

NELIO DOMINGOS DA SILVA

**INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS EM ÁREAS DA CAATINGA COM
DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO DE TERRA UTILIZANDO
GEOTECNOLOGIAS**

RECIFE

PERNAMBUCO - BRASIL

JUNHO - 2025

NELIO DOMINGOS DA SILVA

**INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS EM ÁREAS DE CAATINGA COM
DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO DE TERRA UTILIZANDO
GEOTECNOLOGIAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Ana Lícia Patriota
Feliciano Marangon

Coorientador: Prof. Dr. Emanuel Araújo
Silva

**RECIFE
PERNAMBUCO - BRASIL
JUNHO - 2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S586i Silva, Nelio Domingos da.
Indicadores ecológicos e antrópicos em áreas da Caatinga com
diferentes históricos de uso de terra utilizando geotecnologias
Pernambuco, Brasil / Nelio Domingos da Silva. – Recife, 2025.
145 f.: il.

Orientador(a): Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2025.
Inclui referências.

1. Florestas tropicais 2. Vegetação arbóreo-arbustiva 3. Caatinga
4. Ecossistema 5. Krigagem 6. Geoestatística I. Marangon, Ana Lícia
Patriota Feliciano, orient. II. Título

CDD 634.95

NELIO DOMINGOS DA SILVA

**INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS EM ÁREAS DE CAATINGA COM
DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO DE TERRA UTILIZANDO
GEOTECNOLOGIAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco em 10 de junho de 2025, para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a. Dr.^a. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos – CGAM/ IFPE

Dr. João Paulo Ferreira da Silva – PROMORAR/ Recife

Prof. Dr. Hernande Pereira da Silva – GEOSERE/ UFRPE

Prof. Dr. Everaldo Marques de Lima Neto – DCFL/ UFRPE

Orientadora: _____

Prof.^a Dr.^a Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon – DCFL/ UFRPE

Coorientador: _____

Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

Dedico a meus avós maternos, fraternos (in memoriam),
aos povos indígenas e à grandiosa mãe natureza!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela minha vida e saúde para enfrentar os desafios diários e realizar mais um sonho da minha vida.

À minha família por todo amor, educação e apoio nos momentos mais difíceis.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF) pela oportunidade de realizar o doutorado e a todos os professores e professoras do Programa pelos valiosos conhecimentos transmitidos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro durante a realização da pesquisa.

À professora Dr^a. Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon, minha orientadora, pelo grande apoio, orientação, disponibilidade, sugestões, críticas, conhecimentos transmitidos e por todas as palavras de incentivo.

Ao professor Dr. Emanuel Araújo Silva, meu coorientador, pelos ensinamentos, apoio, orientação, disponibilidade, conhecimentos transmitidos e sugestões para o sucesso na execução desta pesquisa.

Ao coordenador Orlando Salgado e a auxiliar administrativa Maria Cricia da Estação de Agricultura de Irrigada de Ibimirim (EAII - Ibimirim) pela presteza e acolhimento no alojamento da UFRPE durante a realização da pesquisa de campo.

Ao Laboratório de Sensoriamento Remoto (LASER) do Departamento de Ciência Florestal (DCFL) pela disponibilização do VANT com sensor *RGB* e dos computadores para processar e normalizar as imagens aéreas.

Ao Laboratório de Dendrologia do DCFL pela disponibilização da estufa.

À curadora do Herbário Sérgio Tavares da UFRPE, Dr^a. Ângela Maria de Miranda Freitas e a auxiliar de laboratório Horivani Gomes por toda a presteza, disponibilidade e auxílio na identificação das amostras botânicas.

Ao mateiro Marcelo Nascimento, indígena da tribo Pipipã, por toda disponibilidade, colaboração e conhecimentos tradicionais transmitidos durante a realização da pesquisa de campo, sempre com simpatia e disponibilidade.

A todos os membros da coordenação, docentes, discentes e técnicos do PPGCF, por proporcionarem todo o suporte para conclusão desta pesquisa, principalmente a secretária Juliana Ferreira por toda atenção, colaboração, presteza e excelente atendimento toda vez que precisei de serviços e a atuação da coordenação, e a Frank Silva, técnico do LASER, por todo

suporte, acolhimento, conversas produtivas, palavras de incentivos e momentos de descontração.

A toda equipe que colaborou com a realização das atividades de campo: Roberto Gomes, Natália Medeiros, João Matheus, Carlos Antônio, Sara, Paullyna Karla (Carlinha), Graziela Bispo, Yasmin Thaíse, Ane e Carlos (motoristas), Jonathan Andrew, Lucas Lyra, Roberto (Beto), Margareth, Carlos Motorista, Professor Emanuel Araújo, Debora Almeida, Sara Nogueira, Bruna Rafaella, Lorena Melo, Alex Sousa, Maria Beatriz, Anderson Francisco e Duberli Gonzales por sua contribuição durante as análises realizadas no programa R e ArcGis.

Aos colegas do PPGCF, Duberli Gonzales, Debora Almeida, Sara Nogueira, Bruna Rafaella, Lorena Melo, Alex Sousa, Maria Beatriz Ferreira, Adenilda Moura, Iara Souza, Denisvaldo Meireles, Waleska Martins, Jailson Silva, Géssyca Sena, Nicolas, Leonardo, Gabriel do Bacharelado em Engenharia Florestal, e a técnica administrativa Amélia da Arce que compartilharam experiências, aprendizados, conversas, apoio e palavras de incentivo ao longo desses anos. Sou muito grato pela ajuda de todos vocês!

A todos os que contribuíram, direta ou indiretamente, para que esse momento fosse concretizado, meu muito obrigado!

“Olhe profundamente para a natureza, e então você entenderá tudo melhor”.

Albert Einstein (1879-1955)

RESUMO

Compreender a distribuição espacial de indicadores ecológicos em comunidades vegetais antropizadas e conservadas da Caatinga é indispensável para direcionar ações de conservação e restauração ecológica na região. Assim, esta pesquisa teve como objetivo analisar os atributos de composição florística e estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas em fragmentos florestais da Caatinga, com diferentes históricos de uso da terra em Pernambuco, Brasil, utilizando Veículo Aéreo Não-Tripulado e geoestatística. As áreas de estudo estão localizadas em Floresta, Pernambuco, incluindo dois fragmentos florestais antropizados (Correntão e Rebrotá) e um considerado Ecossistema de Referência. Para análise da vegetação foram instaladas 20 parcelas de 400 m², totalizando 8.000 m² de área amostral em cada fragmento e todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos com circunferência $\geq 6,0$ cm a 1,30 m do solo foram catalogados. As espécies foram classificadas por síndromes de dispersão, e estimados os índices de entropia de Shannon-Weaver e Simpson, os números de Hill, e as diversidades alfa, beta e gama. Os parâmetros de estrutura horizontal, distribuição diamétrica e classes de altura dos indivíduos foram avaliados em cada área. Os modelos matemáticos foram calculados e ajustados com base em parâmetros como efeito pepita, patamar e alcance dos semivariogramas, utilizando a interpolação por krigagem nos fragmentos Correntão e Rebrotá, em seguida foi realizada a validação cruzada para a seleção dos modelos com melhor ajuste. O método do Inverso do Quadrado da Distância foi aplicado ao Ecossistema de Referência. Nos três fragmentos, observou-se predominância das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae nos componentes adulto e regenerante, com dispersão de sementes por fatores abióticos. Os gêneros *Cnidoscolus* e *Mimosa* foram os mais representativos no ER e na Rebrotá, com duas espécies cada, enquanto os demais gêneros apresentaram apenas uma espécie em cada área. Os números de Hill indicam que os fragmentos possuem uma baixa proporção de espécies com alta densidade de indivíduos em relação aos índices de diversidade observados. Além disso, o índice de diversidade beta revela que cada conjunto de espécies não contribui de forma expressiva para a diversidade regional. No Ecossistema de Referência foi registrada a maior densidade de vegetação adulta por hectare, seguida pelos fragmentos Correntão e Rebrotá, e as espécies *Cenostigma bracteosum* e *Jatropha molissima* apresentaram predominância em densidade, dominância e frequência nos três fragmentos analisados. Na regeneração natural, o fragmento de Rebrotá se destacou pela maior densidade, altura média, dominância e frequência total de indivíduos em comparação às demais áreas. Foi constatada uma dependência espacial moderada a forte na riqueza de espécies e densidade de indivíduos nos fragmentos Correntão e Rebrotá, permitindo a elaboração de mapas bivariados que identificam áreas suscetíveis à degradação e à resiliência ambiental. A utilização de VANT com sensor RGB não se mostrou eficaz para estimar com precisão a altura de indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga. Este estudo contribui para a análise espacial de atributos da composição florística e da estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em áreas antropizadas da Caatinga, oferecendo subsídios essenciais para a priorização de ações de conservação e restauração ecológica na região.

Palavras-chave: Floresta Tropical Sazonalmente Seca; vegetação arbustivo-arbórea; Ecossistema de Referência; krigagem; geoestatística.

ABSTRACT

Understanding the spatial distribution of ecological indicators in both anthropized and conserved plant communities of the Caatinga is essential for guiding conservation and ecological restoration efforts in the region. Therefore, this research aims to analyze the attributes of floristic composition and the structure of shrub-tree communities in forest fragments of the Caatinga with different land use histories in Pernambuco, Brazil, using Unmanned Aerial Vehicles and geostatistics. The study areas are located in Floresta, Pernambuco, and include two anthropized forest fragments (Correntão and Rebrota) and one considered a Reference Ecosystem. To analyze the vegetation 20 plots of 400 m² were established, totaling 8,000 m² of sample area in each fragmente, and all living shrub-tree individuals with a circumference ≥ 6.0 cm at 1.30 m above ground were cataloged. The species were classified by dispersal syndromes, and the Shannon-Weaver and Simpson entropy indices, Hill numbers, and alpha, beta, and gamma diversities were estimated. The horizontal structure parameters, diameter distribution, and height classes of the individuals were evaluated in each area. The mathematical models were calculated and adjusted based on parameters such as nugget effect, sill, and range of the semivariograms, using kriging interpolation for the Correntão and Rebrota fragments, and Cross-validation was performed to select the best-fitting models. The Inverse Distance Weighting method was applied to the Reference Ecosystem. In all three fragments, the Fabaceae and Euphorbiaceae families predominated in both the adult and regenerating components, with seed dispersal primarily driven by abiotic factors. The genera *Cnidoscolus* and *Mimosa* were the most representative in the Reference Ecosystem and Rebrota, with two species each, while the other genera had only one species in each area. The Hill numbers indicate that the fragments have a low proportion of species with high individual density relative to the observed diversity indexes. Additionally, the beta diversity index reveals that each set of species does not significantly contribute to the regional diversity. In the Reference Ecosystem, the highest density of adult vegetation per hectare was recorded, followed by the Correntão and Rebrota fragments, and the species *Cenostigma bracteosum* and *Jatropha molissima* showed predominance in density, dominance, and frequency across all three analyzed fragments. In natural regeneration, the Rebrota fragment stood out with the highest density, average height, dominance, and total frequency of individuals compared to the other areas. A moderate to strong spatial dependence in species richness and density of individuals was observed in the Correntão and Rebrota fragments, enabling the creation of bivariate maps that pinpoint areas susceptible to degradation and environmental resilience. The use of UAV equipped with RGB sensor proved ineffective for accurately estimating the height of shrub-tree individuals in the Caatinga. This study contributes to the spatial analysis of floristic composition attributes and the structure of shrub-tree vegetation in anthropized areas of the Caatinga, providing essential support for prioritizing conservation and ecological restoration actions in the region.

Keywords: Seasonally Dry Tropical Forest; shrub-tree vegetation; Reference Ecosystem; kriging; geostatistics.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.** Localização das áreas de estudo no município de Floresta - PE.....52
- Figura 2.** Curva de acumulação espécie/área pelo método de rarefação (aleatorizado 1.000 vezes) para as comunidades arbustivo-arbóreas dos fragmentos florestais da Caatinga do Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada em Floresta, Pernambuco.....55
- Figura 3.** Percentual de espécies e de número de indivíduos por síndromes de dispersão de sementes em áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada da Caatinga, município de Floresta, PE.....58

CAPÍTULO 2

- Figura 1.** Fragmentos florestais antropizados (Correntão e Rebrotada) e Ecossistema de Referência da Caatinga, no município de Floresta - PE.....69
- Figura 2.** Espécies arbustivo-arbóreas de maior densidade em 20 parcelas de 400 m² nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada no município de Floresta - PE.....75
- Figura 3.** Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos por classes de altura (m) nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada no município de Floresta - PE77
- Figura 4.** Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos por classes de diâmetro (cm) nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada no município de Floresta - PE.....78

CAPÍTULO 3

- Figura 1.** Mapa de localização das áreas de estudo no município de Floresta - PE.....86
- Figura 2.** Mapa de interpolação por krigagem ordinária para a riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão (a; b), Rebrotada (c; d) e por Inverso do Quadrado da Distância (IDW) no Ecossistema de Referência (e; f), respectivamente, município de Floresta, Pernambuco.....94
- Figura 3.** Mapas bivariados combinando a riqueza de espécies arbustivo-árvores e o número de indivíduos por krigagem nos fragmentos florestais de Correntão (a), Rebrotada (b) e pelo Inverso do Quadrado da Distância (IDW) no Ecossistema de Referência (c), município de Floresta - PE.....98

CAPÍTULO 4

- Figura 1.** Localização das áreas de pesquisa no município de Floresta - PE.....108
- Figura 2.** Percentual de espécies e de número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por síndromes de dispersão de sementes em áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada da Caatinga, município de Floresta, PE.....113

Figura 3. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por classes de altura em metros (m) nas áreas do Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada em Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.....118

Figura 4. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por centros de classes de diâmetro equivalente a 30 cm do solo nas áreas do Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada em Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.....119

CAPÍTULO 5

Figura 1. Localização das áreas de estudadas no município de Floresta, PE.....132

Figura 2. Box-plots das alturas de indivíduos arbustivo-arbóreos obtidos por inventário de campo e em imagens de VANT nos fragmentos florestais de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada, da Caatinga no município de Floresta, PE.....136

Figura 3. Equações de regressão linear simples entre as alturas estimadas de indivíduos por inventário de campo e por VANT, com sensor RGB, em fragmentos florestais de Correntão (a), Ecossistema de Referência (b) e Rebrotada (c), no município de Floresta, Pernambuco...139

LISTA DE QUADROS

REVISÃO DE LITERATURA

Quadro 1. Levantamento bibliográfico de amostragem dos indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com circunferência ≤ 6 cm a 1,30 m de altura do solo em áreas da Caatinga hiperxerófila.....27

Quadro 2. Levantamento bibliográfico de critério de inclusão utilizado para amostragem de serapilheira acumulada em áreas da Caatinga hiperxerófila.....30

Quadro 3. Levantamento bibliográfico de critério de inclusão utilizado para amostragem da proteção do solo em áreas de Florestas Tropicais.....32

CAPÍTULO 1

Quadro 1. Descritores florísticos das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão, ER = Ecossistema de Referência e R = Rebrotada), município de Floresta, PE.....60

CAPÍTULO 3

Quadro 1. Parâmetros da análise de semivariogramas calculados para a riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão, Rebrotada e Ecossistema de Referência, município de Floresta, Pernambuco.....93

Quadro 2. Grau de Dependência Espacial (GDE) da riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão e Rebrotada, município de Floresta, Pernambuco.....93

Quadro 3. Percentuais de riqueza de espécies e número de indivíduos registrados nos fragmentos de Correntão, Rebrotado e Ecossistema de Referência, município de Floresta, Pernambuco.....	95
---	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Lista florística das espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão, ER = Ecossistema de Referência e R = Rebrotado), município de Floresta, PE.....	57
---	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos obtidos em 20 parcelas de 400 m ² para amostragem da comunidade arbustivo-arbórea nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotado no município de Floresta - PE.....	72
---	----

CAPÍTULO 4

Tabela 1. Lista florística das espécies arbóreas regenerantes em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrotado) em Caatinga, município de Floresta, PE.....	112
---	-----

Tabela 2. Descritores florísticos das comunidades arbóreas regenerantes em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrotado) da Caatinga, município de Floresta, PE.....	114
---	-----

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos obtidos em 20 parcelas de 10 m x 10 m (0,2 ha) para amostragem da comunidade arbustivo-arbórea regenerante nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência (ER) e Rebrotado da Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.....	116
---	-----

Tabela 4. Indicadores ecológicos e antrópicos em fragmentos florestais da Caatinga com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrotado), município de Floresta, PE.....	121
---	-----

CAPÍTULO 5

Tabela 1. Parâmetros estruturais da altura de indivíduos em comunidades arbustivo-arbóreas em inventário de campo e por imagens de VANT nos fragmentos florestais de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotado da Caatinga, no município de Floresta, PE.....	135
---	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FTSS	Floresta Tropical Sazonalmente Seca
SER	Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica
ER	Ecossistema de Referência
VANT	Veículo Aéreo Não Tripulado
<i>RGB</i>	<i>Red, Green, Blue</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente do Estado de Pernambuco
SR	Sensoriamento Remoto
<i>LiDAR</i>	<i>Light Detection and Ranging</i>
<i>GNSS</i>	<i>Global Navigation Satellite System</i>
<i>RTK</i>	<i>Real Time Kinematic</i>
HST	Herbário Sérgio Tavares
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IDW	Inverso do Quadrado da Distância
GDE	Grau de dependência espacial
RMSE	Raiz do erro quadrático médio
<i>UAV</i>	<i>Unmanned Aerial Vehicle</i>
DECEA	Departamento de Controle do Espaço Aéreo
ANAC	Agência Nacional de Aviação Civil
<i>GSD</i>	<i>Ground Sampling Distance</i>
MDT	Modelo Digital do Terreno
MDS	Modelo Digital de Superfície
CHM	Modelo Digital de Altura
AMI	Amplitude Interquartil
PE3D	Projeto Pernambuco Tridimensional

LISTA DE SÍMBOLOS

H	Altura
m	Metro
cm	Centímetro
X	Longitude
Y	Latitude
Z	Altitude
$C_{1,30\text{ m}}$	Circunferência a 1,30 m de altura do solo
α	Diversidade alfa
$\alpha_{\text{Correntão}}$	Diversidade alfa no fragmento de Correntão
α_{ER}	Diversidade alfa no fragmento de Ecossistema de Referência
α_{Rebrota}	Diversidade alfa no fragmento de Rebrota
β	Diversidade beta
γ	Diversidade gama
H'	Índice de entropia da diversidade de Shannon-Weaver
J	Índice de Pielou
D	Índice de entropia de Simpson
q_1	Índice exponencial de Shannon-Weaver
q_2	Índice de Simpson invertido
D_{eq}	Diâmetro equivalente
C_0	Efeito pepita
C	Variância estrutural
$C_0 + C$	Patamar
$CAB_{0,30\text{m}}$	Circunferência à altura da base com 30 cm do solo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 REVISÃO DE LITERATURA	20
2.1 FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAATINGA	20
2.2 INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS PARA DIAGNÓSTICO DE ÁREAS FLORESTAIS DA CAATINGA	22
2.2.1 Regeneração natural	25
2.2.2 Serrapilheira acumulada	27
2.2.3 Proteção do solo	30
2.2.4 Indicadores antrópicos	32
2.3 ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA DA CAATINGA	33
2.4 USO DE VANT PARA AVALIAÇÃO DE ÁREAS FLORESTAIS DA CAATINGA	35
2.5 GEOESTATÍSTICA APLICADA À CONSERVAÇÃO DA CAATINGA	37
<u>REFERÊNCIAS</u>	38
CAPÍTULO 1 – SÍNDROMES DE DISPERSÃO E DIVERSIDADE GAMA DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS EM ÁREAS DE CAATINGA EM PERNAMBUCO	50
RESUMO	50
ABSTRACT	50
1 INTRODUÇÃO	50
2 MATERIAL E MÉTODOS	52
2.1 ÁREA DE ESTUDO	52
2.2 COLETA DE DADOS	54
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
3.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO	55
3.2 FLORÍSTICA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO	56
4 CONCLUSÃO	61
REFERÊNCIAS	62
CAPÍTULO 2 – ESTRUTURA DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS EM ÁREAS ANTROPIZADAS E CONSERVADA DA CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL	67
<u>RESUMO</u>	67
<u>ABSTRACT</u>	67
1 INTRODUÇÃO	67
2 MATERIAL E MÉTODOS	68

2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	68
2.2 COLETA DE DADOS.....	70
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
4 CONCLUSÃO.....	79
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>79</u>
CAPÍTULO 3 – VARIABILIDADE ESPACIAL DE ATRIBUTOS DE COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM ÁREAS DE CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL.....	83
<u>RESUMO.....</u>	<u>83</u>
<u>ABSTRACT.....</u>	<u>83</u>
1 INTRODUÇÃO.....	83
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	86
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	86
2.2 COLETA DE DADOS.....	88
2.3 ANÁLISE DOS DADOS ESPACIAIS DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA.....	88
2.4 VALIDAÇÃO DOS DADOS ESPACIAIS E CATEGORIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA.....	89
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	90
4 CONCLUSÃO.....	99
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>99</u>
CAPÍTULO 4 – INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO DO SOLO DA CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL.....	105
RESUMO.....	105
ABSTRACT.....	105
1. INTRODUÇÃO.....	106
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	108
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	108
2.2 COLETA DE DADOS.....	109
2.2.1 Indicadores ecológicos de composição florística, estrutura e funcionamento das comunidades arbustivo-arbóreas.....	109
a) Regeneração natural.....	109
b) Serapilheira acumulada.....	110
c) Proteção do solo.....	110
2.2.2 Indicadores antrópicos.....	111
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	111
3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DAS ESPÉCIES	

ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES	111
3.2 ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DAS COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES.....	115
4. CONCLUSÃO.....	122
REFERÊNCIAS.....	123
CAPÍTULO 5 – AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM FRAGMENTOS ANTROPIZADOS E CONSERVADO DA CAATINGA USANDO DADOS DE VANT COM SENSOR RGB E INVENTÁRIO DE CAMPO.....	129
RESUMO.....	129
ABSTRACT.....	129
1 INTRODUÇÃO.....	130
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	132
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	132
2.2 COLETA DE DADOS.....	133
2.2.1 Inventário de campo.....	133
2.2.2 Processamento e análise das imagens aéreas obtidas por VANT com câmera RGB.....	134
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	135
4 CONCLUSÃO.....	139
REFERÊNCIAS.....	140
<u> CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</u>	<u> 144</u>

1 INTRODUÇÃO

O Domínio fitogeográfico da Caatinga é caracterizado por apresentar uma Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS) que ocupa grande parte da região semiárida do Nordeste do Brasil e se destaca por sua elevada riqueza e endemismo de espécies arbustivo-arbóreas (Keith *et al.*, 2022).

Contudo, o histórico de uso do solo por sucessivas atividades antrópicas de agricultura, pecuária, extração de madeira, expansão urbana e as mudanças climáticas têm intensificado a fragmentação de habitats, a redução da biodiversidade, a extinção de espécies e os processos de desertificação (Tabarelli *et al.*, 2018).

Iniciativas globais de restauração dos ecossistemas terrestres recomendam a adoção de indicadores ecológicos e antrópicos para avaliação de fragmentos florestais de FTSS periodicamente, visando o monitoramento da reabilitação de funções ecológicas em áreas degradadas e manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em apoio à Estratégia da Década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas (2021-2030) (FAO; IUCN CEM; SER, 2021; Guilfoyle *et al.*, 2024).

Nesse contexto, a avaliação de indicadores ecológicos e antrópicos para diagnóstico e monitoramento de fragmentos florestais da Caatinga, possibilitam a compreensão da diversidade biológica, estrutura da vegetação e funcionamento do ecossistema sob impactos da ação humana, facilitando o planejamento e determinação das áreas prioritárias para a conservação, manejo sustentável e restauração ecológica (Gann *et al.*, 2019).

