al.* (2009), constatando que mais de 80% dos fragmentos florestais da Mata Atlântica possui menos de 50 ha, ao passo que o segundo maior percentual foi visto para a classe de 50 a 100 ha, compreendendo 8,7% dos remanescentes. No mesmo caminho, também houve a predominância de fragmentos com área menor que 50 ha, em estudo conduzido na Zona de Amortecimento do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, município de Areia, no Agreste Paraibano (CAMPOS; LIMA; COSTA, 2025). Assim, o cenário recuperado nas investigações realizadas demonstra o crítico grau de fragmentação das paisagens tropicais, resultado do histórico de uso e ocupação da terra desenvolvido desde a colonização portuguesa, sobretudo, na Mata Atlântica e Caatinga.

A espacialização das classes de tamanho na área considerada revela uma ampla distribuição dos tamanhos (Figura 4). Os fragmentos muito grandes ocorrem por toda a área e apresentam perímetros maiores e menos retalhados na porção oeste, próxima aos limites da região. A classe de fragmentos muito pequenos também recebe ênfase na distribuição espacial, ocorrendo de forma acentuada na porção leste.

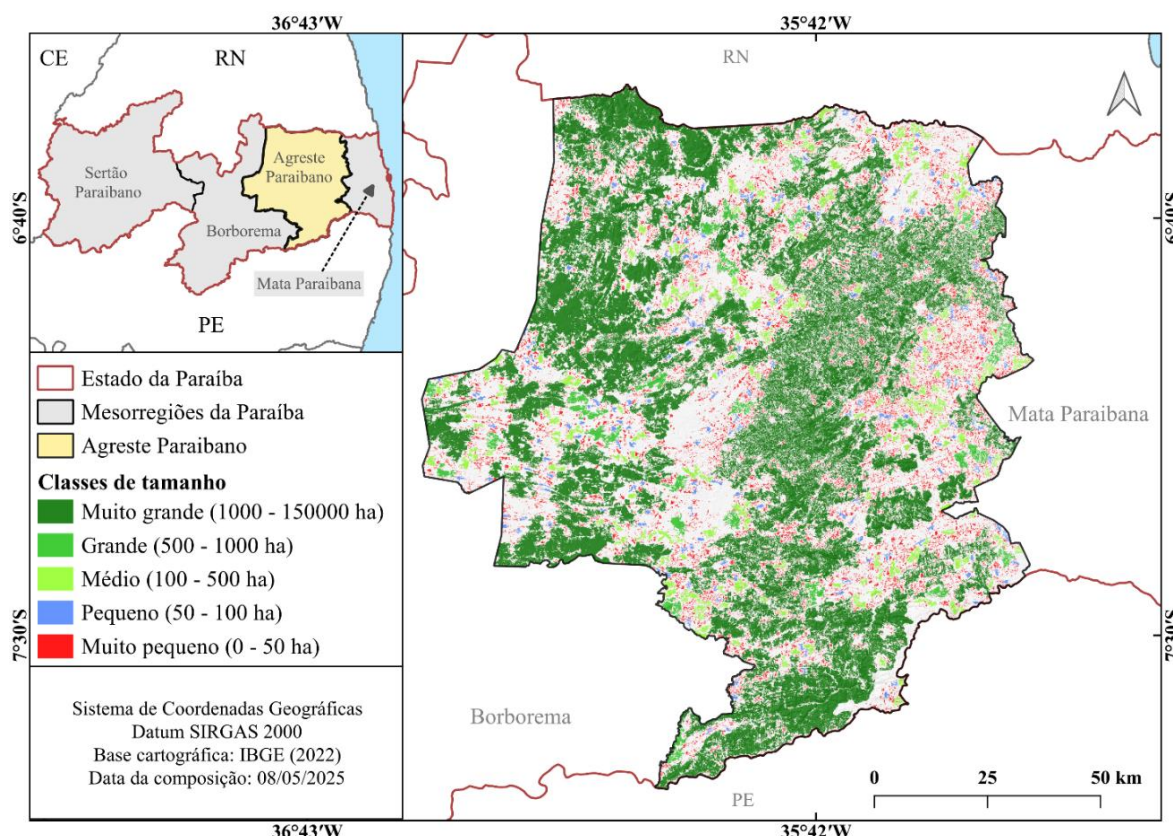


Figura 4 - Espacialização das classes de tamanho dos fragmentos. Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Em relação à forma (SHAPE), observando-se a distribuição por classe de tamanho, percebe-se que o formato compacto é predominante, atrelado, em sua maioria, à classe de tamanho muito pequeno, representando mais de 69% dos remanescentes de vegetação nativa (Tabela 6). O MSI encontrado apresentou o número de 1,95, apontando a forte presença de formas arredondadas na paisagem. Em seguida, a classe de formato intermediário exibe o segundo maior percentual: 28,98%. Por fim, os irregulares compreendem 1,72%, abrangendo os fragmentos grandes em sua totalidade.