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) indica que se deve selecionar no mínimo um Ecossistema de Referência (ER) ao avaliar fragmentos florestais em processo de restauração ecológica, pois este representa um ecossistema florestal, com atributos florísticos, estruturais e funcionais em estágios avançados de desenvolvimento que refletem as características atingíveis das áreas a serem restauradas (Guilfoyle *et al.*, 2024)

Neste sentido, o uso de Veículo Aéreo Não-Tripulado (VANT) vem sendo amplamente utilizado para monitoramento, manejo de áreas florestais e análise de interferência antrópica (Nitoslawski *et al.*, 2021). No entanto, poucos estudos destacam o potencial dessa ferramenta para a avaliação da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais da Caatinga, visando a redução de custos futuros no monitoramento desses fragmentos (Abdullah; Gholoum; Abbas, 2018).

As imagens aéreas obtidas por VANT com câmeras RGB (*Red, Green, Blue*) acompanhadas de georreferenciamento com alta precisão na localização de indivíduos arbustivo-arbóreos em parcelas amostrais possibilitam realizar análises geoestatísticas

acuradas, auxiliando na categorização de áreas mais suscetíveis à degradação ou com maior resiliência ambiental, e contribuem para a implementação das medidas de conservação e sustentabilidade da Caatinga (Reis; Reis; Andrade, 2023; Valjarević, 2023).

Portanto, a análise da organização espacial de comunidades florestais em áreas remanescentes da Caatinga sob diferentes históricos de uso de terra, com o suporte de VANT e uso de geoestatística, torna-se relevante para definição e aprimoramento de métodos que poderão ser adotados em áreas com diferentes níveis de degradação florestal (Torresan *et al.*, 2017).

As hipóteses formuladas foram que:

- 1- As síndromes de dispersão por diásporos de espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga influenciam a diversidade local e regional de espécies em fragmentos florestais sob diferentes históricos de uso do solo;
- 2- A estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas em fragmentos florestais da Caatinga hiperxerófila altera de acordo com o histórico de uso do solo;
- 3- A geoestatística possibilita detectar padrões de dependência espacial de atributos de composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais antropizados e conservado da Caatinga, permitindo identificar áreas com diferentes graus de degradação e resiliência ambiental;
- 4- Os impactos antrópicos sucessivos modificam a composição e a estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas em processo de regeneração na Caatinga, resultando em menor riqueza e diversidade de espécies.
- 5- O VANT com sensor *RGB* é eficaz na detecção de variáveis da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga, possibilitando uma análise comparável aos dados obtidos por inventário de campo;

Visando estabelecer bases para sustentabilidade das áreas estudadas, foram respondidas as seguintes perguntas: 1 - Quais as síndromes de dispersão de diásporos predominantes influenciam a diversidade local e regional de espécies arbustivo-arbóreas em fragmentos florestais da Caatinga, com diferentes históricos de uso da terra? 2 - Há diferenças na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais antropizados e conservado da Caatinga? 3 - A geoestatística é capaz de detectar dependência espacial de atributos de composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais antropizados e conservado da Caatinga? 4 - Os impactos antrópicos influenciam a regeneração natural da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais da Caatinga hiperxerófila? 5 - É possível detectar correlação de variáveis dendrométricas de altura da

vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga, a partir de dados obtidos por inventário de campo e por VANT, com sensor *RGB*, em fragmentos florestais antropizados e conservado da Caatinga?

Para responder as perguntas propostas o trabalho foi dividido em cinco capítulos: Capítulo 1 – Síndromes de dispersão e diversidade gama de espécies arbustivo-arbóreas em áreas de Caatinga em Pernambuco; Capítulo 2 – Estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas em áreas antropizadas e conservada da Caatinga em Pernambuco, Brasil; Capítulo 3 – Variabilidade espacial de atributos de composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em áreas de Caatinga em Pernambuco, Brasil; Capítulo 4 – Indicadores ecológicos e antrópicos em fragmentos florestais com diferentes históricos de uso do solo da Caatinga em Pernambuco, Brasil; Capítulo 5 – Avaliação da estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos antropizados e conservado da Caatinga usando dados de VANT com sensor *RGB* e inventário de campo.

Diante do exposto, esta pesquisa teve o objetivo geral de analisar indicadores ecológicos e antrópicos em comunidades arbustivo-arbóreas da Caatinga com diferentes históricos de uso de terra em Pernambuco, Brasil, por meio do uso de VANT e a geoestatística.

Os objetivos específicos deste estudo são: Capítulo 1 – Analisar as síndromes de dispersão e índices de diversidade alfa, beta e gama de espécies, assim como verificar se há diferenças florísticas significativas entre as comunidades arbustivo-arbóreas antropizadas e conservada da Caatinga hiperxerófila, sob diferentes históricos de uso do solo em Floresta – PE; Capítulo 2 – Verificar se há diferenças na estrutura horizontal das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga, com diferentes históricos de uso de terra, e descrever os parâmetros fitossociológicos da vegetação; Capítulo 3 – Avaliar se há dependência espacial de atributos de composição florística e estrutural da vegetação arbustivo-arbórea em áreas da Caatinga e mapear estimativas das variáveis estudadas, em pontos não amostrados, com o intuito de viabilizar o diagnóstico ambiental de fragmentos florestais, com baixo custo de monitoramento futuro; Capítulo 4 – Avaliar os indicadores de composição florística, estrutura e funcionamento de comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes em áreas antropizadas e conservada da Caatinga; e Capítulo 5 – Avaliar a acurácia das estimativas de altura de indivíduos arbustivo-arbóreos obtidos por VANT com sensor *RGB* em relação ao inventário florestal, verificando se há correlação espacial entre as medições em fragmentos antropizados e conservado da Caatinga.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAATINGA

A Caatinga possui o maior núcleo contínuo de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) na região Neotropical e maior riqueza de espécies vegetais, sendo grande parte endêmicas e do componente não lenhoso (Fernandes, Cardoso, Queiroz, 2020). No entanto, é uma das FTSS que está entre as mais ameaçadas de extinção de espécies por sucessivas ações antrópicas e alterações climáticas (Siyum, 2020).

Os estudos da vegetação arbustivo-arbórea em fragmentos florestais da Caatinga propiciam melhor compreensão da diversidade biológica, possibilitando o acompanhamento de mudanças na composição florística e estrutural ao longo do tempo (Araujo *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2023). Além disso, auxiliam na identificação e classificação das áreas prioritárias para a conservação e o manejo sustentável de FTSS.

O Domínio fitogeográfico da Caatinga reúne espécies de gramíneas, cactos, bromélias, herbáceas anuais e predominância de arbustos e árvores ramificadas de pequeno e médio porte com a presença de exsudados, acúleos e espinhos urticantes, sendo grande parte endêmica, que apresentam cobertura de copas distintas e adaptações fenológicas à deficiência hídrica com a perda das folhas no período seco (caducifolia) (Fernandes; Queiroz, 2018).

Neste Domínio as condições geológicas e edáficas de solos rasos, pedregosos, geralmente pobres em matéria orgânica e com baixa capacidade de armazenamento de água e às vezes salinos, somados a irregularidade na precipitação e elevadas temperaturas durante o dia, acarretam em baixa capacidade de retenção hídrica do solo e do aporte de água absorvida pela vegetação da Caatinga (Pessoa *et al.*, 2008).

Portanto, a vegetação da Caatinga é influenciada por fatores edafoclimáticos e o histórico de uso das áreas em escala local e regional, principalmente a sazonalidade de precipitação e os tipos de solos, exibindo árvores e arbustos com folhas novas e flores durante a estação chuvosa e perda das folhagens no período seco, o que contribui para o estoque global de Carbono na atmosfera (Bastin *et al.*, 2017; Fernandes; Queiroz, 2018).

Por outro lado, a altitude representada nas principais cadeias montanhosas da Chapada do Araripe, Planaltos da Borborema, Ibiapaba e brejos em áreas serranas da Caatinga reduzem a aridez do solo devido às chuvas orográficas e baixas temperaturas, funcionando como refúgio para alguns grupos de espécies adaptadas a climas mais úmidos, o que promove a formação de nichos florísticos e estruturais distintos nestes ambientes montanhosos heterogêneos (Rodal; Barbosa; Thomas, 2008; Silveira *et al.*, 2019).

Silva, Leal e Tabarelli (2017) propõem adaptar a caracterização da flora elaborada por Velloso, Sampaio e Pareyn (2002) e dividir este Domínio fitogeográfico em 9 regiões ecorregiões, excluindo o Campo Maior no estado do Piauí, cuja fitofisionomia e flora estão mais relacionadas ao Cerrado, e incluir a FTSS ao longo do médio curso do Rio São Francisco-Gurgeia em função da singularidade florística e estrutural da vegetação nesta região.

Pesquisas sobre a diversidade de espécies da Caatinga baseados na geologia da região indicam a formação de pelo menos dois subgrupos florísticos, situados em áreas de solo formados pela decomposição de rochas sedimentares ou cristalinas (Souza *et al.*, 2022).

As áreas da Caatinga situadas em terrenos de rochas sedimentares, conhecidas por Carrasco, ocupam aproximadamente 30% da região semiárida e são caracterizadas por terrenos arenosos profundos e de baixa fertilidade, com vegetação composta predominantemente por plantas rasteiras e arbustivas (Souza *et al.*, 2022).

Contudo, os ambientes oriundos de rochas cristalinas têm solos são rasos, possuem moderada a alta fertilidade associados à região da Depressão Sertaneja e são caracterizados por exibir uma vegetação tipicamente decídua e espinhosa com maioria de espécies herbáceas terófitas (Moro *et al.*, 2016; Queiroz *et al.*, 2017).

Ainda assim, é uma vegetação que apresentam ecossistemas suscetíveis à desertificação, em decorrência do desmatamento para produção de lenha, crescimento das cidades e rodovias, queimadas no preparo da terra para a agropecuária, pastoreio excessivo de caprinos, equinos e bovinos e às mudanças climáticas (Huang *et al.*, 2016; Silva; Souza, 2022).

Devido às condições climáticas estressantes com limitações à disponibilidade de recursos ambientais, a Caatinga geralmente apresenta comunidades arbustivo-arbóreas com abundância de conjuntos de espécies xerófilas das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae e Malpighiaceae, que indicam diferentes estratégias ecológicas de utilização de recursos, estabelecimento e ocupação de habitats (Fine, 2015; Moro *et al.*, 2014).

A Caatinga tem elevada riqueza e diversidade de espécies lenhosas em nível regional, no entanto há ampla variação no gradiente florístico e estrutural da vegetação, abrangendo desde árvores constituindo um dossel contínuo até as arbustivas mais densas ou espaçadas (Fernandes; Queiroz, 2018).

A composição florística é analisada por características específicas do ecossistema, tais como a riqueza, a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas e dos grupos funcionais, a estrutura da vegetação por estimativas de parâmetros fitossociológicos e estratificação da

comunidade florestal, e as funções ecológicas são responsáveis pelo funcionamento do ecossistema, como a regeneração natural, as síndromes de dispersão, a cobertura e aporte de serapilheira no solo e outros atributos ambientais (Grugiki, 2018; Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

A estrutura da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga refere-se à organização da comunidade lenhosa em diferentes estratos, que variam em altura, abundância, ocorrência, dominância e composição de espécies de FTSS que englobam a maior parte da região semiárida do Nordeste brasileiro (Fernandes; Cardoso; Queiroz, 2020).

Assim, os parâmetros fitossociológicos (densidade, área basal e distribuição diamétrica) e da diversidade (riqueza e equabilidade) são ferramentas utilizadas para realizar o diagnóstico da biodiversidade e estrutura de fragmentos florestais, e avaliar o estado de conservação fragmentos florestais (Meunier; Silva; Ferreira, 2001).

Deste modo, é necessária a análise florística e fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga para diagnosticar como as comunidades arbustivo-arbóreas respondem a mudanças ambientais e perturbações antrópicas, e auxiliar na indicação das áreas prioritárias para a conservação e manejo sustentável (Freitas; Magalhães, 2012).

2.2 INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS PARA DIAGNÓSTICO DE ÁREAS FLORESTAIS DA CAATINGA

O termo indicador é uma variável obtida de forma quantitativa ou qualitativa que fornece informações sobre o estado de um fenômeno, ambiente ou área em escala espacial e temporal, com o propósito de simplificar as informações relacionadas a estes, tornando-as mais compreensíveis e passíveis de quantificação e permitindo o acompanhamento dinâmico da realidade local (Sanches; Schmidt, 2016).

Holling (1978) informa que indicadores são medidas que refletem o estado de um sistema, em termos de atributos relevantes e observáveis, e Aronson *et al.* (2011) complementa que são variáveis com o objetivo de medir alterações em um fenômeno ou processo ao longo do espaço e tempo.

Segundo Van Bellen (2006), o indicador é um parâmetro que sintetiza informações complexas sobre determinada realidade, fornecendo medidas para a sua compreensão, enquanto o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008) classifica como variável qualitativa ou quantitativa que revela significado mais abrangente sobre o fenômeno ao qual está relacionada.

Diante disso, Gann *et al.* (2019) destacam que são medidas específicas e mensuráveis de variáveis que se vinculam diretamente aos objetivos de curto e longo prazo da restauração ecológica de ecossistemas.

Os critérios gerais apontados para seleção de indicadores de ecossistemas terrestres que devem ser considerados são: clareza de informação para facilitar a interpretação dos resultados, elevada qualidade e confiabilidade dos dados observados, praticidade de mensuração, sensibilidade aos impactos ambientais, incluindo de menor escala, relevância quanto aos objetivos da restauração e capacidade de prever alterações ecológicas que possam ser evitadas por ações de manejo (SER, 2004; Salomão, 2019).

Os indicadores quantitativos permitem atribuir diferentes pesos aos parâmetros avaliados, criando grupos de variáveis com alta, média e baixas importâncias nas áreas em processo de restauração e após a integração das medidas observadas em cada indicador com seus respectivos pesos possibilitam atribuir uma nota final para comparação estatística entre fragmentos florestais (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Ainda de acordo com Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), dentre os principais indicadores quantitativos avaliados em áreas de restauração florestal têm-se, por exemplo, altura média dos indivíduos, densidade de indivíduos regenerantes, riqueza e diversidade de espécies, mortalidade, serapilheira acumulada, entre outros que permitem agrupamento em classes de valores, atribuindo notas a cada classe, que podem ser comparadas entre fragmentos florestais conservados e antropizados.

Indicadores qualitativos, por não serem numericamente mensuráveis, são avaliados visualmente por meio do julgamento do observador e categorizados de acordo com a intensidade do atributo avaliado na área, e podem ser utilizados para analisar as funções ecológicas de cobertura e aporte de serapilheira, a ocorrência de processos erosivos e dos impactos antrópicos em fragmentos florestais (Brancalion *et al.*, 2012).

Os indicadores são utilizados para mensurar atributos ecológicos e antrópicos de ecossistemas terrestres com facilidade e precisão, auxiliando na avaliação e monitoramento de fragmentos florestais e possibilitando definição de estratégias direcionadas para conservação da biodiversidade (Lima *et al.*, 2015; Gann *et al.*, 2019).

Para a avaliação de fragmentos florestais devem-se adotar atributos ecológicos e antrópicos como indicadores quando a presença, ausência ou variação, refletem as alterações que ocorrem no ambiente (Ramírez; Aguillar-Gavarito; Cabrera, 2015). Schallenberg, Winton, Kelly (2018) destacam que atributos são medidas quantitativas conhecidas como

métricas, e se referem a características específicas dos ecossistemas, que ajudam a avaliar as condições e mudanças ecológicas.

Indicadores ecológicos são variáveis que podem ser avaliadas de forma apurada e simples para diagnóstico de processos ecológicos existentes em ecossistemas florestais ao longo de suas trajetórias sucessionais (Aronson *et al.*, 2011). Lima *et al.* (2015) acrescentam que estes atributos devem ser de fácil identificação, mensuração e compreensão, permitindo avaliar as condições do ambiente no decorrer do tempo, seja ele degradado ou conservado, assim como acompanhar o processo de restauração ecológica de um ambiente alterado.

De acordo com os princípios internacionais para a restauração ecológica apresentados por Gann *et al.* (2019), os indicadores ecológicos são variáveis que podem ser mensuradas para avaliar alterações nas características físicas, químicas ou bióticas dos ecossistemas terrestres.

A seleção de indicadores em estudos de ecossistemas terrestres deve priorizar variáveis ecológicas e antrópicas de fácil mensuração, sensíveis aos impactos ambientais de baixa variabilidade que descrevam a causa dos impactos e sejam capazes de prever mudanças visando à recondução de áreas florestais em restauração para a trajetória ambiental desejada (SER, 2004; Piovesan *et al.*, 2013; Oliveira; Engel, 2017).

Portanto, compreender as causas da degradação ambiental é essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de restauração ecológica, visando à recuperação e a manutenção da funcionalidade dos ecossistemas. A degradação de ecossistemas florestais é um resultado de toda e qualquer alteração ambiental considerada como prejudicial ou indesejável, que quando ocorre de forma ininterrupta ao longo do tempo pode ocasionar a perda de funções ecológicas, redução de habitats e extinção de espécies (Bacca; Burbano, 2018; Ferreira; Barros; Gajardo, 2018).

Deste modo, indicadores antrópicos são parâmetros utilizados para medir e avaliar o impacto e intensidade antrópica em diferentes ecossistemas visando compreender as consequências da ação humana ao meio ambiente, visando desenvolver estratégias eficazes para promover a restauração ecológica em áreas degradadas (Oliveira; Engel, 2017; Gann *et al.*, 2019; Nikinmaa *et al.*, 2020).

Diversas variáveis podem ser utilizadas no diagnóstico e monitoramento de fragmentos florestais conservados e em restauração. No entanto, observa-se a predominância de estudos em Florestas Tropicais da América do Sul e do Caribe que utilizam atributos de composição, estrutura e funções ecológicas, buscando sintetizar de forma mais precisa o

atributo na avaliação das comunidades em restauração (Mázon *et al.*, 2019; Moraes; Campello; Franco, 2010, Lima *et al.*, 2015).

Os indicadores antrópicos são representados por ameaças diretas a ecossistemas florestais, tais como: presença de trilhas por humanos e rebanhos para pastejo, corte seletivo de indivíduos arbustivo-arbóreos, introdução de espécies exóticas e indícios de fogo, pois comprometem a dinâmica da sucessão ecológica e consequentemente a manutenção da biodiversidade (Gann *et al.*, 2019).

Sendo assim, a análise de indicadores ecológicos e antrópicos reunidos, permitem realizar um diagnóstico mais fidedigno da realidade ambiental de ecossistemas terrestres, auxiliando no monitoramento da restauração e na definição de ações de manejo adequadas para promover o reestabelecimento da composição, estrutura e funções ecológicas em fragmentos florestais (Rodrigues; Brancalion; Isernhagen, 2009; Ferreira; Barros; Gajardo, 2018).

2.2.1 Regeneração natural

A regeneração natural pode ocorrer por germinação advinda da dispersão de sementes no solo ou rebrota, e inclui às fases de colonização por plântulas, estabelecimento e crescimento de indivíduos lenhosos até antes de atingirem à maturidade, considerando a sucessão ecológica de espécies florestais que se estabelecem espontaneamente no ecossistema (Alves; Metzger, 2006; Sampaio *et al.*, 2021).

O estudo do componente arbustivo-arbóreo regenerante possibilita estimar se, futuramente, o estoque e distribuição da comunidade florestal irá apresentar arranjos florísticos e estruturais semelhantes às áreas conservadas mais próximas e indicar as espécies com maior potencial de restauração ecológica (Gama; Botelho; Bentes-Gama, 2002; Dutra Júnior, 2022).

Os principais parâmetros a serem observados em relação ao potencial de regeneração são: a identificação taxonômica, riqueza e diversidade biológica, altura média dos indivíduos e classificação das espécies quanto à origem, síndrome de dispersão e grupos sucessionais (Lima *et al.*, 2015).

Poorter *et al.* (2019) relatam que em FTSS há predominância de espécies regenerantes com madeira de elevada densidade e capacidade em tolerar condições climáticas extremas de altas temperaturas, escassez hídrica nas fases iniciais de vida e estas crescem criando um microclima mais ameno sob suas copas, possibilitando que outras espécies com madeira de

baixa densidade possam se estabelecer, sendo esta tendência oposta a observada para sucessão ecológica de espécies em Florestas Tropicais Úmidas.

Deste modo, a diversidade da regeneração natural de arbustivo-arbóreas em áreas antropizadas da Caatinga reflete um excelente indicador de baixo custo para avaliar o funcionamento de ecossistemas florestais, pois apresenta respostas a impactos ambientais de baixa variabilidade natural ou antrópica, evidenciando uma maneira prática de detectar e analisar alterações entre ambientes distintos, em escala espacial e temporal (Lima *et al.*, 2015).

Sendo assim, avaliar o potencial de regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga é uma ferramenta eficaz para examinar a resiliência de fragmentos florestais, que possibilita prever a capacidade de comunidades florestais se recuperarem após uma perturbação natural ou antrópica e indicar ações de manejo necessárias para assegurar a sustentabilidade das áreas (Marangon, 2008; Paula *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024).

É recomendado mensurar o estoque da regeneração natural na implementação e avaliação de planos de manejo florestal sustentável (PMFS) (CPRH, 2006) e o protocolo de medições de parcelas permanentes da Rede de Manejo Florestal da Caatinga (Comitê Técnico Científico, 2005) estabelece que para amostragem do componente arbustivo-arbóreo regenerante é necessário incluir todos os indivíduos com altura (H) ≥ 50 centímetros e circunferência ($C_{1,30\text{ m}}$) menor que 6 cm a 1,30 m de altura do solo.

No entanto, observa-se que não há padronização de dimensão de parcelas amostrais tampouco de critérios de inclusão para amostragem da regeneração natural em fragmentos florestais da Caatinga (Quadro 1), ocasionando superestimativa ou subestimativa de comparações de riqueza e abundância de indivíduos em escala regional entre as áreas investigadas.

Quadro 1. Levantamento bibliográfico de amostragem dos indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com circunferência ≤ 6 cm a 1,30 m de altura do solo em áreas da Caatinga hiperxerófila.

Autor(es)	Local (município)	Amostragem	Critério de inclusão	Nº de espécies registradas	Densidade total (ind.ha ⁻¹)
Paula <i>et al.</i> (2021)	Contendas do Sincorá, BA	48 parcelas de 5 x 5 m	$C_{1,30\text{ m}} \leq 6$ cm	44	6.425
Lucena, Holanda e Alves (2020)	FLONA AÇU - Açú, RN	20 parcelas de 1 x 20 m	$C_{1,30\text{ m}} < 6$ cm	12	7.725*
	ESEC Seridó - Serra Negra do Norte, RN	16 parcelas de 1 x 20 m		10	2.725*
Dutra Júnior <i>et al.</i> (2022)	Área I - Brejo da Cruz, PB	40 parcelas de 10 x 10 m	$C_{1,30\text{ m}} < 10\text{ cm e } H \geq 1,0\text{m}$	10	822,5
	Área II - Brejo da Cruz, PB	40 parcelas de 10 x 10 m		13	1.445
Alves Junior <i>et al.</i> (2013)	Fazenda Itapemirim - Floresta, PE	40 parcelas de 5 x 5 m	$C_{1,30\text{ m}} < 6$ cm	15	2.080
Silva <i>et al.</i> (2012)	Área conservada - Floresta, PE	12 parcelas de 5 x 5 m	$C_{1,30\text{ m}} < 6$ cm	26	11.200
	Área em restauração - Floresta, PE	12 parcelas de 5 x 5 m		23	8.116
Marinho <i>et al.</i> (2019)	Sumé, PB	10 parcelas de 5 x 5 m	$C_{1,30\text{ m}} < 6$ cm	11	22.667
	Acari, RN	12 parcelas de 5 x 5 m		12	15.920

Legenda: *Valor calculado a partir de dados do inventário florestal.

2.2.2 Serapilheira acumulada

A serapilheira é estabelecida por meio da deposição de folhas, galhos, flores, inflorescências, sementes, frutos e resíduos de origem vegetal e animal não identificáveis que caem sobre o solo (Sampaio *et al.*, 2021), e esta camada orgânica, quando associada às raízes das plantas, dá início ao processo de decomposição e desempenha um fator chave na ciclagem de nutrientes no solo e promoção da biodiversidade (Marques; Pinto Junior; Vourlitis, 2017).

Estudos de dinâmica de serapilheira realizados em Unidades de Conservação da Caatinga apontam maior contribuição da fração folhas, seguido por galhos e material reprodutivo, como o realizado por Guimarães *et al.* (2023) em Santa Terezinha, PB e por Almeida (2015) em Serra Talhada, PE.

A produção de serapilheira é o principal mecanismo de reintrodução de nutrientes na superfície do solo. Esse processo ocorre somente após a decomposição da serapilheira e é condicionada por diversos fatores, como as condições físicas e químicas do ambiente, a qualidade orgânica e nutricional do material em estágio senescente, a atividade dos organismos decompositores do solo e as variações climáticas (Scoriza *et al.*, 2012).

A qualidade e quantidade de produção e acúmulo de serapilheira em ecossistemas naturais irão variar a depender do tipo de cobertura florestal, fenologia, estágio sucessional, sazonalidade de coleta de material, condições do solo, temperatura média, regime hídrico, taxa de evapotranspiração, sítio, sub-bosque, perturbações antrópicas e ações de manejo associadas (Longhi *et al.*, 2011).

Delitti (1984) indicou que a sazonalidade climática define padrões de maior acúmulo de serapilheira em época seca, devido o estresse hídrico e senescência dos indivíduos lenhosos, e em período úmido, principalmente por impactos mecânicos ocasionados pelos ventos e chuvas. Contudo, vale destacar que em fragmentos florestais da Caatinga são relatados maiores valores de deposição em períodos de escassez hídrica (Holanda *et al.*, 2017; Guimarães *et al.*, 2023).

O processo de decomposição de serapilheira compreende a liberação de compostos químicos por lixiviação, seguida por imobilização, liberação absoluta desses nutrientes e a decomposição total da matéria orgânica (Dutta; Agrawal, 2001), e em virtude disso, este material em estado de decomposição promove a criação de um microclima propício à atividade biológica microbiana e da macrofauna do solo, resultando em benefícios para o estabelecimento de espécies vegetais (Cunha Neto *et al.*, 2013).

O estoque desse recurso biótico realiza diversas funções ecológicas ao ecossistema, como proteger o solo de impactos diretos da chuva e de altas temperaturas provocadas pela radiação solar excessiva, armazenar em sua camada uma grande quantidade de sementes em estado de dormência ou suscetíveis a germinar, facilitar a infiltração de água, manutenção da umidade no solo e favorecer a interceptação de luz solar no piso florestal, sombreando propágulos e plântulas e reduzindo a amplitude térmica (Marques; Pinto Junior; Vourlitis, 2017; Longhi *et al.*, 2011).

Esta camada orgânica superficial do solo é o principal meio de restituição de Carbono, Nitrogênio, Cálcio e Fósforo ao solo da floresta, por outro lado o Potássio é prioritariamente transportado através da precipitação interna (Cole; Rapp, 1981). Além disso, constitui abrigo para diversificada fauna de mamíferos de pequeno a médio porte e invertebrados de diferentes tamanhos, que desempenham um papel fundamental na decomposição desses materiais, contribuindo para a fertilização natural do solo (Costa *et al.*; 2007; Silva *et al.*, 2019).

Luna *et al.* (2017) ao avaliarem o acúmulo de serapilheira em áreas de pastejo por caprinos em São João do Cariri, PB, registraram baixos valores comparados a ambientes preservados da Caatinga, revelando que este indicador de funcionamento do ecossistema é bom sinalizador de áreas degradadas ou sob impactos antrópicos.

Neste sentido, estudos de avaliação e dinâmica desse indicador ecológico em fragmentos florestais da Caatinga possibilitam quantificar o estoque de serapilheira e de nutrientes que retornam ao solo em fases fenológicas das plantas e estimar taxas de decomposição e de produtividade de ecossistemas em escala regional e temporal (Marques; Pinto Junior; Vourlitis, 2017; Moreira; Rodrigues, 2021).

Deste modo, o estoque e dinâmica de serapilheira são considerados indicadores ecológicos indispensáveis para o diagnóstico do estado de conservação de fragmentos florestais da Caatinga (Farias *et al.*, 2019).

Sob esta perspectiva, foi realizado um levantamento bibliográfico (Quadro 2) visando compilar informações provenientes de estudos sobre o aporte de serapilheira em fragmentos florestais da Caatinga e fornecer uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação que contribuam para a preservação dos ambientes a serem pesquisados.

Constatou-se que não há uniformização de período de coleta, tamanho de amostragem e critérios de inclusão desse componente em fragmentos florestais da Caatinga, tampouco na apresentação de aporte e acúmulo de serapilheira, o que dificulta a comparação entre as áreas analisadas. No entanto, Silva *et al.* (2019) e Leonardo *et al.* (2023) ressaltam que áreas florestais mais antigas da Caatinga apresentam maior produção anual de serapilheira e taxas de decomposição e renovação mais rápida, evidenciando maior eficiência de aproveitamento desse recurso ecológico no processo de ciclagem de nutrientes e incorporação de matéria orgânica ao solo.

Quadro 2. Levantamento bibliográfico de critério de inclusão utilizado para amostragem de serapilheira acumulada em áreas da Caatinga hiperxerófila.

Autor(es)	Local (município)	Total de Amostras ou amostragem	Critério de inclusão	Período	Serrapilheira acumulada
Dutra Júnior <i>et al.</i> (2022)	Área I - Brejo da Cruz, PB	40	0,25 x 0,25m	Chuvoso	0,35 Mg.ha ⁻¹
	Área II - Brejo da Cruz, PB	40			0,56 Mg.ha ⁻¹
Farias <i>et al.</i> (2019)	Mossoró, RN	10	0,50 x 0,50m	22 meses	*4.603,09 Kg.ha ⁻¹
Ferreira <i>et al.</i> (2019)	Santa Terezinha, PB	21	0,50 x 0,50m	13 meses	*3.335,64 Kg.ha ⁻¹
Leonardo <i>et al.</i> (2023)	Regeneração Natural inicial - Várzea, PB	9 amostras em cada área	0,50 x 0,50m	Seco e chuvoso	* 511,44 Kg.ha ⁻¹
	Regeneração Natural média - Várzea, PB				* 861,73 Kg.ha ⁻¹
	Regeneração Natural avançada - Várzea, PB				* 1.474,48 Kg.ha ⁻¹
Silva <i>et al.</i> (2019)	Área em regeneração com 15 anos, PB	9 parcelas cada, sendo 6 repetições por parcela	0,50 x 0,50m	Seco e chuvoso	*3,66 Mg.ha ⁻¹
	Área em regeneração com 30 anos, PB				*3,71 Mg.ha ⁻¹
	Área em regeneração com 50 anos, PB				*3,88 Mg.ha ⁻¹

Legenda: *Valor de acúmulo médio anual de serapilheira.

2.2.3 Proteção do solo

A serapilheira compõe a camada mais superficial que se deposita e se acumula sob o piso florestal e é um recurso essencial ao ecossistema edáfico, pois garante proteção de agentes climáticos extremos, propicia o retorno do aporte de nutrientes para as plantas e promove sustentabilidade do solo (Ferreira *et al.*, 2019).

Este substrato orgânico em decomposição é um recurso biótico dinâmico que sombreia e condiciona o solo, contribuindo para o aumento de suporte físico, matéria orgânica às plantas, oxigenação das raízes, disponibilidade hídrica, processos biogeoquímicos e redução da evapotranspiração e intensidade de luz solar (Araújo; Monteiro, 2007).

Neste sentido, o processo de diminuição da luminosidade no solo proporcionado pela serapilheira resulta em microclima florestal com menor temperatura que em áreas abertas e influencia na germinação e estabelecimento da regeneração natural de diferentes grupos ecológicos de espécies lenhosas da Caatinga (Poorter, 2009; Von Arx *et al.*, 2013).

Tendo em vista que a água é um recurso limitante para germinação e desenvolvimento das plantas e a região do semiárido apresenta precipitação irregular e secas prolongadas, as espécies da flora da Caatinga têm deciduidade foliar como estratégia para reduzir potenciais danos causados pelo estresse hídrico e climático durante o período seco, sendo renovada a folhagem e floração das plantas com o início das chuvas (Fernandes; Queiroz, 2018).

No entanto, o período de permanência da serapilheira no solo depende da composição do material orgânico, taxa de decomposição, clima, condições do solo, idade e estrutura da floresta, entre outros fatores (Costa, 2015). E a fase de decomposição da serapilheira em compostos inorgânicos fornece abrigo e alimento para organismos da fauna edáfica, favorecendo a criação de ninhos, cavidades, galerias e transporte de substâncias e água ao solo florestal (Giracca *et al.*, 2003).

Além disso, o aporte e a dinâmica desse recurso biótico capturam as modificações regionais e sazonais do funcionamento de ecossistemas, sendo considerado um indicador ecológico para a avaliação e monitoramento de fragmentos florestais preservados e em processo de restauração ecológica, auxiliando no planejamento e definição de ações de manejo sustentável e conservação da Caatinga (Fonseca, 2011; Grugiki, 2018)

Pesquisas relacionadas à cobertura do solo em remanescentes de Floresta Atlântica realizadas em municípios de Santa Catarina por Oliveira (2020) e Christ (2020) adotaram o método de linhas centrais em cada parcela com mensuração das áreas de projeção pelas sombras das copas de árvores e arbustos, proposto por (SÃO PAULO, 2015).

Sob esta perspectiva, cabe salientar que o sombreamento das copas é mutável e descontinuado em ecossistemas florestais e não garante renovação do aporte de nutrientes para as espécies vegetais ou proteção total ao solo contra impactos diretos das gotas das chuvas, radiação solar e pisoteio de animais e humanos, principalmente em áreas da Caatinga que possuem altas de taxas de herbivoria por pastejo com rebanhos de caprinos e bovinos (Costa *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2017).

Estudos de Lima *et al.* (2015) e Grugiki (2018) em fitosionomias da Floresta Atlântica alertam ser indispensável a utilização da amostragem aleatória por unidade amostral e observação visual do percentual de serapilheira em parcelas do tipo gabarito de 25 x 25 cm para avaliação do potencial de cobertura do solo por ser menos onerosa e de simples

aplicação. Pois, fornecem a avaliação da resiliência aos limites de estresse hídrico, edáficos e das fases fenológicas da vegetação em áreas com diferentes idades de sucessão ecológica, possibilitando a comparação de resultados futuros dentro da mesma formação florestal (SER, 2004; Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Diante do exposto, foi realizado um levantamento bibliográfico para verificar quais critérios de inclusão vêm sendo utilizados para amostragem da cobertura do solo em ecossistemas florestais e observou-se a ausência de pesquisas relacionadas em áreas da Caatinga e da padronização metodológica desse indicador ecológico para avaliação de outros ecossistemas florestais (Quadro 3).

Quadro 3. Levantamento bibliográfico de critério de inclusão utilizado para amostragem da proteção do solo em áreas de Florestas Tropicais.

Autor(es)	Fitofisionomia	Local (município)	Total de Amostras ou amostragem	Critério de inclusão	Cobertura do solo
Grugiki (2018)	Floresta Estacional Semidecidual	Área 1 - Timbaúba, PE	10 parcelas, sendo 6 amostras por parcela	Gabarito de 25 cm x 25 cm	91%
		Área 2 - Timbaúba, PE	10 parcelas, sendo 6 amostras por parcela		85,5%
		Área conservada - Timbaúba, PE	15 parcelas, sendo 6 amostras por parcela		67%
Christ (2020)	Floresta Ombrófila Mista	6 municípios de SC	60 parcelas (4 m x 25 m), sendo 10 por município	1 linha central amostrada por parcela	73,9%
		60 propriedades em Chapecó, SC	60 parcelas (4 m x 25 m), sendo 1 por propriedade		70,4%

Portanto, recomenda-se a utilização da análise de cobertura do solo por meio da amostragem de gabaritos distribuídos no piso da floresta por ser uma ferramenta negligenciada e importante para avaliação do funcionamento de ecossistemas florestais da Caatinga, visto que a inovação de métodos para medição de indicadores ecológicos em ecossistemas terrestres devem priorizar a eficiência e facilidade na mensuração de variáveis ecológicas e incluir soluções de baixo custo (Brancalion; Van Melis, 2017; SER, 2004).

2.2.4 Indicadores antrópicos

Os indicadores antrópicos permitem identificar e quantificar de ações humanas em ecossistemas florestais, tais como a presença de trilhas, o pastejo por rebanhos de caprinos, bovinos e equinos, o corte seletivo, a introdução de espécies exóticas e os indícios de

queimadas pontais nas áreas, sendo úteis para avaliar o grau de degradação em fragmentos florestais conservados e de ameaças diretas à manutenção da biodiversidade da Caatinga (Gann *et al.*, 2019; Nikinmaa *et al.*, 2020).

Diante disso, Freitas *et al.* (2020) realizaram um estudo em área de vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga em Vieirópolis, PB, que há 34 anos foi desmatada para extração de madeira e utilizada para pastejo de bovinos, e constataram baixa riqueza florística com espécies em estágios iniciais de sucessão, indicando que o fragmento florestal está em processo lento de restauração ecológica.

Silva *et al.* (2012) ao avaliarem espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em áreas da Caatinga com diferentes históricos de uso do solo no agreste pernambucano, indicaram que os locais tiveram distúrbios antrópicos evidenciados, resultando em elevada densidade de espécies colonizadoras, típicas de ambientes antropizados.

Marques *et al.* (2020) pesquisaram os impactos da antropização sobre a composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Caatinga em Coxixola, PB, e identificaram baixa riqueza e elevada densidade da espécie exótica invasora *Prosopis juliflora* (Sw.) DC (Algaroba), o que vem comprometendo a diversidade e estrutura da vegetação nativa.

Deste modo, as perturbações antrópicas e os atributos ecológicos em diferentes condições ambientais e de históricos do uso da terra podem influenciar na formação de agrupamentos florísticos e estruturais das comunidades arbustivo-arbórea e regenerante em áreas da Caatinga.

A avaliação de indicadores de composição florística, estrutura da vegetação, funções ecológicas e distúrbios antrópicos em ecossistemas florestais facilitam a identificação de ambientes mais conservados ou impactados por ações humanas, favorecendo a tomada de decisões e estratégias visando à restauração ecológica e conservação da Caatinga (Araujo *et al.*, 2022).

2.3 ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA DA CAATINGA

Ações internacionais de restauração de ecossistemas sugerem o uso de indicadores ecológicos e antrópicos para avaliar a dinâmica da vegetação, com o objetivo de monitorar a recuperação das funções ecológicas em áreas degradadas, além de preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Piovesan *et al.*, 2013; Gann *et al.*, 2023; Guilfoyle *et al.*, 2024).

Sob esta perspectiva, ao avaliar áreas em processo de restauração é importante considerar pelo menos um fragmento florestal, como ER, que contenha variabilidade natural

de atributos estruturais, biota e funções do ecossistema em estágio de desenvolvimento avançado, sem sinais de interferência antrópica significativa, com o intuito de comparar as condições atuais de ambientes conservados e antropizados em diferentes níveis e, se necessário, definir estratégias de recuperação e preservação ambiental (SER, 2004; Toma *et al.*, 2023).

A seleção do ER é necessária para conhecer as características florísticas, fisionômicas e edafoclimáticas da vegetação de áreas vizinhas ou contíguas em processo de restauração, o que subsidia um conjunto de informações ambientais e das principais espécies ocorrentes na região, facilitando a tomada de decisões que podem ser adotadas em projetos de restauração ecológica (Gann *et al.*, 2019).

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica orienta que para seleção do ER se deve priorizar remanescentes próximos às áreas em restauração, que indiquem as condições físicas e bióticas anteriores ao processo de degradação, considerando o histórico de uso do solo (Lima *et al.*, 2015; Holl, 2023).

Portanto, registros de listas de espécies, de mapas e imagens antigas e recentes, relatos históricos e testemunhos orais de pessoas familiarizadas com a área antes de ser alterada e de coletas de espécimes depositadas em herbários e museus podem fornecer base sólida para seleção do ER e direcionamento para restauração ecológica de fragmentos florestais impactados por distúrbios antrópicos (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Deste modo, a utilização de indicadores ecológicos e antrópicos possibilitam o levantamento de informações sobre a situação real que o ER se encontra, assim como o monitoramento e avaliação de técnicas a serem adotadas em projetos de restauração ecológica (Nikinmaa *et al.*, 2020; Gann *et al.*, 2019).

Diversos indicadores podem ser utilizados para a avaliação e monitoramento de remanescentes florestais em processo de restauração, como composição, estrutura, paisagem, perturbações antrópicas e funções ecológicas (Grugiki, 2018), devido à facilidade e confiabilidade na medição de dados observados em campo e sensibilidade desses atributos responderem a distúrbios de menor escala quando há modificação no ecossistema ao longo do processo sucessional (Durigan, 2011).

Assim, a regeneração natural representa um potencial indicador e de baixo custo para avaliar o funcionamento de fragmentos florestais considerados ER ou em processo de restauração, apontando o potencial de chegada e estabelecimento de indivíduos, o que permite prever sobre a sustentabilidade e manutenção da diversidade na floresta futura (Martins, 2012).

Além disso, o uso desse indicador possibilita a adoção de práticas de manejo que visem garantir o reestabelecimento dos processos ecológicos em fragmentos florestais a serem restaurados, sendo amplamente utilizado na avaliação do sucesso da reabilitação ecológica de áreas degradadas (Gonzaga, 2016; Holl; 2023).

Neste sentido, a adoção do ER na avaliação de áreas em processo de restauração fornece informações relevantes sobre as funções ecológicas e a sustentabilidade de ambientes impactados pela ação humana, possibilitando o monitoramento dos atributos do ecossistema e a orientação de técnicas mais eficazes de restauração ecológica em fragmentos florestais (Guilfoyle *et al.*, 2024).

2.4 USO DE VANT PARA AVALIAÇÃO DE ÁREAS FLORESTAIS DA CAATINGA

O Sensoriamento Remoto (SR) aplicado à área florestal contempla um conjunto técnicas que possibilita a obtenção de informações ecológicas e edafoclimáticas em escala espaço-temporal, por meio da identificação do comportamento espectral de reflectância da radiação eletromagnética em diferentes características de vegetação, solo e relevo (Boulomytis *et al.*, 2011).

Além disso, o uso do SR permite registrar e monitorar as condições fisionômicas, fisiológicas e fenológicas de ecossistemas terrestres sob impactos naturais ou antrópicos. (Coelho; Duarte; Coelho, 2016; Oliveira *et al.*, 2021).

Nesse contexto, o Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), conhecido popularmente por drone, é uma aeronave guiada remotamente com sensores de radiação ativa ou passiva que permitem a aquisição de imagens aéreas de grandes áreas com maior frequência, alta resolução e baixo custo (Frachini *et al.*, 2018), pode proporcionar o uso desta ferramenta de SR em ampla escala para o diagnóstico e monitoramento de remanescentes florestais da Caatinga.

Vale destacar que os sensores ativos emitem a própria energia eletromagnética identificando os retornos dos respectivos alvos, em contrapartida os passivos capturam a reflectância da radiação solar ou emissão de temperatura (Shiratsuchi *et al.*, 2014).

Imagens aéreas podem ser obtidas por VANT utilizando sensores com câmeras de luz visível (RGB), multiespectrais, hiperspectrais, termais e de alcance (LiDAR - *Light Detection and Ranging*), com voos mais próximos às copas das árvores em comparação com plataformas de sensoriamento remoto de alta altitude, como aviões e satélites, proporcionando um nível de detalhe superior nas informações capturadas (Bolfe *et al.*, 2020; Lee; Elliott; Tiansawat, 2023).

Na etapa de processamento, essas imagens obtidas por VANT são sobrepostas e registram com precisão as coordenadas X (longitude), Y (latitude) e Z (altitude) de pontos no terreno, viabilizando a criação de nuvem de pontos que podem ser utilizados em levantamentos topográficos e estimativa de atributos estruturais de fragmentos florestais, como identificação de espécies e detecção de cobertura e altura de copas de árvores individuais, diâmetro a altura do peito, biomassa e estoque de Carbono (Salo *et al.*, 2012; Gini *et al.*, 2014; Panagiotidis *et al.*, 2017; Zhou; Zhang, 2020).

Santos *et al.* (2021), ao analisarem mudanças estruturais em uma Floresta Seca por meio de imagens multiespectrais de satélites e de VANT com sensor *RGB*, identificaram uma maior correlação entre os dados do Sentinel-2 e os obtidos pelo VANT. No entanto, as imagens de satélite tiveram limitações na identificação de alvos do solo, devido a menor resolução espacial, principalmente em fragmentos florestais conservados da Caatinga.

Fonseca *et al.* (2024) obtiveram elevada correlação nos modelos de regressão linear múltipla ao estimarem os estoques de biomassa utilizando drone em áreas com diferentes tipos de cobertura e uso do solo no bioma Caatinga em Pernambuco

Por outro lado, Silva Filho e Silva (2024) destacam a maior eficiência e capacidade de distinção dos padrões vegetativos das imagens multiespectrais em relação às *RGB* na classificação da cobertura do solo na Caatinga.

Swinfield *et al.* (2019) comparou métodos para avaliar a precisão de atributos estruturais em uma floresta tropical a partir de imagens obtidas por VANT com sensor *RGB* e *LiDAR* e observaram que as estimativas da altura do topo da copa e da densidade de carbono acima do solo foram muito semelhantes, mesmo sem a marcação de pontos de controle.

Outros estudos apontam eficácia para avaliação e monitoramento das condições de trilhas e corte seletivo de indivíduos arbóreos em áreas florestais conservadas e antropizadas (Ancin-Murguzur *et al.*, 2020; Tomczyk *et al.*, 2023; Castillo, 2021), demonstrando boa ferramenta para a avaliação de indicador antrópico ao exibir a extensão de áreas impactadas pela extração de madeira e o pisoteio recente de animais e humanos, que consequentemente ocasionam a compactação do solo.

Estrany *et al.* (2019) observaram imagens multiespectrais de VANT em áreas de matagais queimados e florestas de pinheiro em duas microbacias de Mallorca, Espanha, e constataram relações entre a conectividade dos sedimentos e a dinâmica da vegetação pós-perturbação, proporcionando identificar locais críticos que devem ser priorizados nas estratégias de gestão florestal.

Sob esta perspectiva, Shen *et al.* (2019) avaliaram parâmetros estruturais de florestas plantadas em região subtropical a partir de imagens de VANT com câmeras *RGB* e multiespectrais, observaram que as técnicas não diferem em nível de precisão elevada para prever atributos estruturais, contudo há menor registro de métricas espectrais em imagens *RGB*.

Neste sentido, as imagens aéreas capturadas por VANTs equipados com câmeras *RGB*, acompanhadas do georreferenciamento com alta precisão dos dados coletados de variáveis da vegetação, permitem a identificação de padrões de distribuição e o mapeamento de variáveis florísticas e estruturais das comunidades arbustivo-arbóreas, auxiliando na análise das relações ecológicas em ecossistemas florestais (Aguilar *et al.*, 2019; Lee; Elliott; Tiansawat, 2023).

2.5 GEOESTATÍSTICA APLICADA À CONSERVAÇÃO DA CAATINGA

Por meio da análise geoestatística é possível estimar variáveis da vegetação, do solo e antrópicas através da interpolação de dados amostrais em locais não registrados, quando estes apresentam dependência espacial, facilitando o mapeamento da distribuição das espécies arbustivo-arbóreas em condições ecológicas e antrópicas distintas e auxiliando na adoção de medidas de conservação e restauração ecológica de fragmentos florestais da Caatinga (Amaral, 2014).

Hernández-Stefanoni *et al.* (2021) utilizaram análise geoestatística das estimativas de densidade de Carbono e diversidade de espécies de árvores georreferenciadas na Península do Yucatán, México, para identificar áreas críticas e que maximizam o potencial destas variáveis, proporcionando um mapeamento bivariado preditor de atributos ecológicos para a conservação e restauração da biodiversidade em Florestas Tropicais em ampla escala espacial.

Por outro lado, Zhoul *et al.* (2018) informam que apesar da maioria dos métodos para detecção de serapilheira em áreas florestais utilizarem análises das características espectrais de imagens, ainda assim encontram dificuldade em diferenciação com o solo devido a similaridade de composição e coloração.