Tabela 6 - Distribuição dos fragmentos por classe de tamanho e forma

Classes de tamanho	Irregular	Intermediário	Compacto
Muito pequeno	198	8.882	21.466
Pequeno	112	74	0
Médio	158	20	1
Grande	29	0	0
Muito grande	36	0	0
Total	533	8976	21467
Percentual (%)	1,72	28,98	69,30

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

As formas manifestadas pelos fragmentos são indicadoras da vulnerabilidade aos efeitos de borda, uma vez que, quanto maior a complexidade apresentada, maior a área do fragmento em condição de borda, o que implica num ainda maior comprometimento da área, quando os fragmentos apresentam muitas ramificações estreitas que adentram na matriz da paisagem, pois os efeitos tendem a se propagar por esses espaços com mais facilidade.

Os fragmentos pequenos são os mais prejudicados, já que podem estar completamente envolvidos pelos efeitos de borda (FAHRIG, 2003; MURCIA, 1995). Devido à área menor, as bordas das diferentes direções se encontram, principalmente, diante de formas alongadas e estreitas. A Figura 5 ilustra a espacialização da métrica de forma no Agreste Paraibano, entendendo que, ao denotarem-se nos fragmentos muito grandes, as formas irregulares alcançam maior destaque visual em relação às compactas.

No estado do Espírito Santo, análises da fragmentação mostraram que, no entorno dos Parques Estaduais Forno Grande e Pedra Azul, os fragmentos com menos de 10 ha manifestaram formas arredondadas (JUVANHOL *et al.*, 2011). Em São Paulo, avaliação classificou 70,7% dos fragmentos no entorno da Estação Ecológica de Avaré como arredondados, em sua maioria, possuindo áreas menores que 50 ha (RUSCA *et al.*, 2017). Esse contexto indica que as manchas florestais de tamanhos reduzidos assumem formas arredondadas em diferentes estados do Brasil, explicitando, ainda, a natureza fragmentada da vegetação nativa nessas paisagens.

Estudo realizado em um assentamento rural na região semiárida de Sergipe recuperou os valores de MSI 1,63, 2,11 e 2,88, para os fragmentos pequenos, médios e grandes, respectivamente, corroborando com os números encontrados no Agreste Paraibano e evidenciando que os fragmentos grandes apresentam a característica de formas mais complexas, quando comparados com os fragmentos menores dos espaços investigados (LIMA; FERNANDES, 2021).

As atividades humanas que se instalam no entorno dos fragmentos, desencadeiam, por meio do desmatamento, episódios de perda da vegetação em diferentes pontos e com variadas extensões de área. Devido a isso, a forma do fragmento distancia-se formato de um círculo, manifestando perímetros complexos que, por sua vez, propagam efeitos de borda em diferentes sentidos e direções, trazendo, nesse sentido, consequências para a biodiversidade que persiste nestes espaços.

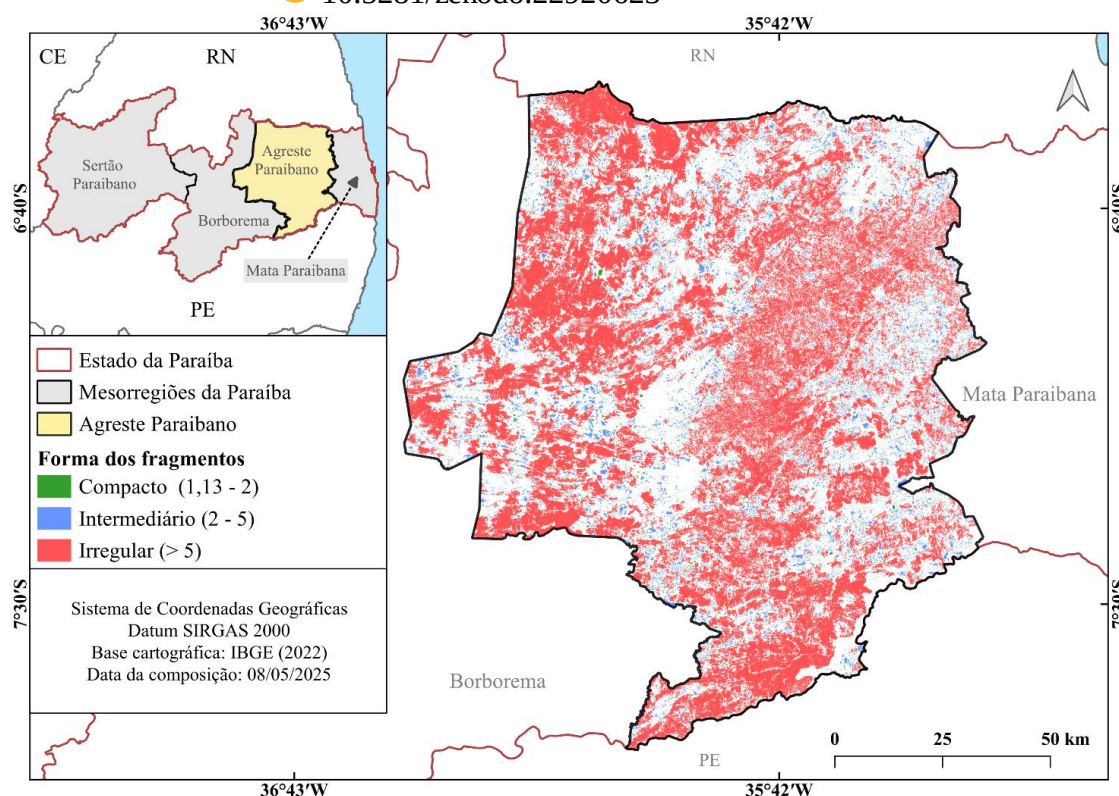


Figura 5 - Espacialização da forma dos fragmentos. Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Com variadas extensões de borda para os fragmentos, foram obtidos diferentes percentuais de área afetadas pelo efeito de borda e áreas-núcleo (CORE AREA). Diante de uma borda de 50 m, o percentual de área afetado foi de 51,98%, enquanto o número de fragmentos inteiramente em condições de borda, isto é, sem área-núcleo, contabilizou 25.884; por outro lado, foram identificadas 32.838 áreas-núcleo disjuntas (Tabela 7). Para as extensões de 100, 150 e 200 m, anunciou os percentuais de 70,21, 79,54 e 85,20% de área afetada. Com a mesma dinâmica, os fragmentos desprovidos de áreas-núcleo somaram 29.817, 30.498 e 30.737, na devida ordem.

Tabela 7 - Área-núcleo para diferentes distâncias de borda

Borda (m)	50	100	150	200
Área sob efeito de borda (km ²)	3.170,50	4.282,55	4.851,67	5.196,42
Percentual (%)	51,98	70,21	79,54	85,20
Fragmentos sem área-núcleo	25.884	29.817	30498	30.737
Áreas-núcleo disjuntas	32.838	1.0646	5491	2681
Área-núcleo (km ²)	2.928,82	1.816,76	1.247,65	902,90
Percentual (%)	48,02	29,79	20,46	14,80

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

O comportamento assistido em relação às quantidades de áreas-nuclear ocorre porque existem fragmentos com clareiras em seu interior, assim, os efeitos de borda também partem desses pontos. Assim, ao aplicar a extensão de borda, os fragmentos são afetados em diferentes direções e sentidos, restando apenas algumas porções que não são alcançadas pelos efeitos: as áreas-nuclear. Adicionalmente, em manchas com formatos alongados e estreitos, os efeitos podem atravessar de um lado para o outro, isolando áreas-nuclear e aumentando seus números.