Em inventários de campo, diversas pesquisas têm priorizado a avaliação da intensidade amostral visando à redução do custo, considerando métodos estatísticos de média e variância de dados obtidos em inventários de campo (Augustynczyk *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2020). Contudo, desconsiderando a correlação entre as amostras vizinhas, o que poderia explicar se há relações entre elas (Mello, 2004).

Neste sentido, a geoestatística é uma ferramenta que utiliza variáveis regionalizadas para avaliar a variabilidade espacial, permitindo realizar análises de semivariogramas para observar se há relação de dependência entre os dados e estimar valores em locais não amostrados, por meio da interpolação por krigagem (Grego; Oliveira; Vieira, 2014).

As análises de semivariogramas servem para diagnosticar se há correlação espacial entre as unidades amostrais e verificar como os valores de uma variável oscilam com a distância entre locais. Sendo que quanto mais próximos, maior a semelhança entre estes, e ocorre o inverso quanto mais distante estão entre si (Mello, 2004).

E a interpolação por krigagem adota valores registrados em pontos próximos para estimar medidas de uma variável em locais que não foram observados, minimizando o erro de estimativa (Ferreira; Santos; Rodrigues, 2013; Grego; Oliveira; Vieira, 2014).

Consequentemente, a seleção do semivariograma é um passo necessário para realizar a krigagem, pois o modelo escolhido influencia diretamente na precisão e qualidade da interpolação de dados. Desta maneira, recomendável escolher o semivariograma com melhor ajuste de coeficiente de determinação (R^2), a partir da validação cruzada (Cohen; Spies; Bradshaw, 1990).

O coeficiente de determinação é o percentual de ajuste do modelo de semivariograma testado e quanto maior o seu valor, melhor o ajuste entre os dados estimados para o modelo sugerido (Neter *et al.*, 1990), no entanto Issaks e Srivastava (1989) recomendam adotar valores acima de 60% ao avaliar atributos com grande variação espacial.

Sendo assim, Hernández-Stefanoni *et al.* (2021) propõem o uso da geoestatística para facilitar o mapeamento de locais com maior e menor potencial de indicadores estruturais da vegetação, fornecendo informações que facilitam a compreensão das relações ecológicas existentes em ecossistemas florestais.

Portanto, imagens aéreas de alta resolução espacial de fragmentos florestais associadas aos dados da vegetação georreferenciados com elevada precisão em campo podem ser utilizados em análises geoestatísticas para mapear estimativas destas variáveis, em pontos não amostrados, auxiliando o diagnóstico e monitoramento de áreas da FTSS com rapidez, precisão e economia em ampla escala (Swinfield *et al.*, 2019; Oliver; Webster, 2014).

REFERÊNCIAS

ABDULLAH, M. M.; GHOLOUM, M. M.; ABBAS, H. A. Satellite vs. UAVs Remote Sensing of Arid Ecosystems: A review with in an Ecological Perspective. **Environmental**

Analysis & Ecology Studies, v. 2, n. 3, p. 147-151, 2018. Disponível em: <https://crimsonpublishers.com/eaes/pdf/EAES.000540.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2025.

AGUILAR, F. J. *et al.* UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador. **Sensors**, v. 19, n. 8, 1934, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/s19081934>. Acesso em: 20 out. 2024.

ALMEIDA, G. V. L. **Aporte, decomposição e ciclagem de nutrientes da serapilheira em área de Caatinga preservada no semiárido pernambucano**. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Serra Talhada, 2015.

ALVES JUNIOR, F. T. *et al.* Regeneração natural de uma área de Caatinga no sertão pernambucano, nordeste do Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 229-235, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200006>. Acesso em: 14 out. 2023.

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000200005>. Acesso em: 12 set. 2024.

AMARAL, L. P. **Geoestatística aplicada ao manejo florestal experimental em Floresta Ombrófila Mista**. 2014. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura de Precisão) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

ANCIN-MURGUZUR, F. J. *et al.* Drones as a tool to monitor human impacts and vegetation changes in parks and protected areas. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, London, v. 6, n. 1, p. 105-113, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rse2.127>. Acesso em: 15 ago. 2024.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, MG, v. 23, n. 3, p. 1-10, 2007. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684/4403>. Acesso em: 11 out. 2023.

ARAUJO, H. F. P. *et al.* The Caatinga region is a system and not an aggregate. **Journal of Arid Environments**, v. 203, 104778, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104778>. Acesso em: 05 jul. 2024.

ARONSON, J. *et al.* Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg.** n. 44, p. 1-38, ago. 2011.

AUGUSTYNICZIK, A. L. D. *et al.* Avaliação do tamanho de parcelas e de intensidade de amostragem em inventários florestais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 361-368, 2013.

BACCA, P. P.; BURBANO, D. L. Restauración ecológica de disturbios antrópicos presentes en la zona alto andina. **Revista de Ciencias Agrícolas**, v. 35, n. 2, p. 36-50, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183502.90>. Acesso em: 11 nov. 2024.

BASTIN, J. F. *et al.* The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v. 356, n. 6338, p. 635-638, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>. Acesso em: 12 out. 2023.

BOLFE, E. L. *et al.* Desafios, tendências e oportunidades em agricultura digital no Brasil. In: MASSRUHÁ, S. M. F. S. *et al.* (Ed.). **Agricultura digital: pesquisa, desenvolvimento e inovação nas cadeias produtivas**. Brasília, DF: Embrapa, 2020. cap. 16, p. 380-406.

BOULOMYTIS, V. T. G. *et al.* Proposta metodológica para o estudo da reflectância e da transmitância de uma superfície lambertiana no âmbito do sensoriamento remoto. **Latin-American Journal of Physics Education**, v. 5, n. 2, p. 461-466, 2011.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 213-234.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 434 p.

BRANCALION, P. H. S.; VAN MELIS, J. On the need for innovation in Ecological Restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 227-336, 2017.

CASTILLO, G. V. B. **Monitoramento e detecção da extração seletiva de madeiras na Amazônia usando imagens de satélite e VANT**. 2021. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

CHRIST, K. B. **Efetividade da restauração de áreas degradadas: Proposta de indicadores de monitoramento**. 2020. 118 f. Dissertação (Mestrado em Perícias Criminais Ambientais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

COELHO, I. A. M.; DUARTE, S. M. A.; COELHO, O. A. M. Estudo da dinâmica da cobertura vegetal no município de Floresta/PE através de processamento digital de imagens. **Revista Geama**, v. 1, n. 2, p. 187-204, 2016. Disponível em: <https://journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/486>. Acesso em: 24 out. 2023.

COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; BRADSHAW, G. A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. **Remote Sensing of Environment**, v. 34, n. 3, p. 167-178, 1990. Disponível em: <https://journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/486>. Acesso em: 15 ago. 2024.

COLE, D. W.; RAPP, M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: REICHLE, D. E. (Ed.). **Dynamic principles of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. p. 341-409.

COMITÊ TÉCNICO CIENTÍFICO. **Rede de manejo florestal da Caatinga: protocolo de medições de parcelas permanentes**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2005. 21 p.

COSTA, C. C. A. *et al.* Produção de serapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açu-RN. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 246-248, 2007.

COSTA, M. C. *et al.* Correlação entre precipitação pluviométrica e umidade do solo na produção de serapilheira em Caxiuana (PA). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 170-179, 2014.

COSTA, P. M. O. **Dinâmica de Serapilheira e diversidade de fungos em solo de sistema agroflorestal**. 2015. 92 f. Tese (Doutorado em Biologia de Fungos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DE PERNAMBUCO. **Instrução Normativa CPRH nº 7/2006**. Recife, 2006. Disponível em: http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/IN%20007%202006;140606;20100420.pdf. Acesso em: 7 dez. 2023.

CUNHA NETO, F. V. *et al.* Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509810549>. Acesso em: 13 jul. 2024.

DELITTI, W. B. C. **Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de *Pinus elliottii* Engelm var. *elliottii* (Mogi-Guaçu, SP)**. 1984. 132 f. Tese (Doutorado em Biociências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1984.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. (Org.). **Cadernos de Mata Ciliar**, n. 4. São Paulo: CETESB, 2011. p. 11-29.

DUTRA JÚNIOR, M. P. *et al.* Análise fitossociológica e de indicadores ecológicos em duas áreas de Caatinga com históricos diferentes de uso no Sertão Paraibano. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1439-1459, 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/65774>. Acesso em: 11 nov. 2023.

DUTTA, R. K.; AGRAWAL, M. Litterfall, litter decomposition and nutrient release in five exotic plant species planted on coal mine spoils. **Pedobiologia**, v. 45, n. 4, p. 298-312, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00088>. Acesso em: 11 jun. 2024.

ESTRANY, J. *et al.* Sediment connectivity linked to vegetation using UASs: High-resolution imagery for ecosystem management. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 1192-1205, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.399>. Acesso em: 07 ago. 2024.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; IUCN CEM – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE'S COMMISSION ON ECOSYSTEM MANAGEMENT; SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021-2030**. Rome: FAO, 2021. Disponível em: <http://www.fao.org/3/cb6591en/cb6591en.pdf>. Acesso em: 10 set. 2021.

FARIAS, D. T. *et al.* Serapilheira em fragmento florestal de Caatinga arbustivo-arbórea fechada. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 14, n. 2, p.

331-337, 2019. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7083481>. Acesso em: 19 out. 2023.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, v. 174, 104079, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>. Acesso em: 02 jun. 2024.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>. Acesso em: 21 jun. 2024.

FERREIRA, C. D. *et al.* Deposição, acúmulo e decomposição de serapilheira em área preservada de Caatinga. **Agrarian**, v. 12, n. 44, p. 174-181, 2019. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/agrarian/article/view/8212>. Acesso em: 17 out. 2023.

FERREIRA, C. S. S.; BARROS, I.; GAJARDO, I. C. S. M. **Recuperação e manejo sustentável de áreas degradadas**. Londrina: Editora e Distribuidora Educacional, 2018. 1 v.

FERREIRA, I. O.; SANTOS, G. R.; RODRIGUES, D. D. Estudo sobre a utilização adequada da krigagem na representação computacional de superfícies batimétricas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 5, p. 831-842, 2013.

FINE, P. V. A. Ecological and evolutionary drivers of geographic variation in species diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 369-392, 2015.

FONSECA, C. K. L. *et al.* Use of RGB drone sensors to estimate vegetation biomass in a semiarid region. **Geociências**, v. 43, n. 4, p. 527-536, 2024.

FONSECA, V. H. C. **Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

FRACHINI, J. C. *et al.* **Uso de imagens aéreas obtidas com drones em sistemas de produção de soja**. Londrina: Embrapa Soja, 2018. (Documentos, 408).

FREITAS, F. A. *et al.* Estrutura fitossociológica da vegetação arbóreo-arbustiva em área de Caatinga com histórico de perturbação antrópica na Paraíba, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, n. 1, p. 92-102, 2020.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-539, 2012.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M. Composição Florística e Estrutura da Regeneração Natural de Floresta Secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559-566, 2002.

GANN, G. D. *et al.* **Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica**. 2. ed. SER, 2019. 114p. Disponível em:

https://www.sobrestauracao.org/documentos/portuguese_ser_standards.pdf. Acesso em: 11 nov. 2023.

GINI, R. *et al.* Use of unmanned aerial systems for multispectral survey and tree classification: A test in a park area of northern Italy. **European Journal of Remote Sensing**, v. 47, n. 1, p. 251-269, 2014.

GIRAÇA, E. M. N. *et al.* Levantamento da meso e macrofauna do solo na microbacia de Arroio Lino, Agudo/RS. **Revista Brasileira Agrobiociências**, v. 9, n. 3, p. 257-261, 2003.

GONZAGA, L. M. **A sucessão ecológica em ambientes florestais em restauração: estrutura e dinâmica da regeneração natural**. 2016. 105 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, R. P.; VIEIRA, S. R. Geoestatística aplicada a Agricultura de Precisão. In: BERNARDI, A. C. C. *et al.* (Ed.). **Agricultura de Precisão: Resultados de Novo Olhar**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 74-83.

GRUGIKI, M. A. **Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal**. 2018. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

GUILFOYLE, C. *et al.* Estimating reference conditions using baseline vegetation data to inform large-scale ecosystem restoration efforts. **Applied Vegetation Science**, v. 27, n. 3, e12796, 2024.

GUIMARÃES, A. G. C. *et al.* Variação espaço-temporal de serapilheira em fragmento de Caatinga preservada no semiárido da Paraíba. **Revista Foco**, v. 16, n. 3, e1267, 2023.

HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. *et al.* Carbon stocks, species diversity and their spatial relationships in the Yucatán Peninsula, Mexico. **Remote Sensing**, v. 13, n. 16, 3179, 2021.

HOLANDA, A. C. D. *et al.* Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 621-633, 2017.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. México: CopIt-arXives, 2023.

HOLLING, C. S. **Adaptive environmental assessment and management**. Chichester: John Wiley & Sons, 1978.

HUANG, J. *et al.* Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, p. 166-171, 2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Síntese dos indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied Geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989.

KEITH, D. A. *et al.* A function-based typology for Earth's ecosystems. **Nature**, v. 610, p. 513-518, 2022.

LEE, K.; ELLIOTT, S.; TIANSAWAT, P. Use of Drone RGB Imagery to Quantify Indicator Variables of Tropical-Forest-Ecosystem Degradation and Restoration. **Forests**, v. 14, n. 3, 586, 2023.

LEONARDO, F. A. P. *et al.* Ciclagem de nutrientes e macrofauna do solo em áreas de Caatinga. **Contribuciones a las Ciencias Sociales**, v. 16, n. 9, p. 16733-16752, 2023. Disponível em: <<https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/1449>>. Acesso em: 23 out. 2023.

LIMA, P. A. F. *et al.* **Indicadores Ecológicos**: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2015. (Documentos, 327).

LONGHI, R. V. *et al.* Produção de serapilheira e retorno de macronutrientes em três grupos florísticos de uma Floresta Ombrófila Mista, RS. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 699-710, 2011.

LUCENA, M. S.; HOLANDA, A. C.; ALVES, A. R. Floristic similarity between adult and saplings strata of Caatinga hyperxerophilous woody vegetation - a Brazilian seasonally tropical dry forest. **Kurú**, v. 17, n. 41, p. 2-15, 2020.

LUNA, R. G. *et al.* Deposição de serapilheira em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos. **Gaia Scientia**, v. 11, n. 1, p. 171-193, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/article/view/30113>. Acesso em: 16 out. 2023.

MARINHO, I. V. *et al.* Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, e201701518, p. 1-10, 2019. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1518>. Acesso em: 9 out. 2023.

MARQUES, A. C. A.; PINTO JUNIOR, O. B.; VOURLITIS, G. L. Avaliação de produção de serapilheira em planície inundável no Pantanal Mato-Grossense. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 21, n. 3, p. 148-151, 2017.

MARQUES, F. J. *et al.* Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Caatinga nas margens do rio Sucuru em Coxixola, Paraíba: reflexos da antropização. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 4, p. 20058-20072, 2020.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.

MAZÓN, M. *et al.* Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 992-999, 2019.

MELLO, J. M. **Geoestatística aplicada ao inventário florestal**. 2004. 111 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

MEUNIER, I. M. J.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C. **Inventário florestal**: Programas de estudo. Recife: UFRPE, 2001.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. **2ª Atualização Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018**. Arquivo shapefile. Brasília, DF: MMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018>. Acesso em: 28 jun. 2023.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 437-451, 2010.

MOREIRA, J. W.; RODRIGUES, Y. S. F. Acúmulo de biomassa de serapilheira em área de restauração florestal do Cerrado. **Revista De Ciências Agroambientais**, v. 19, n. 1, p. 46-50, 2021.

MORO, M. F. *et al.* A catalogue of the vascular plants of the Caatinga phytogeographical domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. **Phytotaxa**, v. 160, n. 1, p. 1-118, 2014.

MORO, M. F. *et al.* A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga Domain in Brazil. **The Botanical Review**, v. 82, p. 91-148, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>. Acesso em: 13 out. 2023.

NETER, J.; WASSERMAN, W.; KUTNER, M. H. **Applied linear statistical models**: regression analysis of variance and experimental designs. 3. ed. New York: Irwin, 1990. 471p.

NIKINMAA, L. *et al.* Reviewing the use of resilience concepts in forest sciences. **Current Forestry Reports**, v. 6, p. 61-80, 2020.

NITOSLAWSKI, S. A. *et al.* The Digital Forest: Mapping a Decade of knowledge on technological applications for Forest Ecosystems. **Earth's Future**, v. 9, n. 8, p. 1-28, 2021.

OLIVEIRA, E. **Indicadores ecológicos para Áreas em processo de Restauração na Floresta Ombrófila Mista e Densa como proposta para o Estado de Santa Catarina**. 2020. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2020.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, v. 13, n. 12, 127301, 2017.

OLIVEIRA, V. G. *et al.* Variabilidade temporal da cobertura das terras nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 1, p. 125-136, 2021.

OLIVER, M. A.; WEBSTER, R. A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. **CATENA**, v. 113, p. 56-69, 2014.

PANAGIOTIDIS, D. *et al.* Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 8-10, p. 2392-2410, 2017.

PAULA, A. *et al.* Florística e estrutura da regeneração natural de Caatinga Arbórea na Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Bahia. **Agrarian**, v. 14, n. 53, p. 281-294, 2021. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/agrarian/article/view/14914>. Acesso em: 11 out. 2023.

PESSOA, M. F. *et al.* Estudo da cobertura vegetal em ambientes da Caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi - RN. **Caatinga**, v. 21, n. 3, p. 40-48, 2008.

PIOVESAN, J. C. *et al.* Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. **Revista Caititu**, v. 1, n. 1, p. 57-72, 2013.

POORTER, L. Leaf traits show different relationships with shade tolerance in moist versus dry tropical forests. **New Phytologist**, v. 181, n. 4, p. 890-900, 2009.

POORTER, L. *et al.* Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, p. 928-934, 2019.

QUEIROZ, P. G. *et al.* Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer, 2017. p. 23-63.

RAMÍREZ, W.; AGUILAR-GAVARITO, M.; CABRERA, M. Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a procesos de restauración ecológica. In: RAMÍREZ, W.; AGUILAR-GAVARITO, M. (Ed.). **Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres**. Bogotá: Instituto Humboldt, 2015. p. 33-41.

REIS, T. E. S.; REIS, L. C.; ANDRADE, D. C. Landscape dynamics and spatial correlation of forest fragments by Kriging. **Concilium**, v. 23, n. 3, p. 1021-1030, 2023.

RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V.; THOMAS, W. W. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 467-475, 2008.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009.

SALO, H. *et al.* Methods for estimating forest stem volumes by tree species using digital surface model and CIR images taken from light UAS. **Proceedings of SPIE**, v. 8390, 83900G, 2012.

SALOMÃO, R. P. *et al.* Indicadores de sustentabilidade da restauração florestal em áreas mineradas na Amazônia. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 2, p. 1251-1259, 2019.

SAMPAIO, A. B. *et al.* **Guia de restauração para gestores de unidades de conservação.** Brasília, DF: ICMBio, 2021. *E-book*. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publicações/restauração/Guia-de-Restauracao-Ecologica_digital.pdf. Acesso em: 26 set. 2024.

SANCHES, F. C.; SCHMIDT, C. M. Indicadores de Sustentabilidade Ambiental: Uma Análise das Práticas Sustentáveis em Empreendimentos de Turismo Rural. **Desenvolvimento em Questão**, v. 14, n. 37, p. 89-114, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2016.37.89-114>. Acesso em: 9 nov. 2023.

SANTOS, C. V. B. *et al.* Comparação de imagens multiespectrais utilizando satélites e VANT para a análise de mudanças estruturais em área de Floresta Seca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 6, p. 2510-2522, 2021.

SANTOS, H. V. *et al.* Spatial distribution of aboveground biomass stock in tropical dry forest in Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 16, n. 2, p. 116-126, 2023.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Portaria CBRN nº 1/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 17 jan. 2015. Seção 1, p. 45-46. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015_1_15_Procotoelo_monitoramento_restauracao_vfinal.pdf. Acesso em: 18 out. 2023.

SCHALLENBERG, M.; WINTON, M. D.; KELLY, D. J. Indicators of Ecological Integrity. In: HAMILTON, D. *et al.* (Ed.). **Lake Restoration Handbook**. Cham: Springer, 2018. cap. 11, p. 367-393.

SCORIZA, R. N. *et al.* Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Série Técnica Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: SER, 2004. 15 p.

SHEN, X. *et al.* Estimation of forest structural attributes using spectral indices and point clouds from UAS-based multispectral and RGB imageries. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 800, 2019.

SHIRATSUCHI, L. S. *et al.* Sensoriamento Remoto: conceitos básicos e aplicações na Agricultura de Precisão. In: BERNARDI, A. C. C. *et al.* (Ed.). **Agricultura de precisão: Resultados de um novo olhar**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 58-73.

SILVA FILHO, R.; SILVA, V. P. R. Classificação da cobertura do solo com base em imagens RGB e multiespectrais obtidas por VANT para área de floresta seca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 6, p. 4530-4458, 2024.

SILVA, A. C. F. *et al.* Litter Production and Accumulation as an Indicator of Degradation in Caatinga. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 13, p. 134-142, 2019. Disponível em: <https://www.ccsenet.org/journal/index.php/jas/article/view/0/40205>. Acesso em: 11 out. 2023.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Spatial structure of the Caatinga woody flora: abundance patterns have environmental, Pleistocene, and indigenous drivers. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, supl. 3, e20211019, 2022.

SILVA, L. S. *et al.* Mudanças temporais na estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga, sul do Piauí. **Scientia Plena**, v. 16, n. 2, 020203, 2020.

SILVA, N. D. *et al.* Dimensão de parcelas para levantamento da vegetação arbórea regenerante em um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, e3091, 2020.

SILVA, S. D. O. *et al.* Regeneração natural em um remanescente de Caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 441-450, 2012.

SILVEIRA, M. H. B. *et al.* Pleistocene climatic instability drove the historical distribution of forest islands in the northeastern Brazilian Atlantic Forest. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 527, p. 67-76, 2019.

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, p. 1-16, 2020.

SOUZA, E. B. D. *et al.* Flora and physiognomy of Caatinga vegetation over crystalline bedrock in the northern Caatinga domain, Brazil. **Rodriguésia**, v. 73, e01252021, 2022.

TABARELLI, M. *et al.* Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 25-29, 2018.

TOMA, T. S. P. *et al.* Optimal references for ecological restoration: the need to protect references in the tropics. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 1, p. 25-32, 2023.

TOMCZYK, A. M. *et al.* The application of unmanned aerial vehicle (UAV) surveys and GIS to the analysis and monitoring of recreational trail conditions. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 123, 103474, 2023.

TORRESAN, C. *et al.* Forestry applications of UAVs in Europe: A review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 8-10, p. 2427-2447, 2017.

VALJAREVIĆ, A. Editorial: Advanced numerical and spatial analysis of forest and environmental management. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, 1105567, 2023.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de Sustentabilidade: Uma Análise Comparativa**. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006.

VEGA-PUGA, M. *et al.* High resolution image dataset by RGB and multispectral cameras on an unmanned aerial vehicle over a secondary tropical dry forest. **Data in Brief**, v. 52, 109869, 2024.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2002.

VON ARX, G. *et al.* Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 5, p. 1201-1213, 2013.

ZHOU, X. *et al.* A method for extracting the leaf litter distribution area in forest using chip feature. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 15-16, p. 5310-5329, 2018.

ZHOU, X.; ZHANG, X. Individual Tree Parameters Estimation for Plantation Forests Based on UAV Oblique Photography. **IEEE Access**, v. 8, p. 96184-96198, 2020.

CAPÍTULO 1 – SÍNDROMES DE DISPERSÃO E DIVERSIDADE GAMA DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS EM ÁREAS DE CAATINGA EM PERNAMBUCO

Dispersal Syndromes and Gama Diversity of Shrub-Tree Species in Caatinga Areas of Pernambuco.