O conjunto descrito para a borda de 50 m releva que os fragmentos se encontram em nítida vulnerabilidade aos efeitos de borda, posto que mais da metade da área total dos

fragmentos foi afetada, tornando a situação ainda mais agravada nas demais distâncias. Decerto, esse contexto mostra que a maior parte dos fragmentos possui área-nuclear a menos de 10 m da borda do fragmento, quadro já relatado para a Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009). A configuração indicada demonstra a fragilidade dessas unidades para sustentar áreas conservadas em seu interior, aspecto indispensável à persistência das espécies exigentes de maior qualidade ambiental. Por outro lado, distâncias menores para a borda podem encontrar menores percentuais de área afetada e números maiores de áreas-núcleo.

As áreas afetadas pelos efeitos de borda sofrem uma redução na sua capacidade de ofertar serviços ecossistêmicos (lenha, frutos, cascas, raízes e carne de animais selvagens), o que decorre das perturbações que se manifestam nessas porções marginais dos fragmentos, a exemplo da diminuição dos recursos para as espécies, alterações nas relações ecológicas de competição e predação (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; MURCIA, 1995). Como a lenha é um dos serviços ecossistêmicos mais demandados na Caatinga, esses efeitos afetam diretamente a oferta desse produto florestal madeireiro (LIMA *et al.*, 2019). De forma mais severa, as condições de borda podem avançar continuamente no fragmento, levando à perda de área e ao recuo das bordas e gerando, ainda, um espaço com características de capoeira ou manifestando um sistema persistente de sucessão: estágio inicial (GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000; TABARELLI *et al.*, 2012).

3.3 Conectividade e importância dos fragmentos

A distribuição espacial do nível de importância dos fragmentos vegetais para a conectividade funcional obtido por meio do IIC está representada na Figura 6. O modelo considera conectados todos os fragmentos que estão a uma distância igual ou inferior a 50 metros. Logo, nota-se a presença de um corredor de importância muito alta na porção central da área, interligando as extremidades norte e sul e apresentando-se de forma mais estreita próximo à divisão com o estado do Rio Grande do Norte. A nível de importância alta, também foi recuperado um único fragmento, localizado na porção noroeste da área, com menor extensão latitudinal. O nível de importância média comporta apenas quatro áreas disjuntas, ao passo que as demais classes se manifestam de forma ampla ao longo da região.

A paisagem regional apresenta grandes fragmentos funcionalmente conectados para espécies com capacidade de dispersão igual ou menor que 50 m. A alta conectividade permite a circulação das espécies na paisagem e a ampliação das áreas para forrageio, favorecendo a regeneração natural de pastagens abandonadas. No entanto, fragmentos isolados por longas distâncias obrigam os animais a se deslocarem pelas pastagens na busca por alimento, o que aumenta a chance de predação, atropelamento e captura em armadilhas (BUENO; SOUSA; FREITAS, 2015; CORNELIUS *et al.*, 2017).

Serviços ecossistêmicos prestados a animais selvagens dependem da presença das espécies nos fragmentos, entendendo que, à medida que as populações são reduzidas, a oferta do serviço também apresenta redução, mas com a maior conectividade. Logo, animais podem transitar entre os remanescentes, o que é possível, particularmente, nas porções de conectividade com importância muito alta e alta na região.

Utilizando a distância de 10 km, estudos encontram importantes áreas vegetais conectadas em municípios de Minas Gerais (OLIVEIRA *et al.*, 2017). De modo específico, fragmentos com importâncias variando entre muito alta e muito baixa para a conectividade, considerando distâncias de 50 a 2000 m, foram relatados, a exemplo do Parque Estadual da Costa do Sol, no estado do Rio de Janeiro (MÜLLER; OLIVEIRA, 2020).

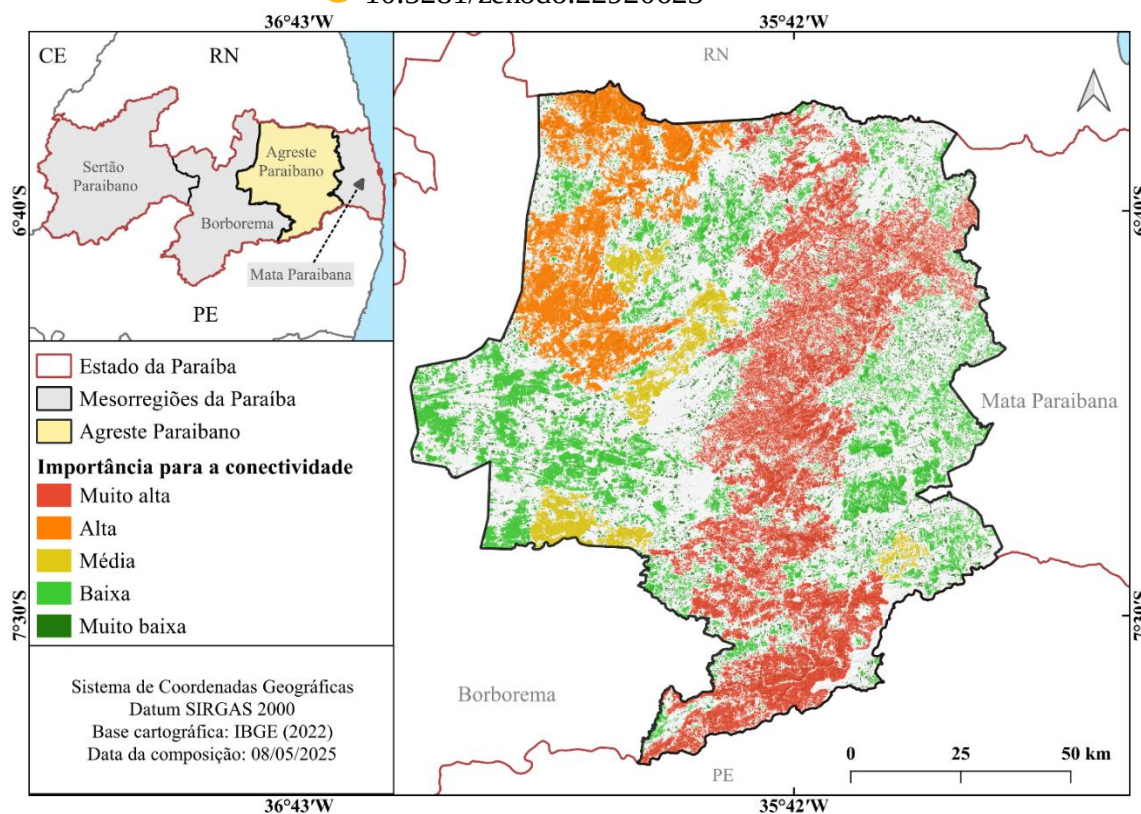


Figura 6 - Classes de importância dos fragmentos para a conectividade.

Fonte: elaborado pelos autores (2025).

Em sequência, aplicando uma distância de 50 m, foi possível selecionar fragmentos prioritários para a conectividade vegetal no município de Nova Marilândia, estado do Mato Grosso (RAMOS *et al.*, 2022). No Agreste Paraibano, essas aplicações são essenciais para a formulação de estratégias de proteção da biodiversidade, pois auxiliam na identificação das áreas com maior potencial para abrigar espécies e dos trechos da paisagem que permitem a conectividade.

Em suma, a configuração da fragmentação encontrada na região do Agreste pode estar presente nas demais mesorregiões do estado, com importantes perdas de área de vegetação nativa e avanço crescente dos espaços em uso pela agropecuária. O quadro regional, por sua vez, apresenta semelhanças com as características da fragmentação identificadas em outros estudos conduzidos em ambientes de Caatinga e Mata Atlântica, em escala de municípios e bacias hidrográficas.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atividade pecuária é o principal vetor de degradação da vegetação nativa nos últimos 37 anos no Agreste Paraibano. No período entre os anos de 1985 e 2021, a região perdeu 14,98% da cobertura vegetal nativa, e a fragmentação espacial aumentou em 45,87%, devido às mudanças no uso e cobertura da terra – houve perdas em 92,42% dos municípios e ganhos em apenas 7,58%. A vegetação remanescente e fragmentada se encontra distribuída, majoritariamente, em superfícies onduladas, onde o relevo não favoreceu a implementação da agropecuária. Além disso, existe a tendência de aumento da perda e fragmentação da vegetação para os próximos anos: um cenário de degradação dos ecossistemas terrestres que afeta o fornecimento de serviços ecossistêmicos e promove o aumento das emissões de carbono para a atmosfera.

Fragmentos muito pequenos são mais abundantes na paisagem e manifestam formas compactas, enquanto os fragmentos grandes e muito grandes detêm a maior parte da área de vegetação e apresentam formas irregulares, levando mais de 51% da vegetação a encontrar-se sob efeitos de borda acentuados. O abandono dos fragmentos de pastagens, no interior dos fragmentos, seguido da regeneração natural ou assistida, é uma alternativa para a redução das áreas em condição de borda e aumento da vegetação na região.