RESUMO

Esta pesquisa teve o objetivo de analisar as síndromes de dispersão e índices de diversidade de espécies arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga com diferentes históricos de uso do solo no município de Floresta, Pernambuco. Vinte parcelas de 400 m² foram instaladas nos fragmentos florestais de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota, totalizando 0,8 ha de área amostral em cada e foram inventariados todos os indivíduos vivos com circunferência $\geq 6,0$ cm a 1,30 m do solo. As espécies foram agrupadas conforme suas síndromes de dispersão de sementes. Em cada área, foram calculados os índices de entropia de Shannon-Weaver e Simpson, os números de Hill e diversidade de espécies alfa, beta e gama. As três áreas pesquisadas têm predomínio das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae e a maioria das espécies arbustivo-arbóreas têm síndromes de dispersão dos diásporos por fatores abióticos. Os gêneros *Cnidoscolus* e *Mimosa* foram mais representativos no ER e na Rebrota com 2 espécies, cada um, e os demais com uma espécie em cada área. Os números de Hill indicam que as três áreas apresentam uma baixa proporção de espécies com alta densidade de indivíduos em comparação com os índices de diversidade registrados. Nas três áreas foram catalogadas 20 espécies (γ) e o índice de diversidade beta (β) indica que cada conjunto de espécies nas áreas não está contribuindo significativamente para a diversidade regional de espécies.

Palavras-chave: Floresta Tropical Sazonalmente Seca, fragmentos florestais antropizados, vegetação arbustivo-arbórea, dispersão de diásporos, riqueza, números de Hill.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the dispersal syndromes and diversity indices of shrub-tree species in Caatinga areas with different land-use histories in the municipality of Floresta, Pernambuco. Twenty plots of 400 m² were established in the forest fragments of Correntão, Reference Ecosystem, and Rebrota, totaling 0.8 hectares of sampling area in each and all living individuals with a circumference ≥ 6.0 cm at 1.30 m above ground were inventoried. Shrub-tree species were grouped according to their seed dispersal syndromes. In each area, Shannon-Weaver and Simpson entropy indices, Hill numbers, and alpha, beta, and gamma species diversity were calculated. The Fabaceae and Euphorbiaceae families are dominant in the three study areas, and most shrub-tree species have diaspore dispersal syndromes mediated by abiotic factors. The genera *Cnidoscolus* and *Mimosa* were the most represented in the Reference Ecosystem and Rebrota, with two species each, while the remaining genera had one species each in each area. The numbers of Hill indicate that the three areas exhibit a low proportion of species with high density of individuals compared to the recorded diversity indexes. A total of 20 species (γ) were cataloged across the three areas. The beta diversity (β) index indicates that each assemblage of species in the areas is not contributing significantly to the regional species diversity.

Keywords: Seasonally Dry Tropical Forest; anthropized forest fragments; shrub-tree vegetation; diaspore dispersal; species richness; Hill numbers.

1 INTRODUÇÃO

A Caatinga possui o maior núcleo neotropical do bioma global Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), ocupando 912,529 km² da região semiárida brasileira, abriga

3.347 espécies vegetais, sendo 526 endêmicas e tem relação espécie/ área quase duas vezes maior que a registrada na Amazônia (Fernandes, Cardoso, Queiroz, 2020).

A fitofisionomia predominante na região é adaptada às condições climáticas severas de escassez hídrica, elevada temperatura média e taxa de evapotranspiração, e apresenta espécies arbustivo-arbóreas de pequeno e médio porte, ramificadas, com exsudatos, acúleos e espinhos urticantes, exibindo folhas novas e flores durante a estação chuvosa e perda das folhagens no período seco, além da presença de herbáceas sazonais e xerófitas, como cactáceas e bromeliáceas (Bastin *et al.*, 2017; Fernandes; Queiroz, 2018).

A região ecológica é bastante heterogênea com temperaturas médias elevadas, baixa precipitação média anual e clima frequentemente definido por dois períodos secos anuais: um, longo, seguido de precipitações intermitentes, e outro, curto, com chuvas torrenciais inconstantes, podendo faltar por vários anos (Brasil, 2017).

A flora da Caatinga na região da Depressão Sertaneja compartilha espécies com outros núcleos neotropicais de FTSS, por exemplo, as leguminosas: *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. que demonstram preferência por solos com intermediária a elevada fertilidade (Oliveira-Filho; Ratter, 1995).

Ao longo dos séculos, a Caatinga tem sido impactada por atividades antrópicas, como desmatamento, extração de madeira para carvão e lenha, pecuária, conversão de terras para agricultura, expansão urbana e incêndios, tornando essa FTSS uma das formações vegetacionais mais ameaçadas por ações humanas e pelas mudanças climáticas (Hasnat; Hossain, 2020; Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2014; Siyum, 2020).

As atividades antrópicas descontroladas modificam o funcionamento de ecossistemas conservados, fragmentam habitats e interrompem corredores ecológicos, dificultando a dispersão de sementes e o fluxo gênico das plantas. Esses impactos comprometem a sobrevivência e a distribuição das espécies vegetais, além de causar distúrbios à fauna e aos serviços ecossistêmicos (Lima *et al.*, 2024; Bustamante *et al.*, 2019).

Essas mudanças ambientais têm impacto nas síndromes de dispersão de sementes (SD), que são os mecanismos pelos quais as sementes e/ou frutos são transportados de uma planta de origem, se espalham e ocupam novas áreas (Leal *et al.*, 2018). Deste modo, analisar as SD auxilia na compreensão sobre a distribuição geográfica e a diversidade das espécies que ocorrem em ambientes próximos.

Por outro lado, a avaliação dos componentes de diversidade de espécies, descritos como: alfa (α) que corresponde à variedade local de espécies em determinado habitat, beta (β) que representa a mudança na composição de espécies ao longo de um gradiente espacial ou

ambiental e a gama (γ) que caracteriza a riqueza do *pool* regional de espécies em diferentes áreas, portanto, são fundamentais para orientar estratégias eficazes de conservação, o monitoramento da restauração ecológica e o manejo sustentável de fragmentos florestais (Jost, 2006).

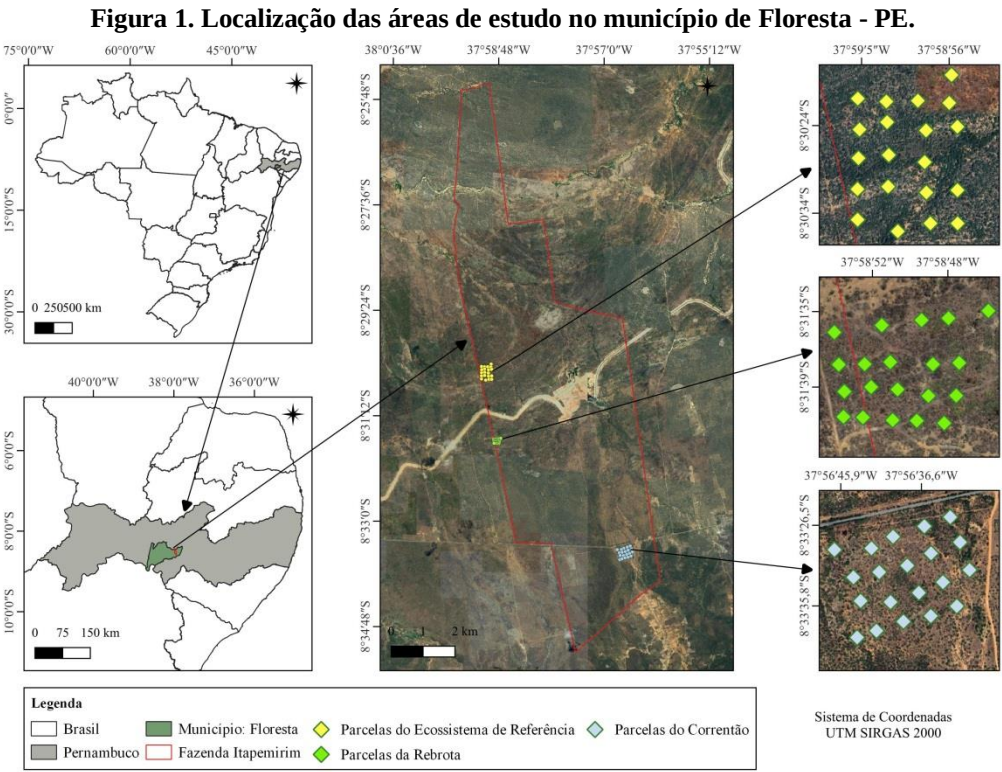
Portanto, é necessário manter o monitoramento contínuo da vegetação para compreender como a diversidade e a síndrome de dispersão das espécies em escala local e regional pode ser influenciada pelo uso e ocupação do solo (Lavôr *et al.*, 2023).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo analisar as síndromes de dispersão e índices de diversidade alfa, beta e gama de espécies, assim como verificar se há diferenças florísticas significativas entre as comunidades arbustivo-arbóreas antropizadas e conservada da Caatinga hiperxerófila, sob diferentes históricos de uso do solo em Floresta - PE.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em áreas da Caatinga, localizadas na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, Pernambuco, Brasil (Figura 1).



Fonte: Autor (2024).

As áreas de estudo (Figura 1) estão localizadas em uma região com relevo predominantemente plano a suavemente ondulado e solos cascalhentos, suscetíveis à erosão. A vegetação é caracterizada pela Caatinga hiperxerófila e o sistema agrário predominante é a pecuária extensiva, com atividades agrícolas limitadas (Araújo Filho *et al.*, 2001).

A região tem o clima classificado como BSh, caracterizado pelo semiárido quente e seco (Alvares *et al.*, 2013), normalmente registra chuvas esporádicas e baixa precipitação entre maio e outubro, enquanto o período de maior pluviosidade ocorre de novembro a abril, e altitude varia entre 425 m e 500 metros. A temperatura média anual é de 25,6°C, com precipitação média anual de 476,8 mm e evapotranspiração potencial média anual de 1.526,1 mm (APAC, 2022; 2023). De acordo com Araújo Filho *et al.* (2018), os solos são do tipo Luvisso Crômico, Neossolo Litólico, Latossolo Amarelo e Planossolo Háplico.

Três áreas foram escolhidas devido à sequência específica de tempos de corte da vegetação e às práticas de manejo do solo implementadas (Figura 1). O Ecossistema de Referência (ER), denominado "Transposição", engloba aproximadamente 50 hectares de vegetação conservada, resultado da diminuição do corte seletivo nos últimos 50 anos. No entanto, o fragmento florestal ainda é usado para pastoreio de caprinos e bovinos e, possivelmente, para a extração de estacas implementadas na manutenção das cercas que delimitam a área (Santos, 2013).

A área conhecida como "Correntão", localizada ao lado da rodovia estadual PE-360, na região sul da fazenda, compreende 50 hectares de vegetação em regeneração. Há 37 anos, a vegetação foi removida com o uso de correntões para manejo florestal e plantio de eucalipto. Logo após a retirada da vegetação, a área foi desocupada e passou a ser utilizada para pastejo de caprinos e bovinos (Oliveira, 2020).

O fragmento florestal denominado "Rebrota", abrangendo 59,2 hectares, foi submetida há aproximadamente 12 anos ao corte completo, com remoção de todos os indivíduos lenhosos, exceto *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. (Aroeira) e *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Baraúna), listadas como espécies ameaçadas de extinção na flora brasileira (Brasil, 2008). Nesta área tem pastoreio com rebanhos de caprinos e equinos.

As áreas estão separadas por 6,622 km entre o Ecossistema de Referência (ER) e o Correntão, 5 km entre o Correntão e a Rebrota, e 1,867 km entre a Rebrota e o ER. Contudo, não há conectividade florestal, pois estão isoladas por matrizes antrópicas — como rodovias, pastagens, residências, cultivos de subsistência e o canal da Transposição do Rio São Francisco — que interrompem a continuidade da vegetação nativa.

Os fragmentos florestais Correntão e Rebrotas foram identificados como áreas prioritárias para conservação da Caatinga (Brasil, 2023), destacando a importância de iniciativas de conservação e práticas sustentáveis na região.

2.2 COLETA DE DADOS

Para avaliar a vegetação arbustivo-arbórea foram estabelecidas 20 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²) em cada área, inter espaçadas a cada 40 m, totalizando 8.000 m² de área amostral. Em cada parcela, todos os indivíduos vivos com circunferência ≥ 6 cm a 1,30 metros do solo foram medidos utilizando fita métrica (Silva *et al.*, 2024).

Todas as parcelas amostrais foram georreferenciadas utilizando um receptor GNSS (*Global Navigation Satellite System*) modelo *Topcon Hiper GGD* com sistema de correção RTK (*Real Time Kinematic*), e delimitadas com o auxílio de fita métrica e os indivíduos registrados, receberam uma plaqueta de campo, numeradas em ordem crescente, e devidamente georreferenciadas com receptor GNSS.

A identificação das espécies foi realizada durante atividades de campo seguindo as diretrizes do *Angiosperm Phylogeny Group - APG IV* (APG, 2016), com consulta ao Herbário Sérgio Tavares (HST) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e os exemplares férteis foram incorporados ao acervo do HST.

As espécies foram categorizadas por síndromes de dispersão de diásporos (PIJL, 1982), a partir de observações em campo e consultas ao site da EMBRAPA (2024).

Para a análise da diversidade de espécies arbustivo-arbóreas entre as áreas foram calculados os índices de entropia de Shannon-Weaver e Simpson e os números de Hill, em que $q = 0$ representa a riqueza ou diversidade alfa (α) de espécies em cada comunidade, $q = 1$ ou índice exponencial de Shannon-Weaver ($\exp(H')$) e $q = 2$ ou inverso da concentração de Simpson ($1/D$), sendo que “ q ” indica a 'ordem' de diversidade e sua sensibilidade às espécies comuns e raras (Hill, 1973; Jost, 2006).

A diversidade de ordem zero (0) é insensível à densidade de espécies, enquanto valores de $q \geq 1$ favorecem desproporcionalmente as espécies de maior densidade (Jost, 2006) e para comparar a composição florística das comunidades arbustivo-arbóreas de Correntão, ER e Rebrotas foi utilizado o índice de similaridade de Sørensen (S_{ij}) que varia de 0 (semelhança nula) a 1 (semelhança máxima) (Krebs, 1989; Magurran, 2004).

Para verificar se existem diferenças significativas na diversidade de espécies arbustivo-arbóreas foram realizadas comparações entre os índices de entropia de Shannon-

Weaver e Simpson, por intermédio do teste t (Hutcheson, 1970). Em cada área, foram extraídos os estimadores de *Jackknife* de primeira ordem (Heltsh; Forrester, 1983).

O índice de equabilidade de Pielou (1966) (J) foi calculado para avaliar a equabilidade na distribuição de densidade das espécies em cada fragmento florestal.

As curvas de acumulação de espécies foram geradas, para cada área, no *software R* (R Core Team, 2020) utilizando a biblioteca *vegan*. O método de aleatorização foi empregado com 1.000 permutações e os valores estimados de α para as unidades amostrais, obtidos por permutações, foram incorporados às curvas de acumulação de espécies, evidenciando o desvio padrão das amostras.

Foram calculadas a diversidade gama (γ), que engloba o conjunto regional de espécies, e a diversidade beta (β), que quantifica a variação na composição de espécies entre as áreas (Jost, 2006).

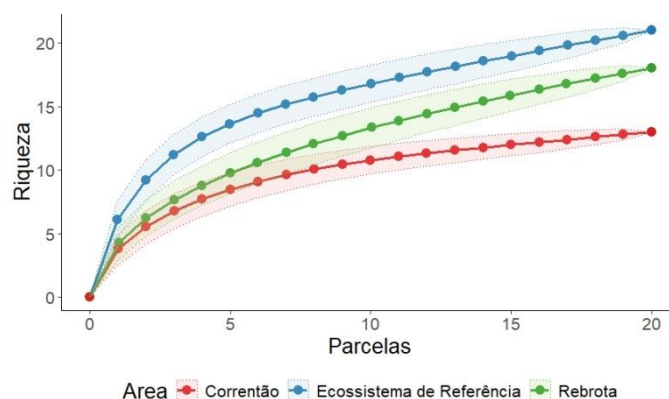
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 SUFICIÊNCIA AMOSTRAL DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO

As curvas de rarefação de diversidade alfa (α) para os três fragmentos florestais estudados (Figura 2) não se estabilizam à medida que os indivíduos são adicionados às amostras, o que permite prever que ainda há espécies arbustivo-arbóreas a serem registradas nas respectivas áreas, caso as áreas amostrais sejam ampliadas.

Além disso, as curvas de rarefação permitem observar que há diferenças na α de espécies arbustivo-arbóreas entre as áreas (Figura 2).

Figura 2. Curva de acumulação espécie/área pelo método de rarefação (aleatorizado 1.000 vezes) para as comunidades arbustivo-arbóreas dos fragmentos florestais da Caatinga do Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota em Floresta, Pernambuco.



O estimador de *Jackknife 1* indicou para a área de Correntão que são esperadas 16 ± 2 espécies, ou seja, que o número de espécies registradas representou entre 66,7% e 85,7% da α estimada para a comunidade, no ER (28 ± 3 espécies) entre 64,5% e 80% e na Rebrotada (25 ± 4 espécies) entre 58,6% e 80,9%, portanto as amostragens florísticas foram representativas para as respectivas áreas.

3.2 FLORÍSTICA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO

Na área de Correntão foram identificadas 12 espécies arbustivo-arbóreas em nível específico ($\alpha_{\text{Correntão}}$), distribuídas em 12 gêneros e seis famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas, em ordem decrescente, foram: Fabaceae com 46,15%, e Euphorbiaceae (23,08%), que reunidas perfazem mais de 69% das espécies nesta área. As demais famílias (Anacardiaceae, Apocynaceae, Burseraceae e Combretaceae) tiveram somente única espécie (7,69% cada uma).

No ER foram catalogadas 20 espécies (α_{ER}), pertencentes a 18 gêneros e sete famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Fabaceae com 40,0%, Euphorbiaceae (30,0%) e Anacardiaceae (10,0%), estas juntas totalizam 80,0% das espécies nesta área. As famílias Apocynaceae, Burseraceae, Combretaceae e Malpighiaceae apresentaram apenas uma espécie (5%), cada.

Na Rebrotada foram registradas 17 espécies ($\alpha_{\text{Rebrotada}}$), atribuídas a 15 gêneros e cinco famílias (Tabela 1). As famílias com maior representatividade nesta área foram: Fabaceae com 46,18%, Euphorbiaceae (35,29%) e Anacardiaceae (11,76%), que juntas somam mais de 88,0% de espécies nesta área. As famílias Apocynaceae e Burseraceae tiveram somente uma espécie, cada (7,69%).

Com exceção da família Combretaceae encontrada no Correntão e no ER, e Malpighiaceae localizada somente no ER, as outras cinco famílias registradas na Rebrotada (Anacardiaceae, Apocynaceae, Burseraceae, Euphorbiaceae e Fabaceae) foram comuns às demais áreas (Tabela 1).

As famílias mais representativas nas áreas de ER, Correntão e Rebrotada ratificam outros estudos realizados com a vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga como apontado por Silva *et al.* (2022) no município de Caraúbas - RN, por Pimentel *et al.* (2022) em Sertânia - PE e por Freitas *et al.* (2020) ao pesquisarem um fragmento com histórico de perturbação antrópica em Vieirópolis - PB, o que revela a predominância e ampla distribuição de espécies destas famílias na região.

Tabela 1. Lista florística das espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão, ER = Ecossistema de Referência e R = Rebrota), município de Floresta, PE.

Família/ Espécie	Nome popular	Ni			SD
		C	ER	R	
Anacardiaceae					
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Aroeira	11	14	3	Ane
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna		1	3	Ane
Apocynaceae					
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	15	28	4	Ane
Burseraceae					
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett.	Imburana de cambão	1	6	1	Zoo
Combretaceae					
<i>Combretum monetaria</i> Mart.	Sipaúba	14	1		Ane
Euphorbiaceae					
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	5	34	41	Auto
<i>Cnidoscolus obtusifolius</i> Pohl ex Baill.	Favela brava		3	1	Auto
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Quebra faca	1	15	2	Auto
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	299	186	166	Auto
<i>Manihot glaziovii</i> Müll.Arg.	Maniçoba		4	7	Auto
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira		4	1	Auto
Fabaceae					
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	4	41		Auto
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	1	11	4	Auto
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	333	414	111	Auto
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro		1	1	Auto
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira	7	26	12	Auto
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema preta		2	3	Auto
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	Jurema branca		2	1	Auto
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pau de besouro	1	1	1	Auto
Malpighiaceae					
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.			1		Ane
Total		692	795	362	

Legenda: Ni = número de indivíduos; SD = síndrome de dispersão; Ane = anemocórica; Auto = autocórica; Zoo = zoocórica.

Os gêneros *Cnidoscolus* e *Mimosa* foram mais representativos no ER e na Rebrota com 2 espécies (Tabela 1), cada um, e são frequentemente registrados em outros estudos realizados sobre a flora da Caatinga (Batista *et al.*, 2019; Marinho *et al.*, 2019), ressaltando a

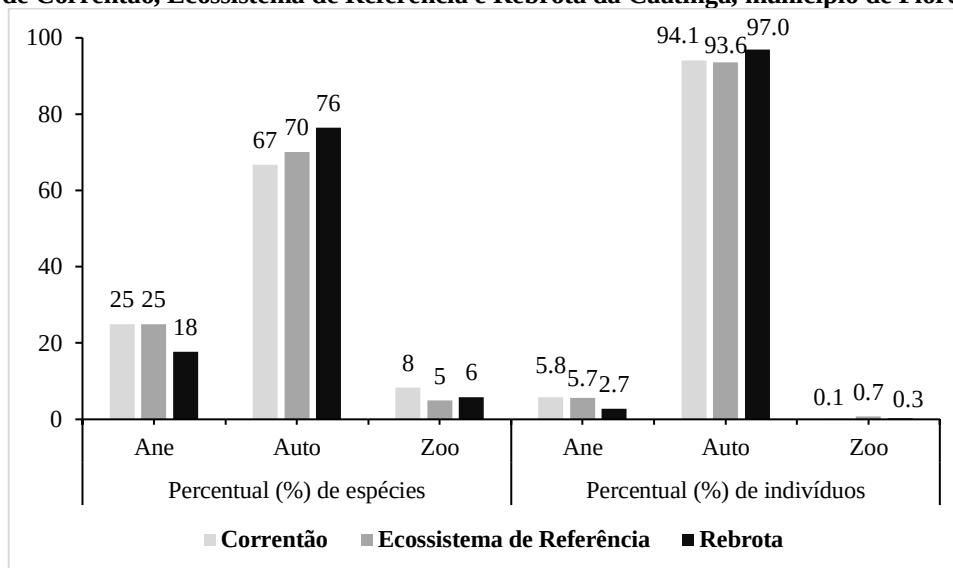
importância ecológica desses gêneros para a manutenção da diversidade florística regional. Os demais gêneros apresentaram apenas uma espécie em cada área (Tabela 1).

Em relação às síndromes de dispersão, nas três áreas predominou a autocoria, seguido por anemocoria com menor representação, tanto em porcentagem de espécies quanto em número de indivíduos (Tabela 1 e Figura 3).

As três áreas pesquisadas têm maioria das espécies arbustivo-arbóreas com síndromes de dispersão dos diásporos por fatores abióticos, em que a dispersão primária ocorre por gravidade, dispersão balística e o vento, corroborando com outros estudos realizados em outros remanescentes florestais da Caatinga (Dutra Júnior, 2021; Leal *et al.*, 2018; Lavôr *et al.*, 2023).

A espécie *Commiphora leptophloeos* com síndrome de dispersão zoocórica teve apenas um indivíduo no Correntão e na Rebrota, e a *Cnidoscolus obtusifolius* Pohl ex Baill. com uma na Rebrota (Tabela 1), ambas indicando baixa representatividade de indivíduos nas áreas estudadas.

Figura 3. Percentual de espécies e de número de indivíduos por síndromes de dispersão de sementes em áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota da Caatinga, município de Floresta, PE.



Em que: Ane = anemocórica; Zoo = zoocórica; Auto = autocórica.