A conectividade funcional mostra extensos fragmentos conectados para espécies com capacidade de dispersão menor ou igual a 50 m, embora a presença da matriz agropecuária ofereça sério risco aos animais que deixam os fragmentos para forragear, dentre eles, a caça, o atropelamento e a captura.

No âmbito municipal, ações de incentivo ao reflorestamento nas propriedades rurais favorecem o aumento da área vegetal nos próximos anos e proporcionam maior proximidade entre as manchas. Assim, a aplicação de manejos sustentáveis nas pastagens e nas áreas agrícolas pode reduzir o desmatamento para abertura de novos espaços e, assim, evitar a criação de novas bordas. Ademais, a regeneração da vegetação nas reservas legais apresenta potencial para incrementar a conectividade e manifestar condições mais adequadas à oferta dos serviços ecossistêmicos. Por outro lado, com o aumento dos percentuais de perda e fragmentação, novas dinâmicas são geradas na paisagem, o que implica entender que, com a manutenção das tendências registradas, nas próximas décadas, as métricas podem entregar resultados ainda mais críticos e desafiadores.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 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=cr ossref. Acesso em: 22 jun. 2024.

ARRUDA, L. V.; RODRIGUES, L. P. M.; SILVA, I. C.; SOUZA, R. S. Configuração geoambiental e dinâmica do espaço agrário atual do Brejo Paraibano (PB), Paraíba, Brasil. **Revista Ciência Geográfica**, 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**, 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.

BUENO, C.; SOUSA, C. O. M.; FREITAS, S. R. Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates? **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. S228–S238, 2015.

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**, v. 17, n. 2, p. 115–135, 2023. Disponível em: <https://revista.ufrr.br/rga/article/view/7888>. Acesso em: 12 fev. 2024.

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**, v. 50, n. 1, p. 219–234, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01426397.2024.2412698>. Acesso em: 2 abr. 2025.

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**, 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, V. R. P.; LIMA, E. R. V. Perda e fragmentação da Caatinga na APA do Cariri, estado da

 10.5281/zenodo.22920623

Paraíba. **Revista de Geografia**, Recife, v. 43, n. 1, p. 217–237, 2026. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/267564>. Acesso em: 4 jun. 2026.

CORNELIUS, C.; AWADE, M.; CÂNDIA-GALLARDO, C.; SIEVING, K. E.; METZGER, J. P. Habitat fragmentation drives inter-population variation in dispersal behavior in a Neotropical rainforest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 3–9, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1679007316301554>. Acesso em: 10 fev. 2023.

COSTA, T. C. C.; OLIVEIRA, M. A. J.; ACCIOLY, L. J. O.; SILVA, F. H. B. B. Análise da degradação da caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. suppl, p. 961–974, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662009000700020&lng=pt&tlng=pt

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

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; NALON, M. A.; RIBEIRO, M. C.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. de M. 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.

ESA. **Copernicus Digital Elevation Model. Copernicus Data Space Ecosystem**. [s. l.], 2025. Disponível em: dataspace.copernicus.eu. Acesso em: 10 abr. 2025.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 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**. Rome: FAO, 2020.

FERREIRA, P. S.; SANTOS, A. M.; FERREIRA, J. M. S.; FERREIRA, H. S.; GALVÍCIO, J. D. Análise da suscetibilidade a desertificação na bacia hidrográfica do rio pontal – Pernambuco - Brasil. **Investigaciones Geográficas**, v. 50, n. 53, p. 37–50, 2017. Disponível em: <https://investigacionesgeograficas.uchile.cl/index.php/IG/article/view/43270>. Acesso em: 15 jun. 2023.

FILHO, C. R. S.; SANTOS, N. M.; GUEDES, J. C. F.; COSTA, D. F. S. Identificação dos serviços ecossistêmicos de provisão prestados pela Caatinga na microrregião do Seridó Ocidental, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 477–490, 2019. Disponível em: <http://www.uvanet.br/rcgs/index.php/RCGS/article/view/568>. Acesso em: 20 dez. 2019.

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

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

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1356–1358, 2000. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.288.5470.1356>. Acesso em: 15 jan. 2021.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012**. United Kingdom: University of Nottingham, 2013.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure**. Nottingham: Fabis Consulting, 2018.