O ER apresentou maior diversidade alfa (α) de espécies arbustivo-arbóreas e índices de entropia de Shannon-Weaver (H') e de equabilidade de Pielou (J) (Quadro 1), seguida pela Rebrota e Correntão e na área de Rebrota foi registrado o menor valor de entropia de Simpson.

A maior diversidade alfa (α) de espécies arbustivo-arbóreas registrada no ER corrobora que ambientes mais conservados da Caatinga tendem a apresentar maior riqueza e

competitividade de indivíduos que em áreas antropizada ou em processo de restauração ecológica, conforme os estudos de Holanda *et al.* (2015) ao avaliarem a vegetação arbustivo-arbórea em áreas com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas - PB e Vital *et al.* (2021) ao compararem a florística entre áreas conservada e degradada na região do Sertão Pernambucano.

Entretanto, verificou-se uma diminuição de α nos fragmentos ER e Correntão ao longo do tempo, em comparação com os resultados de Ferreira *et al.* (2016), que registraram 35 espécies e 29, respectivamente, contudo foi adotado um critério de inclusão mais abrangente de circunferência a altura da base maior ou igual a seis centímetros ($CAB \geq 6,0$ cm).

Os índices de entropia de diversidade de Shannon-Weaver (H') dos fragmentos de ER, Rebrota e Correntão são considerados baixos ao comparar com os resultados registrados em outros fragmentos florestais da Caatinga conforme Andrade *et al.* (2022) apontaram 1,65 nats.ind⁻¹ em Jardim de Piranhas - RN, Santos *et al.* (2017) mediram 2,08 nats.ind⁻¹ em Desterro, PB e Silva *et al.* (2022) amostraram 1,85 nats.ind⁻¹ em Caraúbas, RN.

O índice de entropia de Simpson registrado na área de Rebrota aponta menor probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso pertencerem à mesma espécie em relação aos outros fragmentos florestais estudados.

Considerando as três áreas estudadas, os índices de entropia de Simpson estão dentro dos padrões esperados ao verificar outros trabalhos realizados na região, em que Silva *et al.* (2022) apontaram $D = 0,23$ em um fragmento da Caatinga em Caraúbas, RN e Santos *et al.* (2017) que indicaram $D = 0,68$ ao avaliar uma área destinada ao manejo florestal em Desterro, PB. Contudo, a Rebrota e o ER tiveram valores de índice de entropia de Simpson (D) com 0,32 e 0,33, respectivamente, indicando que estas áreas têm menor probabilidade de dois indivíduos selecionados aleatoriamente em uma amostra pertencerem à mesma espécie comparada ao Correntão (0,42).

Com relação aos índices de Pielou, observou-se que há distribuição moderada uniforme do número de indivíduos por espécies em cada fragmento florestal analisado. No ER e na Rebrota os valores de equabilidade (Tabela 2) são próximos ao apontado por Pimentel *et al.* (2022) com $J = 0,54$ em um fragmento florestal em Sertânia - PE.

O Correntão registrou-se equabilidade semelhante à estimada por Batista *et al.* (2019) com $J = 0,44$ em uma área da Caatinga submetida ao manejo sustentável para produção de lenha em Caicó - RN. Contudo, Andrade *et al.* (2022) determinaram $J = 0,75$ em Jardim de Piranhas - RN e Silva *et al.* (2022) indicaram $J = 0,62$ em uma área da Caatinga no município

de Caraúbas - RN, portanto superiores aos índices de Pielou registrados nas três áreas desse estudo.

O teste *t* de *Hutcheson* demonstrou que os índices de entropia de Shannon-Weaver e Simpson registrados para o componente arbustivo-arbóreo no Correntão diferem estatisticamente ($p < 0,05$) das áreas Rebrota e ER e estas últimas não diferem entre si (Quadro 1).

Quadro 1. Descritores florísticos das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão, ER = Ecossistema de Referência e R = Rebrota), município de Floresta, PE.

Descritores florísticos	C	ER	R
Famílias botânicas	6	7	5
Diversidade alfa (α)	12	20	17
Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H')	1,09 ^a	1,58 ^b	1,50 ^b
Índice de Pielou (J)	0,43	0,53	0,52
Índice de Simpson (D)	0,42 ^a	0,33 ^b	0,32 ^b
Índice exponencial de Shannon-Weaver (q_1)	2,98	4,88	4,48
Índice de Simpson invertido (q_2)	2,38	2,99	3,13

O resultado do teste *t* de *Hutcheson* (Quadro 1) indica que há diferença significativa na distribuição de densidade de espécies no Correntão comparada às demais áreas analisadas, corroborando com Ferreira *et al.* (2016) que relataram diferenças entre os índices de diversidade entre o Correntão e o ER.

Embora todas as espécies registradas nos fragmentos Correntão e Rebrota ocorram no fragmento ER, e os três fragmentos compartilham 10 espécies em comum (Tabela 1), as diferenças apontam que a área de Correntão não conseguiu restaurar a composição florística característica da região ao longo de 37 anos (Quadro 1), após a remoção total da vegetação arbustivo-arbórea com o uso de correntões.

Os números de Hill (Quadro 1) mostram que todas as áreas têm baixa proporção de espécies com elevada densidade de indivíduos em relação aos índices de α observados, sendo entre 3 a 5 espécies que contribuem com a maioria dos indivíduos na área de ER, respectivamente q_2 e q_1 . Na Rebrota, entre 3 a 4 espécies e no Correntão de 2 a 3.

O índice exponencial de Shannon (q_1) (Quadro 1) indica que as espécies que contribuem efetivamente para a densidade de indivíduos na área de Correntão são *Cenostigma bracteosum*, *Jatropha mollissima* e *Aspidosperma pyrifolium*, que, reunidas, totalizam 93,50% dos indivíduos. No ER, predominam *C. bracteosum*, *J. mollissima*, *Anadenanthera colubrina*, *Cnidoscolus quercifolius* e *A. pyrifolium*, somando 88,43% e na Rebrota,

destacam-se *J. mollissima*, *C. bracteosum*, *C. quercifolius* e *Mimosa ophthalmocentra*, que resultam 91,16%.

Neste sentido, comparando as comunidades, evidencia-se que *C. bracteosum* e *J. mollissima* são as espécies em comum que mais contribuem efetivamente com os índices de diversidade q_1 e q_2 nas áreas pesquisadas. Essas espécies são regularmente relatadas em outros remanescentes florestais da Caatinga hiperxerófila (Andrade *et al.*, 2022; Marinho *et al.*, 2019; Sales *et al.*, 2023), e indicam elevada representatividade na composição florística regional.

O índice de Sørensen ($S\phi$) para o ER e Rebrotas foi 92%, entre o ER e Correntão de 75%, e para o Correntão e Rebrotas teve 69%. O índice de similaridade médio de Sørensen de 79% revela que as áreas compartilham elevada proporção de espécies em comum, indicando que a composição florística da floresta não sofre alterações substanciais entre as áreas pesquisadas.

Nas três áreas foram catalogadas 20 espécies (γ) com média regional de 16 e índice de diversidade beta (β) de 1,25, apontando que cada conjunto de espécies das respectivas áreas não está contribuindo para o *pool* regional.

Os índices de Sørensen calculados neste estudo revelaram elevada similaridade florística entre três áreas, refletindo em baixa diversidade beta, com pouca substituição de espécies entre os fragmentos florestais analisados. Uma possível explicação para a baixa diversidade beta é que as áreas possuem características ambientais semelhantes, o que pode levar à seleção de espécies similares em cada local (Nascimento, 2021).

O fragmento de Correntão apresenta α abaixo da média regional, no entanto, a flora representa 60% da registrada no ER, o que sugere resiliência da comunidade vegetal diante dos distúrbios antrópicos e o potencial de recuperação da área.

As demais áreas apresentaram α acima da média regional de espécies e isto pode estar relacionado à predominância de síndromes de dispersão de sementes por autocoria e às condições edafoclimáticas em cada ambiente. Contudo os impactos antrópicos de corte seletivo, pastejo de animais e o isolamento entre os fragmentos florestais podem estar limitando o fluxo e a permanência de novas espécies entre as áreas (Filazzola *et al.*, 2020).

4 CONCLUSÃO

O fragmento conservado de ER apresentou maior diversidade alfa de espécies arbustivo-arbóreas que em áreas antropizadas de Correntão e Rebrotas, sendo *C. bracteosum* e

J. mollissima, as principais que contribuem efetivamente com a diversidade de espécies arbustivo-arbóreas nas áreas estudadas.

As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e a dispersão por fatores abióticos foram predominantes nos três fragmentos avaliados, mas a representatividade variou conforme o grau de antropização das áreas.

Os fragmentos florestais analisados apresentaram elevada similaridade florística, o que refletiu em baixa diversidade beta, com pouca variação de espécies, e isso pode estar relacionado às características edafoclimáticas semelhantes entre as áreas.

Esses resultados reforçam a importância da conservação de remanescentes florestais para manutenção da diversidade biológica e da adoção de estratégias de manejo que promovam a recuperação das funções ecológicas de comunidades arbustivo-arbóreas em áreas antropizadas da Caatinga.

A análise dos componentes da diversidade contribuiu com o entendimento sobre a distribuição e variação da composição florística nos fragmentos florestais antropizados e conservado da Caatinga e possibilita maximizar os esforços de conservação e manejo florestal na região.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 17 maio 2024.

ANDRADE, R. L. *et al.* Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga no município de Jardim de Piranhas - RN, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 9, p. 61159-61172, 2022.

ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Diagnóstico ambiental do Município de Floresta, Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2001. 20 p. (Circular Técnica, 10). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/338510/1/circular tecnica10diagamb flor esta.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Acesso em: 17 maio 2024.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**: visualização mensal. Data inicial: 01 de fevereiro de 2021 - Data final: 31 de

janeiro de 2022. Mesorregião: São Francisco Pernambucano. Código: (32). Posto: Floresta (CHESF). Governo do Estado de Pernambuco, 2022. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 25 maio 2024.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco**: normais climatológicas 1991-2020. Recife: APAC, 2023. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/images/webAtlas-Climatologico-do-Estado-de-Pernambuco-APAC.pdf>. Acesso em: 25 maio 2024.

APG IV – ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

BATISTA, F. G. *et al.* Florística e fitossociologia em um remanescente florestal de Caatinga no município de Caicó-RN, Brasil. **Desafios**, v. 6, n. 3, p. 118-128, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa n. 6, de 23 de setembro de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 2008, Seção 1, p. 75-83. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0006-230908.PDF>. Acesso em: 19 maio 2024.

BRASIL. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Resolução n. 107, de 27 de julho de 2017**. Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro. Brasília, DF, 28 jul. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **2ª atualização das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade 2018**. Shapefiles das áreas prioritárias da Caatinga. Arquivo shapefile. Brasília: MMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias>. Acesso em: 12 jun. 2024.

BUSTAMANTE, M. M. C. *et al.* Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: JOLY, C. A. *et al.* (Org.). **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. p. 93-213.

DUTRA JÚNIOR, M. P. **Fitossociologia e indicadores ecológicos em áreas de Caatinga com diferentes usos no Sertão da Paraíba, Brasil**. 2021. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **WebAmbiente**: Espécies (busca textual). 2024. Disponível em: <https://www.webambiente.cnptia.embrapa.br/publico/especies.xhtml>. Acesso em: 26 jun. 2024.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, v. 174, 104079, 2020.

FERRAZ, J. S. F. **Análise da vegetação de Caatinga arbustivo-arbórea em Floresta, PE, como subsídio ao manejo florestal**. 2011. 131 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

FERREIRA, R. L. C. *et al.* Richness and diversity of Caatinga areas in different successional stages in northeastern Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 799-810, 2016. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr112/cap02.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2024.

FILAZZOLA, A. *et al.* The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 23, n. 8, p. 1298-1309, 2020.

FREITAS, F. A. *et al.* Estrutura fitossociológica da vegetação arbóreo-arbustiva em área de Caatinga com histórico de perturbação antrópica na Paraíba, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, n. 1, p. 92-102, 2020.

HASNAT, G. N. T.; HOSSAIN, M. K. Global overview of tropical dry forests. In: BHADOURIA, R. *et al.* (Ed.). **Handbook of research on the conservation and restoration of tropical dry forests**. IGI Global, 2020. p. 1-23.

HELTSHE, J.; FORRESTER, N. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v. 39, n. 1, p. 1-11, 1983.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

HOLANDA, A. C. *et al.* Estrutura da vegetação em remanescentes de Caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga**, v. 28, n. 2, p. 142-150, 2015.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, n. 1, p. 151-154, 1970. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4). Acesso em: 8 jun. 2024.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>. Acesso em: 16 maio 2024.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row Publ., 1989.

LAVÔR, I. A. *et al.* Análise da diversidade e caracterização das síndromes de dispersão de diásporos em um gradiente sucessional de Caatinga hiperxerófila. **Biodiversidade Brasileira**, v. 13, n. 3, p. 1-10, 2023. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/2207/1519>. Acesso em: 7 maio 2024.

LEAL, I. R. *et al.* Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 35-40, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.21800/2317-66602018000400011>. Acesso em: 6 jun. 2024.

LIMA, S. S. *et al.* Caracterização geográfica e dinâmica de uso da terra da Ibiapaba e seu entorno, Domínio Fitogeográfico da Caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15,

n. 5, p. 2500-2524, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.5.p2500-2524>. Acesso em: 22 maio 2024.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

MARINHO, I. V. *et al.* Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 1-10, 2019. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1518>. Acesso em: 29 maio 2024.

NASCIMENTO, F. A. O. **Efeito das mudanças climáticas sobre padrões de diversidade de plantas da Caatinga**. 2021. 137 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em Floresta Tropical Seca, município de Floresta - PE**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966.

PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer Verlag, 1982.

PIMENTEL, D. J. O. **Dinâmica da vegetação lenhosa em área de Caatinga, Floresta - PE**. 2012. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

PIMENTEL, J. O. D. *et al.* Florística e estrutura de estrato arbustivo-arbóreo de Caatinga, em Sertânia-PE. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v. 9, n. 1, p. 198-207, 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufac.br/index.php/SAJEETT/article/view/4032>. Acesso em: 9 jun. 2024.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 2 jun. 2024.

SALES, F. C. V. *et al.* Caracterização arbórea na Caatinga pelo método de parcela fixa e ponto quadrante. **Boletim Paulista de Geografia**, v. 1, n. 109, p. 172-187, 2023. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/2975>. Acesso em: 10 maio 2024.

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. *et al.* Tropical Dry Forests in the Americas: The Tropi-Dry Endeavor. In: SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. *et al.* (Ed.). **Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation and Management**. CRC Press, 2014. p. 1-20.

SANTOS, M. S. **Influência de diferentes níveis de uso sobre a regeneração natural em ambiente de Caatinga no município de Floresta, PE**. 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SANTOS, W. S. *et al.* Análise florística-fitossociológica e potencial madeireiro em área de Caatinga submetida a manejo florestal. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 3, p. 203-211, 2017.

SILVA, E. D. G. *et al.* Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo em ambiente de Caatinga, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, v. 10, n. 1, p. 125-130, 2022. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/13091>. Acesso em: 11 maio 2024.

SILVA, L. S. *et al.* Mudanças estruturais em fragmento de Caatinga em processo de regeneração natural. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 2, p. 1147-1157, 2024.

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, p. 1-16, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>. Acesso em: 26 maio 2024.

VITAL, M. J. L. *et al.* Levantamento florístico na Caatinga: comparação entre uma área preservada e uma área degradada no Sertão Pernambucano. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 12, e76101220153, p. 1-9, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i12.20153>. Acesso em: 19 jun. 2024.

CAPÍTULO 2 – ESTRUTURA DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS EM ÁREAS ANTROPIZADAS E CONSERVADA DA CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL

Structure of communities shrub-tree in disturbed and preserved areas of the Caatinga in Pernambuco, Brazil

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar se há diferença na estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga hiperxerófila com diferentes históricos de uso de terra em Floresta, Pernambuco. Foram instaladas 20 parcelas de 20 m x 20 m nos fragmentos de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada, totalizando 8.000 m² de área amostral em cada local. Todos os indivíduos vivos com circunferência ≥ 6 cm a 1,30 m do solo foram catalogados e identificados. Em cada área foram estimados os parâmetros de estrutura horizontal, diamétrica e distribuição por classes de altura de indivíduos. O fragmento do Ecossistema de Referência apresentou a maior densidade de indivíduos por hectare, seguido por Correntão e Rebrotada, sendo *C. bracteosum* e *J. molissima* as espécies mais representativas em densidade, dominância e frequência. Entre os fragmentos analisados, não foram observadas diferenças significativas na distribuição dos indivíduos por classes de altura, e a análise da distribuição diamétrica mostrou uma distribuição balanceada de indivíduos em cada área. Constatou-se que o Ecossistema de Referência está em melhor estágio de conservação que os fragmentos florestais antropizados da Caatinga hiperxerófila e estas informações permitem direcionar ações eficazes de conservação e manejo sustentável na região.

Palavras-chave: Floresta Tropical Sazonalmente Seca; Ecossistema de Referência; Vegetação arbustivo-arbórea; Fitossociologia; Densidade.

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate whether there are differences in the structure of shrub-tree communities in hyperxeric Caatinga areas with different land-use histories in Floresta, Pernambuco. Twenty plots measuring 20 m by 20 m were installed in the Correntão fragments, Reference Ecosystem and Rebrotada, totaling 8,000 m² of sample area in each local. All living individuals with a circumference ≥ 6.0 cm at 1.30 m above ground were cataloged and identified. In each area, horizontal structure, diameter, and height class distribution parameters were estimated for all individuals. The ER fragment exhibited the highest density of individuals per hectare, followed by Correntão and Rebrotada, with *C. bracteosum* and *J. molissima* being the most representative species in density, dominance and frequency. Among the analyzed fragments, no significant differences were observed in the distribution of individuals by height classes, and the diameter distribution analysis showed a balanced distribution of individuals in each area. It was found that the Reference Ecosystem is better conserved than the forest fragments undergoing ecological restoration of hyper-xerophilous Caatinga and this information enables the implementation of effective conservation and sustainable management actions in the region.

Keywords: Seasonally Dry Tropical Forest; Reference Ecosystem; Shrub-tree vegetation; Phytosociology; Density.

1 INTRODUÇÃO

A Caatinga concentra a maior riqueza de espécies vegetais em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) na região Neotropical, sendo grande parte endêmica (Fernandes, Cardoso, Queiroz, 2020; Tabarelli *et al.*, 2018) e está entre as mais ameaçadas de extinção de espécies por ações humanas e alterações climáticas (Silva; Leal; Tabarelli, 2017).

A flora desta FTSS tem elevada diversidade de espécies arbustivo-arbóreas em nível regional e mantém ampla variação no gradiente florístico e estrutural da vegetação,

abrangendo desde árvores constituindo um dossel contínuo até as arbustivas mais densas ou espaçadas (Fernandes; Queiroz, 2018).

Os solos da região se caracterizam por serem pouco profundos, apresentarem elevada quantidade de material rochoso, baixa concentração de matéria orgânica e, em algumas áreas, características salinas. Esses fatores, somados à irregularidade das chuvas e às altas temperaturas durante o dia, resultam em uma limitada capacidade de retenção de água e, consequentemente, para suprir as necessidades hídricas da vegetação (Pessoa *et al.*, 2008).

O histórico de sucessivas atividades antrópicas de desmatamento para a produção de lenha, expansão da malha urbana, queimadas no preparo do solo para a agropecuária, pastoreio excessivo de animais de grande porte e as mudanças climáticas vem tornando os fragmentos florestais da Caatinga mais susceptíveis a desertificação (Huang *et al.*, 2016; Rocha *et al.*, 2024; Silva; Souza, 2022).

Neste sentido, para avaliar áreas em processo de restauração é necessário considerar o histórico de uso do solo, a intensidade, extensão, severidade, duração e o tempo de abandono das perturbações antrópicas, seja por exploração madeireira com corte seletivo, uso de correntão, agricultura ou pastagens, visto que estas atividades podem acarretar em redução da diversidade, favorecer a dominância de algumas espécies e dificultarem a restauração ecológica de fragmentos florestais da Caatinga (Calixto Júnior; Drumond, 2014; Holl, 2023).

Portanto, para a seleção do ER, é recomendável selecionar fragmentos florestais próximos aos remanescentes em processo de restauração, considerando o histórico de uso do solo e que apresentem condições físicas e biológicas semelhantes às existentes antes da degradação. Isso permite avaliar o progresso das áreas em restauração ecológica (Lima *et al.*, 2015; Gann *et al.*, 2019).

Deste modo, analisar a estrutura da vegetação arbustivo-arbórea na Caatinga propicia melhor compreensão da organização da comunidade, permitindo o monitoramento de mudanças na estrutura e composição florística, ao longo do tempo, diante das condições ambientais e de perturbações antrópicas existentes.

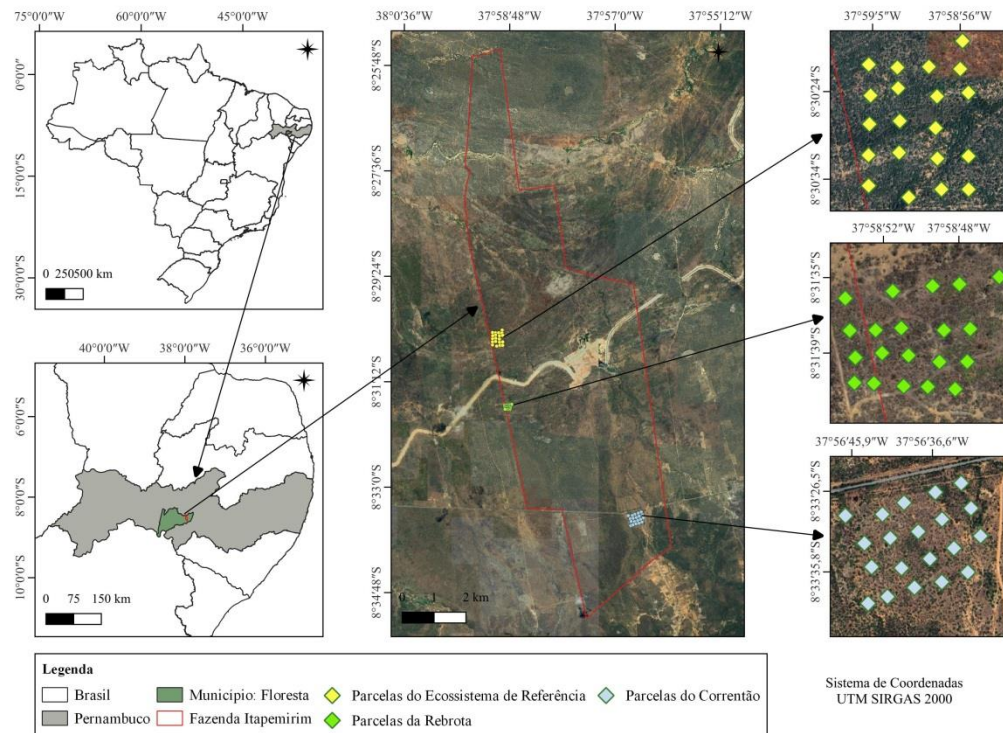
Este trabalho teve como objetivo verificar se há diferenças na estrutura horizontal das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas da Caatinga, com diferentes históricos de uso de terra, e descrever os parâmetros fitossociológicos da vegetação, visando melhor planejamento de ações para a conservação e manejo sustentável.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em áreas da Fazenda Itapemirim, propriedade da empresa Agroindustrial Excelsior S.A (Figura 1), município de Floresta, Pernambuco - Brasil.

Figura 1. Fragmentos florestais antropizados (Correntão e Rebrota) e Ecossistema de Referência da Caatinga, no município de Floresta - PE.



Fonte: Autor (2024).

As áreas estão situadas na região caracterizada pela vegetação da Caatinga hiperxerófila, relevo plano a suavemente ondulado e solos cascalhentos e o sistema agrário predominante é baseado na pecuária extensiva, com atividades agrícolas limitadas (Figura 1) (Araújo Filho *et al.*, 2001).

Segundo Alvares *et al.* (2013), o clima é do tipo BSh, semiárido quente e seco, com temperatura média anual de 25,6°C, precipitação média anual inferior a 500 mm, evapotranspiração potencial média anual de 1.526,1 mm e altitude variando de 425 m e 500 m (APAC, 2022; 2023). A região concentra pluviosidade em poucos meses do ano, geralmente de novembro a abril, e durante o período restante as espécies possuem menor disponibilidade hídrica.

A flora reúne arbustos e árvores ramificadas de pequeno e médio porte com a presença de exsudatos, acúleos e espinhos urticantes e, que em sua maioria, perdem as folhas no período seco, além da presença de gramíneas, cactos, bromélias e herbáceas anuais (Fernandes; Queiroz, 2018). Os solos da região são do tipo Luvisolo Crômico, Neossolo Litólico, Latossolo Amarelo e Planossolo Háplico (Araújo Filho *et al.*, 2018).

Foram selecionadas três áreas por possuírem uma sequência definida de diferentes tempos de corte da vegetação e devido às práticas de manejo do solo implantadas (Figura 1).

O Ecossistema de Referência (ER) conhecido como área de "Transposição" (Figura 1), abrange cerca de 50 ha de vegetação conservada devido à redução do corte seletivo nos últimos 50 anos, apesar de ainda ser utilizada para pastoreio de caprinos e equinos e, possivelmente, para a retirada de estacas destinadas à manutenção das cercas que delimitam o local.

A área nomeada "Correntão" fica situada próxima à rodovia estadual PE-360 (Figura 1), região sul da fazenda, possui 50 ha com vegetação em estágio de regeneração e há 37 anos, houve retirada da vegetação com o auxílio de correntões para fins de manejo florestal e plantio de eucalipto. Após o desmatamento, a área foi abandonada e atualmente é pastoreada por caprinos e equinos (Oliveira, 2020).

A área de "Rebrota" tem 59,2 ha e há aproximadamente 12 anos foi submetida ao corte raso (Figura 1), com retirada de todos os indivíduos lenhosos com circunferência ≥ 6 cm a 1,30 metros do solo, com exceção de *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. (Aroeira) e *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Baraúna), por constarem na lista oficial das espécies da Flora Brasileira ameaçadas de extinção (BRASIL, 2008). Nesta área, tem pastejo de rebanhos de caprinos e equinos que podem interferir no processo de regeneração natural.

Os fragmentos florestais de Correntão e Rebrota estão incluídos nas áreas prioritárias para conservação da Caatinga (BRASIL, 2023), reforçando a necessidade de desenvolver ações para a conservação e manejo sustentável na região.

2.2 COLETA DE DADOS

Para a caracterização fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo foram demarcadas 20 unidades amostrais com dimensões de 20 x 20 m (400 m²) em cada área, totalizando 8.000 m² de área amostrada. Em cada unidade amostral foram mensurados todos os indivíduos vivos com circunferência à altura do solo (C) ≥ 6 cm, mediante o uso de fita métrica, e as respectivas alturas totais foram estimadas com o auxílio de haste graduada, composta por módulos de 2 m (Silva *et al.*, 2024).

As mensurações de circunferência (C) foram tabuladas e convertidas em diâmetro (D). Para os indivíduos que apresentaram bifurcações no caule foi calculado o diâmetro equivalente (Deq), visando uma representação mais acurada do porte dos componentes arbustivo-arbóreos nas áreas amostradas (Souza *et al.*, 2016).

Todas as unidades amostrais foram medidas com o auxílio de fita métrica e os vértices georreferenciados com o auxílio do receptor *GNSS* (*Global Navigation Satellite System*), modelo *Topcon Hiper GGD*, com sistema de correção em tempo real *RTK* (*Real Time Kinematic*). Todos os indivíduos catalogados foram marcados com plaquetas numeradas sequencialmente e georreferenciados com o auxílio de um receptor *GNSS*.

As espécies foram identificadas em campo, conforme o *Angiosperm Phylogeny Group - APG IV* (APG, 2016), consulta ao Herbário Sérgio Tavares (HST) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e os exemplares férteis foram introduzidos no HST.

Os parâmetros fitossociológicos das comunidades arbustivo-arbóreas foram estimados, em cada área: densidade total (DT), densidade absoluta (DAi), densidade relativa (DRi), frequência total (FT), frequência absoluta (FAi), frequência relativa (FRi), dominância total (DoT), dominância absoluta (DoAi), dominância relativa (DoRi), com o auxílio do software *Microsoft Excel* para *Windows*™ 2010.

A avaliação da estrutura vertical foi realizada a partir de histogramas de distribuição de indivíduos por classes de altura, com intervalos de 1 m, em cada ambiente florestal e para a estrutura diamétrica foram elaborados histogramas com amplitude de 3,0 cm.

A análise da distribuição da distribuição de altura média dos indivíduos entre as áreas foi realizada por meio do teste *Kruskal-Wallis* com 95% de significância com auxílio do software *PAST* - versão 4.03 (Hammer; Harper; Ryan, 2001).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área de Correntão foram amostrados 692 indivíduos correspondendo a densidade total (DT) de 865 ind.ha⁻¹ e as espécies de maior densidade absoluta (DAi) foram *Cenostigma bracteosum* com 333 indivíduos e 416,25 ind.ha⁻¹ de DAi, *Jatropha mollissima* (299 e 373,75 ind.ha⁻¹), *Aspidosperma pyrifolium* (15 e 18,75 ind.ha⁻¹), *Combretum monetaria* (14 e 17,5 ind.ha⁻¹) e *Astronium urundeuva* (11 e 13,75 ind.ha⁻¹) (Tabela 1) (Figura 2).

As espécies com ocorrência maior que 50% nas parcelas amostradas foram: *C. bracteosum* presente em 100% das parcelas e *J. mollissima* com 85% de frequência absoluta (FAi) (Tabela 1).

No ER foram registrados 795 indivíduos, equivalente a 993,75 ind.ha⁻¹ de DT e as espécies mais representativas foram *C. bracteosum* com 414 indivíduos e 517,5 ind.ha⁻¹ de DAi, *J. mollissima* (186 e 232,5 ind.ha⁻¹), *Anadenanthera colubrina* (41 e 51,25 ind.ha⁻¹), *C. quercifolius* (34 e 42,5 ind.ha⁻¹) e *A. pyrifolium* (28 e 35 ind.ha⁻¹) (Tabela 1) (Figura 2).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos obtidos em 20 parcelas de 400 m² para amostragem da comunidade arbustivo-arbórea nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotas no município de Floresta - PE.

CORRENTÃO							
Espécies	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	2,7438	416,25	48,12	100	28,57	3,430	67,8
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	0,5606	373,75	43,21	85	24,29	0,701	13,85
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	0,3136	18,75	2,17	30	8,57	0,392	7,75
<i>Combretum monetaria</i> Mart.	0,1125	17,5	2,02	25	7,14	0,141	2,78
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	0,0984	13,75	1,59	25	7,14	0,123	2,43
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	0,0963	8,75	1,01	25	7,14	0,120	2,38
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	0,0589	6,25	0,72	20	5,71	0,074	1,45
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,0471	5	0,58	20	5,71	0,059	1,16
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	0,0132	1,25	0,14	5	1,43	0,017	0,33
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett.	0,0017	1,25	0,14	5	1,43	0,002	0,04
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	0,0008	1,25	0,14	5	1,43	0,001	0,02
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	0,0003	1,25	0,14	5	1,43	0,000	0,01
Total	4,0471	865	100	350	100	5,059	100
ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA							
Espécies	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	1,9583	517,5	52,08	100	15,27	2,448	54,35
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	0,6427	232,5	23,4	100	15,27	0,803	17,84
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,2913	51,25	5,16	55	8,4	0,364	8,09
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	0,1966	42,5	4,28	60	9,16	0,246	5,46
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	0,1329	35	3,52	50	7,63	0,166	3,69

Tabela 1. Continuação...

Tabela 1. Continuação...

Espécies	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	0,1147	32,5	3,27	60	9,16	0,143	3,18
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	0,1050	18,75	1,89	35	5,34	0,131	2,91
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	0,0711	17,5	1,76	45	6,87	0,089	1,97
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	0,0258	13,75	1,38	45	6,87	0,032	0,72
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett.	0,0219	7,5	0,75	30	4,58	0,027	0,61
<i>Manihot glaziovii</i> Müll.Arg.	0,0179	5	0,5	20	3,05	0,022	0,5
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,0073	5	0,5	15	2,29	0,009	0,2
<i>Cnidoscolus obtusifolius</i> Pohl ex Baill.	0,0059	3,75	0,38	5	0,76	0,007	0,16
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	0,0041	2,5	0,25	5	0,76	0,005	0,11
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	0,0032	2,5	0,25	5	0,76	0,004	0,09
<i>Combretum monetaria</i> Mart.	0,0015	1,25	0,13	5	0,76	0,002	0,04
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	0,0013	1,25	0,13	5	0,76	0,002	0,04
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	0,0006	1,25	0,13	5	0,76	0,001	0,02
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	0,0005	1,25	0,13	5	0,76	0,001	0,02
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	0,0003	1,25	0,13	5	0,76	0,000	0,01
Total	3,6029	993,75	100	655	100	4,504	100

REBROTA

Espécies	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	0,4007	207,5	45,86	95	23,46	0,501	37,68
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	0,1909	138,75	30,66	95	23,46	0,239	17,95
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	0,2649	51,25	11,33	55	13,58	0,331	24,91
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	0,0738	15	3,31	45	11,11	0,092	6,94

Tabela 1. Continuação...

Tabela 1. Continuação...

Espécies	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Manihot glaziovii</i> Müll.Arg.	0,0606	8,75	1,93	15	3,7	0,076	5,7
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	0,0276	5	1,1	20	4,94	0,035	2,6
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	0,0247	5	1,1	10	2,47	0,031	2,32
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	0,0054	3,75	0,83	15	3,7	0,007	0,51
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	0,0032	3,75	0,83	15	3,7	0,004	0,3
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	0,0029	3,75	0,83	5	1,23	0,004	0,27
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	0,0027	2,5	0,55	5	1,23	0,003	0,25
<i>Cnidocolus obtusifolius</i> Pohl ex Baill.	0,0020	1,25	0,28	5	1,23	0,003	0,19
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett.	0,0016	1,25	0,28	5	1,23	0,002	0,15
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	0,0012	1,25	0,28	5	1,23	0,001	0,11
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	0,0005	1,25	0,28	5	1,23	0,001	0,05
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,0004	1,25	0,28	5	1,23	0,000	0,04
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	0,0003	1,25	0,28	5	1,23	0,000	0,03
Total	1,0634	452,5	100	405	100	1,329	100

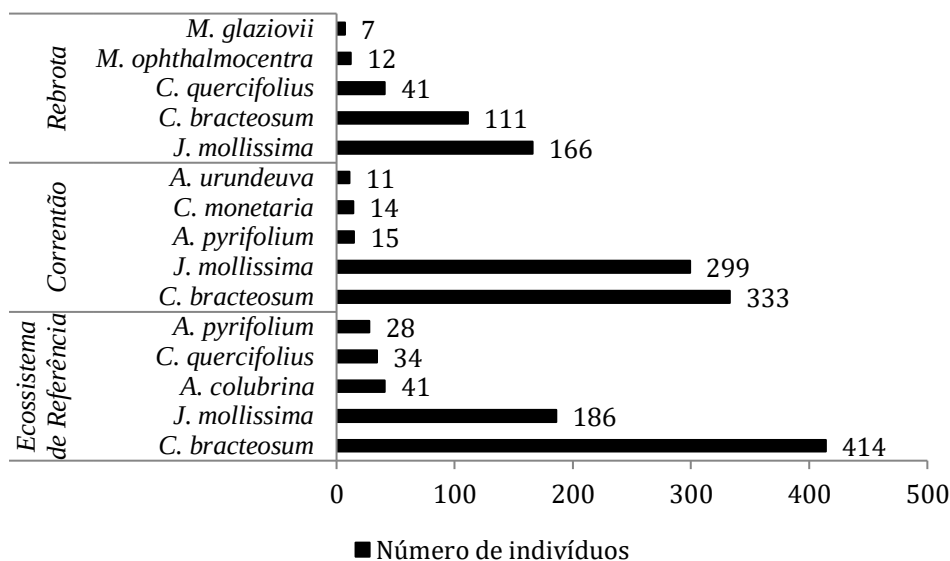
Legenda: Gi = área basimétrica, Dai = densidade absoluta; Dri = densidade relativa; FAi = frequência absoluta; FRi = frequência relativa; DoAi = dominância absoluta e DoRi = dominância relativa.

Fonte: Autor (2024).

As espécies com FAi maior que 50% nesta área foram: *C. bracteosum* e *J. mollissima* presentes em todas as unidades amostrais, *C. quercifolius* e *Mimosa ophthalmocentra* com 60% cada uma, e *Anadenanthera colubrina* (55%) (Tabela 1).

A dominância total (DoT) correspondeu a 4,504 m².ha⁻¹ e as espécies com maiores DoAi e DoRi, em ordem decrescente, foram: *C. bracteosum* com 2,448 m².ha⁻¹ de DoAi e 54,35% de DoRi, *J. mollissima* (0,803 m².ha⁻¹ de DoAi e 17,84% de DoRi), *A. colubrina* (0,364 m².ha⁻¹ de DoAi e 8,09% de DoRi) e *C. quercifolius* (0,246 m².ha⁻¹ de DoAi e 5,46% de DoRi) (Tabela 1).

Figura 2. Espécies arbustivo-arbóreas de maior densidade em 20 parcelas de 400 m² nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotas no município de Floresta - PE.



Fonte: Autor (2024).

No fragmento florestal de Rebrotas foram catalogados 362 indivíduos, equivalente a 452,5 ind.ha⁻¹ de DT e as espécies de maior densidade foram *J. mollissima* com 166 indivíduos e 207,5 ind.ha⁻¹ de DAi, *C. bracteosum* (111 e 138,75 ind.ha⁻¹), *C. quercifolius* (41 e 51,25 ind.ha⁻¹), *M. ophthalmocentra* (12 e 15 ind.ha⁻¹), e *Manihot glaziovii* (7 e 8,75 ind.ha⁻¹) (Tabela 1) (Figura 2).

As espécies com FAi maior que 50% neste fragmento foram: *C. bracteosum* e *J. mollissima* com ocorrência em 95% das parcelas e *C. quercifolius* com 55% (Tabela 1).

A dominância total (DoT) representou 1,329 m².ha⁻¹ e as espécies com maiores DoAi e DoRi, em ordem decrescente, foram: *J. mollissima* com 0,501 m².ha⁻¹ de DoAi e 37,68% de DoRi, *C. quercifolius* (0,331 m².ha⁻¹ de DoAi e 24,91% DoRi) e *C. bracteosum* (0,239 m².ha⁻¹ de DoAi e 17,95% de DoRi) (Tabela 1).

O ER apresentou a maior densidade de indivíduos por hectare, seguido por Correntão e Rebrotas, sendo que esta última teve baixa densidade total, o que reforça que fragmentos florestais conservados da Caatinga tendem a apresentar maior número de indivíduos que em ambientes antropizados (Ferreira *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2022a)

A menor representatividade de indivíduos no fragmento de Rebrotas pode estar relacionada com o histórico de impactos antrópicos, as síndromes de dispersão de sementes predominantes, as características climáticas e edáficas, com predominância de rochas, além da elevada presença de bromélias (*Bromelia* sp.), cactos (*Xiquexique gounellei* (F.A.C.Weber)

Lavor & Calvente) e gramíneas que competem por espaço com as demais espécies nativas na área (Silva *et al.*, 2023a).

As três áreas apresentaram valores de densidade de indivíduos inferiores aos registrados em outros fragmentos florestais da Caatinga, a exemplo de Silva *et al.* (2022b) ao analisarem a estrutura do componente arbustivo-arbóreo em Caraúbas - RN e Freitas *et al.* (2020) ao avaliarem a estrutura da vegetação em Vieirópolis - PB. Por outro lado, a área de ER teve maior densidade de indivíduos que em 2015 com 962,50 ind.ha⁻¹ e 2018 com 850,63 ind.ha⁻¹ registrados por Lucena (2019), contudo isto pode estar associado às diferentes intensidades amostrais utilizadas na mesma área (Silva *et al.*, 2020).

As espécies de maior densidade, frequência e dominância absoluta nas áreas de Correntão, ER e Rebrotas, foram: *C. bracteosum* e *J. molissima* e são frequentemente encontradas em outros remanescentes da Caatinga hiperxerófila, conforme Paiva *et al.* (2021) ao analisarem a fitossociologia da Floresta Nacional de Açu - RN, Rebouças Filho *et al.* (2021) ao compararem a estrutura fitossociológica de duas áreas da Caatinga com diferentes graus de atividade extrativista no município de Pacaratuba - CE e Marinho *et al.* (2019) ao avaliarem comunidades arbustivo-arbórea em remanescentes da Caatinga, em Barrentas - RN e Passagem Rasa - PB.

Esses resultados corroboram os registrados por Santos *et al.* (2017), que ao avaliarem o componente arbustivo-arbóreo em áreas conservadas e em regeneração em Patos-PB, constataram que a intervenção antrópica ocorrida há cerca de 20 anos, por meio do corte raso da vegetação para cultivo agrícola, resultou na concentração da dominância em um grupo restrito de espécies arbustivo-arbóreas.

A espécie *C. bracteosum* apresenta elevada representatividade em fragmentos da Caatinga hiperxerófila e por ser uma espécie que tem capacidade para associar as bactérias que realizam a fixação de Nitrogênio no solo, contribui com a aclimação fotossintética e aumento da eficiência do uso da água, promovendo melhores condições edáficas para as outras espécies nas áreas (Gei *et al.*, 2018).

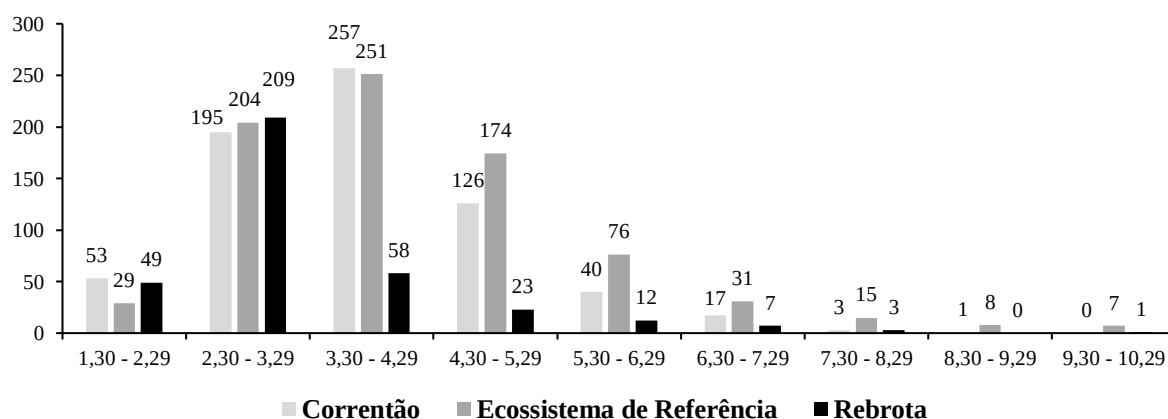
As espécies *Cnidoscolus quercifolius* e *Commiphora leptophloeos* tiveram alta contribuição com a dominância total nas três áreas devido as características típicas destas espécies adaptadas às condições de seca apresentarem os indivíduos adultos com altos valores de área basal.

A área de Correntão teve maior área basal, seguida pelo ER e Rebrotas, por outro lado o ER teve frequência total superior, o que representa maior distribuição de indivíduos nesta área que nos fragmentos de Rebrotas e Correntão (Tabela 1).

As áreas basais obtidas nos três fragmentos analisados são inferiores aos mensurados por Souza *et al.* (2020) ao avaliarem fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em uma área da Caatinga no município de Serra do Mel - RN e por Andrade *et al.* (2022) ao pesquisarem o componente arbustivo-arbóreo em uma área de implantação da Agrovila em Jardim de Piranhas - RN, no entanto, isto provavelmente está relacionado às características edafoclimáticas da região estudada.

As três áreas analisadas tiveram baixo número de indivíduos arbustivo-arbóreos na primeira classe de altura, entre 1,30 m e 2,29 m. Em contrapartida, a maior proporção de indivíduos na área de Rebrota foi entre 2,30 m e 3,29 m, e nos fragmentos de Correntão e de ER, entre 3,30 m e 4,29 m (Figura 3).

Figura 3. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos por classes de altura (m) nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota no município de Floresta - PE.



Fonte: Autor (2024).

O número de indivíduos arbustivo-arbóreos reduziu à medida que se aumentou a classe de altura, em metros, na área de Rebrota a partir da segunda classe (2,30 m a 3,29 m) e no Correntão e ER após a terceira (3,30 m a 4,29 m) (Figura 3).

A altura dos indivíduos no fragmento de Correntão variou entre 1,50 a 8,85 m, com altura média de 3,71 m e a maior concentração de indivíduos (83,53%) teve altura entre 2,30 m e 5,29 m (Figura 3). No ER, a altura dos indivíduos foi de 1,35 m a 10,20 m, com altura média de 4,14 m e a maior parte dos indivíduos (79,12%) tiveram altura entre 2,30 e 5,29 m. Na área de Rebrota, os indivíduos apresentaram altura entre 1,30 m e 10,10 m, com altura média de 3,09 m e a maioria dos indivíduos (87,29%) apresentou altura entre 1,30 m e 4,29 m.

A altura média estimada dos indivíduos, em geral, é inferior às registradas por Vasconcelos *et al.* (2017) que encontraram 6,7 m de altura média na comunidade arbustivo-

arbórea da Caatinga em São Francisco - PI e Leite *et al.* (2015) que apontaram 5,0 m de altura média para o componente arbustivo-arbóreo em Teixeira - PB.

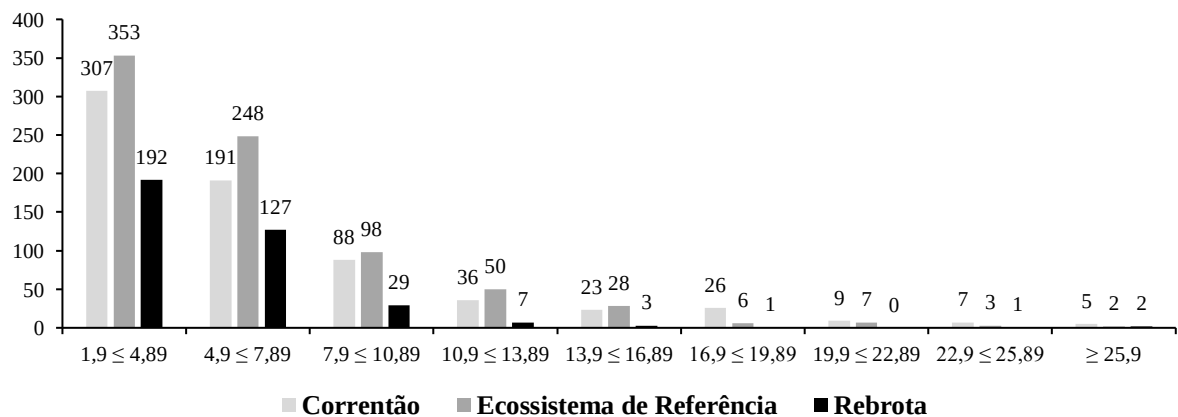
No entanto, os resultados obtidos nas áreas de Correntão e ER são superiores ao apontado por Silva *et al.* (2023b) que mensuraram 3,10 m de altura média para a vegetação arbustivo-arbórea em uma comunidade rural de Mocambo de Baixo, Patos - PB, e demonstram que a altura média da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga altera dependendo das condições ambientais e de histórico de uso de terra.

Contudo, o teste de *Kruskal-Wallis* indicou que não houve diferença significativa na altura média dos indivíduos (m) entre as três áreas analisadas.

Estas semelhanças entre as áreas podem estar relacionadas com a resiliência da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga sob as severas condições climáticas de escassez de chuvas, e elevada temperatura e evapotranspiração associadas às condições do solo e aos impactos antrópicos recentes (Monteiro; Kurtz, 2020). Por outro lado, Oliveira *et al.*, (2020) destacam que a vegetação da Caatinga pode permanecer estável ao longo de anos, tolerando os níveis de antropização de baixo impacto ao realizar o manejo adequado das espécies nativas.