HOUGHTON, R. A. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945–958, 2005. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>. Acesso em: 20 mar. 2021.

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

IBGE. **Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

IBGE. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias: 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

IBGE. **Primeiros resultados de população do Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

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

JESUS, J. B.; GAMA, D. C.; NASCIMENTO JÚNIOR, J. M.; FERNANDES, M. R. M.; FERNANDES, M. M. Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, 2019. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1683>. Acesso em: 16 jun. 2023.

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise espacial de fragmentos florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353–364, 2011. Disponível em: <http://floram.org/doi/10.4322/floram.2011.055>. Acesso em: 8 jan. 2021.

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)**, v. 25, p. 131–140, 2006. Disponível em: <http://publikacie.uker.sk/node/2486>. Acesso em: 6 out. 2020.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, 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.

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**, 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.

LIMA, V. R.; CAMPOS, J. O. Classificação do sistema de trilhas da unidade de conservação Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba, Brasil. **Revista de Estudios Andaluces**, n. 43, p. 51–70, 2022. Disponível em: https://institucional.us.es/revistas/andaluces/43/REA_N_43_2022_03.pdf. Acesso em: 2 mar. 2022.

LIMA, V. R. P.; SILVA, V. S.; ALBUQUERQUE, R. X.; DORNELLAS, P. C. 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**, 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.

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

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. *E-book*. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/9781400881376/html>

MAPBIOMAS. **Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. Base de dados de uso e cobertura da terra**. [s. l.], 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org>. Acesso em: 12 abr. 2025.

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.

MEA. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

10.5281/zenodo.22920623

MIRANDA, R. D. Q.; GALVÍNIO, J. D.; MORAIS, Y. C. B.; MOURA, M. S. B. DE; JONES, C. A.; SRINIVASAN, R. DRY FOREST DEFORESTATION DYNAMICS IN BRAZIL'S PONTAL BASIN. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 2, p. 385–395, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252018000200385&lng=en&tlng=en. Acesso em: 16 jun. 2023.

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

MÜLLER, G. de O.; OLIVEIRA, L. M. T. de. Métricas de paisagem na avaliação da efetividade de proteção do Parque Estadual da Costa do Sol, uma unidade de conservação fragmentada no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 1–18, 2020. Disponível em: <https://neotropical.pensoft.net/article/49490/>. Acesso em: 10 set. 2022.

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

OLIVEIRA, J. S.; PRADO FILHO, J. F.; REZENDE, R. A.; SILVA, M. D. ANÁLISE ESPACIAL COMO SUPORTE AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DA REGIÃO DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS. **Geographia Meridionalis**, v. 3, n. 1, p. 134, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/Geographis/article/view/9925>

PARAÍBA. **Atlas geográfico do Estado da Paraíba**. João Pessoa: Grafset, 1985.

RAMOS, A. W. P.; DOS SANTOS GALVANIN, E. A.; ALVES DA SILVA NEVES, S. M.; DALLACORT, R. 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**, n. 41, p. e51546, 2022. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/geouerj/article/download/51546/43477/246981>. Acesso em: 6 ago. 2024.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 20 jan. 2021.

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

RODRIGUES, E. Efeito de bordas em fragmentos de floresta. **Cadernos da Biodiversidade**, Curitiba, v. 1, n. 2, p. 1–6, 1998. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/rfdusp/article/view/65920>. Acesso em: 5 jan. 2021.

RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R. A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 44, p. 85–94, 2017. Disponível em: http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/110. Acesso em: 8 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**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204607000709>. Acesso em: 15 ago. 2022.

SIQUEIRA, F. F.; CARVALHO, D.; RHODES, J.; ARCHIBALD, C. L.; REZENDE, V. L.; VAN DEN BERG, E. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 1–14, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.614362/full>. Acesso em: 18 set. 2021.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.;

 10.5281/zenodo.22920623

ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/17/2735>. Acesso em: 16 abr. 2023.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. 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.

TOMASELLA, J.; SILVA PINTO VIEIRA, R. M.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; OLIVEIRA SANTANA, M. de; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 197–206, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030324341830607X>

TURNER, I. M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. **The Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200–209, 1996. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2404743?origin=crossref>. Acesso em: 26 abr. 2022.