A distribuição de frequências de indivíduos por classes de diâmetro (cm) para as áreas de Correntão, ER e Rebrotta registraram maior densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro e a redução gradual à medida que as classes aumentaram, com formação de curvas em padrão de “J” invertido (Figura 4), que é comumente encontrado em florestas tropicais naturais e indica a presença de regeneração contínua, com maior número de indivíduos jovens e menor número de senescentes de grande porte (Sampaio; Freitas, 2021).

Figura 4. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos por classes de diâmetro (cm) nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotta no município de Floresta - PE.



Fonte: Autor (2024).

4 CONCLUSÃO

O ER apresentou a maior densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos por hectare, seguido por Correntão e Rebrotas, reforçando que os fragmentos florestais conservados tendem a apresentar maior número de indivíduos que em ambientes antropizados da Caatinga.

A maior dominância total de indivíduos foi registrada no fragmento de Correntão, por outro lado o ER apresentou frequência total superior às demais áreas.

As espécies *C. bracteosum* e *J. molissima* registradas com maior densidade, frequência e dominância absoluta nas três áreas avaliadas, apresentam ampla distribuição e ocorrência regional na Caatinga.

Não foi observada diferença estatística significativa na altura média (m) das comunidades arbustivo-arbóreas entre os fragmentos analisados, e a distribuição diamétrica dos indivíduos sugere equilíbrio dinâmico das comunidades nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotas.

Sendo assim, este estudo auxilia a tomada de decisões de medidas de conservação, recuperação florestal e manejo sustentável na região estudada e no direcionamento de novas pesquisas a serem realizadas em fragmentos florestais da Caatinga.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, R. L. *et al.* Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga no município de Jardim de Piranhas - RN, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 9, p. 61159-61172, 2022. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/XXXXXX>. Acesso em: 10 jul. 2024.

APAC - AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Serviços. Meteorologia. Monitoramento Pluviométrico. Visualização mensal.** Data inicial: 01 de fevereiro de 2021 – Data final: 31 de janeiro de 2022. Mesorregião: São Francisco Pernambucano. Código: (32). Posto: Floresta (CHESF). Governo do Estado de Pernambuco, 2022. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 20 maio 2024.

APAC - AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco:** normais climatológicas 1991-2020. Recife: APAC, Gerência de Meteorologia e Mudanças Climáticas, 2023. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/images/webAtlas-Climatologico-do-Estado-de-Pernambuco-APAC.pdf>. Acesso em: 22 maio 2024.

APG IV – ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Diagnóstico ambiental do Município de Floresta, Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2001. 20 p. (Circular Técnica, 10). Disponível em:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/338510/1/circular tecnica10diagambflor esta.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested Caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes do Anexo I. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 2008, Seção 1, p. 75-83. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0006-230908.PDF>. Acesso em: 15 jun. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **2ª atualização das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade 2018**. Shapefiles das áreas prioritárias da Caatinga. Brasília: MMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias>. Acesso em: 12 jun. 2024.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estudo comparativo da estrutura fitossociológica de dois fragmentos de Caatinga em níveis diferentes de conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 1-11, 2014.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, v. 174, 104079, 2020.

FERREIRA, R. L. C. *et al.* Richness and diversity of Caatinga areas in different successional stages in northeastern Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, p. 799-810, 2016. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr112/cap02.pdf>. Acesso em: 6 abr. 2024.

FREITAS, F. A. *et al.* Estrutura fitossociológica da vegetação arbóreo-arbustiva em área de Caatinga com histórico de perturbação antrópica na Paraíba, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, Florianópolis, v. 7, n. 1, p. 92-102, 2020.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 1, p. 1-46, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13035>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GEI, M. *et al.* Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 7, p. 1104-1111, 2018.

HAMMER, O.; HARPER, D. A.T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Paleontologia Eletrônica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. México, CDMX: CopIt-arXives, 2023. 184 p.

HUANG, J. *et al.* Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 2, p. 166-171, 2016.

LEITE, J. A. *et al.* Análise quantitativa da vegetação lenhosa da Caatinga em Teixeira, PB. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 82, p. 89-100, 2015.

LIMA, P. A. F. *et al.* **Indicadores ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica**. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2015. 46 p. (Documentos, 327).

LUCENA, J. D. S. **Competição e dinâmica em Floresta Tropical Seca no semiárido pernambucano**. 2019. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

MARINHO, I. V. *et al.* Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 1-10, 2019.

MONTEIRO, D. M.; KURTZ, B. C. Phytosociology of Two Caatinga Phytophysionomies with Different Histories of Anthropic Disturbance. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 4, e20180045, 2020.

OLIVEIRA, E. V. S. *et al.* Evaluation of Vegetation after Four Years in a Caatinga Fragment in the State of Sergipe, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 2, e20170869, 2020.

OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em floresta tropical seca, município de Floresta - PE**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

PAIVA, C. D. G. *et al.* Fitossociologia da Caatinga na Floresta Nacional de Açú, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, e entorno: diversidade e biogeografia do componente lenhoso. **Hoehnea**, v. 48, e222020, p. 1-11, 2021.

PESSOA, M. F. *et al.* Estudo da cobertura vegetal em ambientes da Caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi - RN. **Caatinga**, v. 21, n. 3, p. 40-48, 2008.

REBOUÇAS FILHO, J. V. *et al.* Fitossociologia de dois bosques de Caatinga utilizados para extração foliar da *Copernicia prunifera* (Mill.) HE Moore e infestados por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 784-800, 2021.

ROCHA, W. J. S. F. *et al.* Towards Uncovering Three Decades of LULC in the Brazilian Drylands: Caatinga Biome Dynamics (1985–2019). **Land**, v. 13, n. 8, 1250, 2024.

SAMPAIO, E. V. S. B.; FREITAS, A. D. S. Caatinga: descrição geral. In: MOURA, F. B. P.; SILVA, J. V. (Org.). **Restauração na Caatinga**. 2. ed. rev. e amp. Maceió: Edufal, 2021. p. 10-26.

SANTOS, W. S. *et al.* Estudo fitossociológico em fragmento de Caatinga em dois estágios de conservação, Patos, Paraíba. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 4, p. 305-321, 2017.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Spatial structure of the Caatinga woody flora: abundance patterns have environmental, Pleistocene, and indigenous drivers. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, supl. 3, e20211019, p. 1-21, 2022.

SILVA, E. D. G. *et al.* Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo em ambiente de Caatinga, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, v. 10, n. 1, p. 125-130, 2022b.

SILVA, J. L. B. *et al.* Environmental degradation of vegetation cover and water bodies in the semiarid region of the Brazilian Northeast via cloud geoprocessing techniques applied to orbital data. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 121, 104164, 2023a.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. In: _____. (Ed.). **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America***. Cham: Springer, 2017. p. 3-19.

SILVA, L. S. *et al.* Fragmentos de Caatinga são florística e estruturalmente similares? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 6, p. 3202-3211, 2022a.

SILVA, L. S. *et al.* Mudanças estruturais em fragmento de Caatinga em processo de regeneração natural. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 2, p. 1147-1157, 2024.

SILVA, N. D. *et al.* Dimensão de parcelas para levantamento da vegetação arbórea regenerante em um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, e3091, 2020.

SILVA, R. M. D. *et al.* Composição florística de um fragmento de Caatinga na comunidade rural Mocambo de Baixo, município de Patos-PB, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 33, n. 3, e65811, p. 1-19, 2023b.

SOUZA, M. R. *et al.* Caracterização florística e fitossociológica do componente lenhoso de um fragmento florestal de Caatinga em Serra do Mel, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 8, n. 3, p. 329-335, 2020.

SOUZA, P. F. *et al.* Estudos fitossociológicos e dendrométricos em um fragmento de Caatinga, São José de Espinharas - PB. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1317-1330, 2016.

TABARELLI, M. *et al.* Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 70, n. 4, p. 25-29, 2018.

VASCONCELOS, A. D. M. *et al.* Caracterização florística e fitossociológica em área de Caatinga para fins de manejo florestal no município de São Francisco-PI. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 4, p. 329-337, 2017.

CAPÍTULO 3 – VARIABILIDADE ESPACIAL DE ATRIBUTOS DE COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM ÁREAS DE CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL

Spatial relationships of floristic composition attributes and structure of shrub-tree vegetation in Caatinga areas of Pernambuco, Brazil

RESUMO

Esta pesquisa investigou a distribuição da riqueza de espécies e densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos da Caatinga, em Floresta, Pernambuco, Brasil. O objetivo foi analisar as estimativas maximizadas dessas variáveis a partir da interpolação dos dados amostrais em áreas com diferentes históricos de uso do solo. Foram selecionados três fragmentos, levando em consideração períodos de desmatamento e práticas de manejo, onde foram estabelecidas 20 parcelas amostrais de 400 m² cada. Todas as parcelas foram georreferenciadas e incluíram indivíduos com circunferência $\geq 6,0$ cm a 1,30 m do solo. Os modelos matemáticos foram calculados e ajustados, analisando parâmetros como efeito pepita, patamar e alcance dos semivariogramas, e a validação cruzada foi utilizada para selecionar os modelos com melhores ajustes, assim como a interpolação pelo método do Inverso Quadrado da Distância. Os resultados mostraram que a riqueza de espécies e a densidade de indivíduos apresentaram dependência espacial nos fragmentos de Correntão e Rebrotas, enquanto no fragmento ER, a interpolação dos dados amostrais foi realizada pelo Inverso Quadrado da Distância. Observou-se uma dependência espacial moderada a forte na riqueza de espécies e na densidade de indivíduos nos fragmentos mencionados, permitindo a elaboração de mapas bivariados que indicam áreas suscetíveis à degradação e resiliência ambiental. Este estudo contribui para identificar a dependência espacial dos atributos de composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em áreas antropizadas da Caatinga, auxiliando na priorização de intervenções para conservação e restauração ecológica na região.

Palavras-chave: Mapas bivariados; Krigagem; Floresta Tropical Sazonalmente Seca; riqueza de espécies arbustivo-arbóreas; densidade.

ABSTRACT

This research investigated the distribution of species richness and shrub-tree density in the Caatinga, in Floresta, Pernambuco, Brazil. The aim was to analyze the maximum estimates of these variables through data interpolation in areas with different land use histories. Three fragments were selected based on deforestation periods and management practices, with 20 sample plots of 400 m² each. All plots were georeferenced and included individuals with a circumference ≥ 6.0 cm at 1.30 m above the ground. The mathematical models were calculated and adjusted, analyzing parameters such as nugget effect, sill, and range of the semivariograms. Cross-validation was used to select the best-fitting models, along with interpolation using the Inverse Distance Weighting method. The results showed that species richness and individual density exhibited spatial dependence in the Correntão and Regrowth fragments, whereas in the ER fragment, sample data interpolation was performed using the Inverse Distance Squared method. A moderate to strong spatial dependence was observed in species richness and individual density across the mentioned fragments, enabling the creation of bivariate maps that highlight areas susceptible to degradation and environmental resilience. This study helps identify the spatial dependence of floristic composition and shrub-tree vegetation structure in anthropized Caatinga areas, supporting the prioritization of conservation and ecological restoration efforts in the region.

Keywords: Bivariate maps; Seasonally Dry Tropical Forest; Kriging; shrub-tree species richness; density.

1 INTRODUÇÃO

O domínio fitogeográfico da Caatinga ocupa a maior parte da região semiárida do Nordeste do Brasil e abriga elevada diversidade de espécies vegetais em áreas de Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS), reunindo uma vegetação arbustivo-arbórea predominantemente formada por espécies xerófilas, caracterizadas por árvores baixas e arbustos ramificados, frequentemente com espinhos ou acúleos e folhas pequenas (Fernandes; Queiroz, 2018; Fernandes, Cardoso, Queiroz, 2020).

A vegetação da Caatinga é influenciada, principalmente, pela sazonalidade climática de precipitação e altas temperaturas durante o dia, ocasionando perda de grande parte das folhas durante a estação seca e o surgimento de folhas novas, e flores, durante o período chuvoso. Além disso, atividades antrópicas sucessivas e mudanças climáticas impactam a flora (Tabarelli *et al.*, 2018; Silva; Souza, 2022).

As atividades antrópicas podem ser representadas, principalmente, por ameaças diretas a ecossistemas florestais, tais como: presença de trilhas por humanos e rebanhos para pastejo, corte seletivo de indivíduos arbustivo-arbóreos, introdução de espécies exóticas e indícios de fogo, pois comprometem a dinâmica da sucessão ecológica e consequentemente a manutenção da biodiversidade (Gann *et al.*, 2019).

Andrade *et al.* (2022) avaliaram a composição florística e fitossociologia do componente arbustivo-arbóreo em um remanescente da Caatinga, em Jardim de Piranhas, RN, e registraram elevada heterogeneidade ambiental, porém baixa riqueza, diversidade e dominância ecológica de poucas espécies.

Por outro lado, Silva *et al.* (2012) ao avaliarem espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em áreas da Caatinga com diferentes históricos de uso do solo no agreste pernambucano, indicaram que os locais tiveram distúrbios antrópicos evidenciados, resultando em elevada densidade de espécies colonizadoras, típicas de ambientes antropizados.

Deste modo, avaliar a composição florística e estrutura de fragmentos florestais por meio de um inventário de campo, apesar de ser trabalhoso e demorado, revela indicadores-chave para avaliação e monitoramento de áreas antropizadas e conservadas, facilitando a definição de métodos a serem adotados para a restauração e conservação da Caatinga (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Portanto, é indispensável reunir informações sobre a distribuição espacial da riqueza de espécies e densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos em fragmentos florestais, para facilitar o planejamento de ações de conservação, manejo sustentável e restauração ecológica em áreas da Caatinga.

Neste sentido, o georreferenciamento de alta precisão de dados coletados em campo de atributos de composição florística e estrutura da vegetação podem ser úteis em análises geoestatísticas e auxiliarem no mapeamento de locais com maior e menor potencial dessas variáveis, fornecendo informações que facilitam a compreensão das relações ecológicas em ecossistemas florestais (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2021).

Por meio da análise geoestatística é possível estimar variáveis da vegetação através da interpolação de dados amostrais em locais não registrados, quando estes apresentam dependência espacial, facilitando o mapeamento da distribuição das espécies arbustivo-arbóreas em condições ecológicas e antrópicas distintas e auxiliando na adoção de medidas de conservação e restauração ecológica de fragmentos florestais da Caatinga (Amaral, 2014).

Assim como inferir se há dependência espacial de atributos de composição florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo, fornecendo a categorização de áreas mais suscetíveis à degradação ou resiliência ambiental em fragmentos florestais e auxiliando na implementação de medidas direcionadas e eficientes para a conservação e sustentabilidade da Caatinga hiperxerófila.

A geoestatística é uma ferramenta que utiliza variáveis regionalizadas para avaliar a variabilidade espacial, permitindo realizar análises de semivariogramas para observar se há relação de dependência entre os dados e estimar valores em locais não amostrados, por meio da interpolação por krigagem (Grego; Oliveira; Vieira, 2014).

Consequentemente, a seleção do semivariograma é um passo necessário para realizar a krigagem, pois o modelo escolhido influencia diretamente na precisão e qualidade da interpolação de dados. Sendo, recomendável escolher o semivariograma com melhor ajuste de coeficiente de determinação (R^2) (Cohen; Spies; Bradshaw, 1990).

Hernández-Stefanoni *et al.* (2021) utilizaram análise geoestatística das estimativas de densidade de Carbono e diversidade de espécies de árvores georreferenciadas na Península do Yucatán, México, para identificar áreas críticas e que maximizam o potencial destas variáveis, proporcionando um mapeamento bivariado preditor de indicadores ecológicos para a conservação e restauração da biodiversidade em Florestas Tropicais, com ampla escala espacial.

Por outro lado, o método do Inverso do Quadrado da Distância (IDW) é um interpolador determinístico univariado que utiliza médias ponderadas e quanto menor a distância entre o ponto observado e o estimado, maior será seu peso e, consequentemente, sua influência sobre o valor inferido (Araujo *et al.*, 2021).

Em inventários de campo, diversas pesquisas têm priorizado métodos estatísticos de média e variância de dados obtidos para a avaliação da intensidade amostral, visando à redução do custo (Augustynczyk *et al.*, 2013; Farias, 2019; Silva *et al.*, 2020). Contudo, desconsiderando a dependência espacial entre as amostras vizinhas, o que poderia fornecer a classificação de áreas mais vulneráveis ou com maior capacidade de recuperação ecológica em fragmentos florestais e auxiliar na implementação de medidas direcionadas para a conservação e manejo sustentável em FTSS (Mello, 2004).

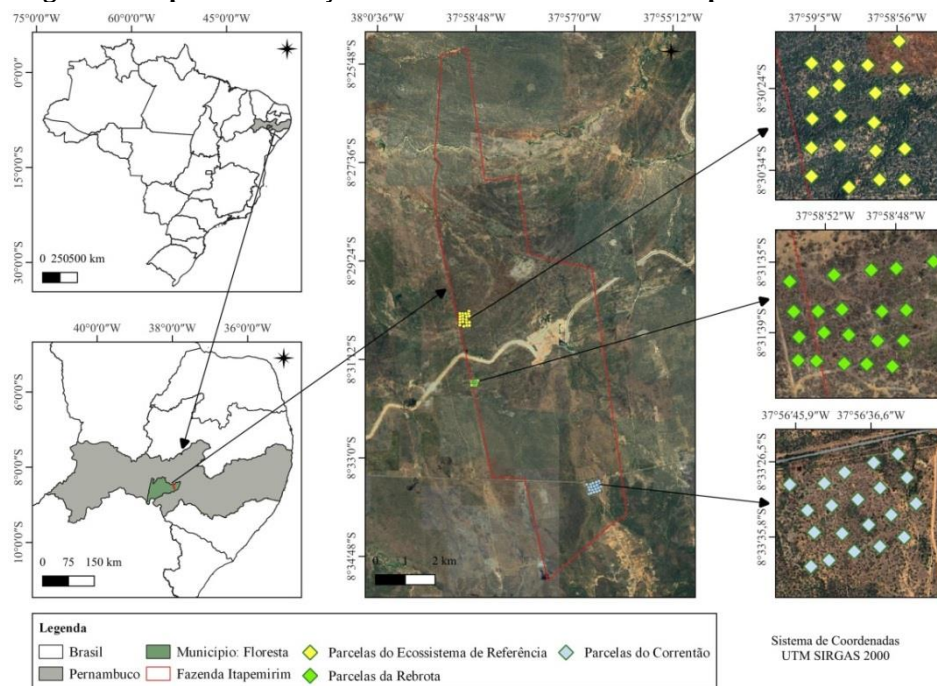
Sendo assim, o objetivo desta pesquisa é avaliar se há dependência espacial de atributos de composição florística e estrutural da vegetação arbustivo-arbórea em áreas da Caatinga, em Pernambuco e mapear estimativas das variáveis estudadas, em pontos não amostrados, com o intuito de viabilizar o diagnóstico ambiental de fragmentos florestais, com baixo custo de monitoramento futuro.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em fragmentos florestais da Caatinga, localizadas na Fazenda Itapemirim, no município de Floresta, Pernambuco, Brasil (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo no município de Floresta - PE.



Fonte: Autor (2024).

A vegetação é dominada pela Caatinga hiperxerófila e o sistema agrário predominante é a pecuária extensiva, com práticas agrícolas de subsistência (Araújo Filho *et al.*, 2001). As

principais espécies com maior densidade de indivíduos nos três fragmentos florestais estudados são representadas por *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis. e *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.

O clima da região é classificado como BSh, típico de regiões semiáridas quentes (Alvares *et al.*, 2013) e a altitude varia de 425 m a 500 m. A precipitação é esporádica e baixa entre maio e outubro, à medida que o período mais chuvoso ocorre de novembro a abril. A temperatura média anual é de 25,6°C, com uma precipitação média anual de 476,8 mm e uma evapotranspiração potencial média anual de 1.526,1 mm (APAC, 2022; 2023).

Foram selecionadas três áreas com base em uma sequência específica de períodos de corte da vegetação e nas práticas de manejo do solo adotadas (Figura 1).

O Ecossistema de Referência (ER), conhecido como "Transposição", abrange cerca de 50 hectares de vegetação conservada, resultado da redução do corte seletivo ao longo dos últimos 50 anos (Figura 1). Ainda assim, o fragmento florestal ainda é utilizado para o pastoreio de caprinos e bovinos e, possivelmente, para a extração de estacas destinadas à manutenção das cercas que delimitam a área (Santos, 2013).

A área chamada "Correntão", situada ao lado da rodovia estadual PE-360, no sul da fazenda, abrange 50 hectares de vegetação em regeneração (Figura 1). Em 1987, a vegetação original foi removida utilizando correntões para manejo florestal e plantio de eucalipto. Após a remoção, a área foi abandonada e passou a ser usada para o pastoreio de caprinos e bovinos (Oliveira, 2020; Ferreira *et al.*, 2023).

A área conhecida como "Rebrota", com 59,2 hectares, foi submetida a um corte seletivo em 2013, removendo todos os indivíduos lenhosos, exceto *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. (Aroeira) e *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Baraúna), ambas catalogadas como espécies ameaçadas na flora brasileira (Brasil, 2008; Lima *et al.*, 2018) (Figura 1). Este fragmento florestal é utilizado para o pastoreio de caprinos e equinos, práticas que podem impactar o processo de regeneração natural.

Segundo Araújo Filho *et al.* (2018), os solos da região incluem Luvissolo Crômico, Neossolo Litólico, Latossolo Amarelo e Planossolo Háplico.

As áreas de estudo (Figura 1) estão situadas em uma região de relevo majoritariamente plano a suavemente ondulado, os solos são pouco intemperizados, acentuadamente compactados, com alta suscetibilidade à erosão. Contudo, nos fragmentos de ER e Rebrota há elevada presença de afloramentos rochosos aparentes, além de macambiras e cactos competindo por espaço e nutrientes do solo, por outro lado o Correntão apresenta menor ocorrência de rochas e espécies suculentas.

Os fragmentos florestais Correntão e Rebrotas, possuem diferentes períodos de corte da vegetação e apresentam terrenos predominantemente planos, exceto por um córrego intermitente a leste do Correntão, e são classificados como áreas prioritárias para a conservação da Caatinga (Brasil, 2023) (Figura 1), ressaltando a relevância de implementar ações conservacionistas e práticas sustentáveis na região.

Em contrapartida, o ER apresenta maior declividade no terreno que as demais áreas avaliadas, o que pode estar beneficiando a maior riqueza de espécies e a densidade em locais de córregos intermitentes, a sudoeste da área, devido a maior umidade e acúmulo de água no ambiente edáfico (Figura 1).

2.2 COLETA DE DADOS

Para análise do componente arbustivo-arbóreo foram instaladas 20 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²) com padrão de espaçamento de 40 m, perfazendo 8.000 m² de área amostral em cada fragmento florestal.

Para análise do componente arbustivo-arbóreo foram instaladas 20 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²), com espaçamento de 40 m entre parcelas no fragmento Rebrotas e de 80 m no Correntão e no ER, perfazendo 8.000 m² de área amostral em cada fragmento florestal. Todas as unidades amostrais foram plaquetadas e georreferenciadas com o auxílio do receptor GNSS (Global Navigation Satellite System) modelo Topcon Hiper GGD e sistema de correção em tempo real RTK (Real Time Kinematic), e incluídos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência $\geq 6,0$ cm a 1,30 m do solo, em ordem crescente. A precisão máxima estabelecida para a localização dos indivíduos foi de 30 cm.

Os dados obtidos a partir do inventário florestal, incluindo número do indivíduo, parcela amostral, família, nome científico, nome popular, altura em metros, diâmetro equivalente (m) e área basimétrica (m²), foram acrescidos das respectivas coordenadas geográficas determinadas por meio de GNSS.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS ESPACIAIS DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA

As coordenadas geográficas obtidas em cada área foram descarregadas do GNSS para o computador pelo software *GPS TrackMaker R*, salvas em dois arquivos com formato *shapefile* e adotado o sistema de referência de coordenadas *EPSG: 4326 - WGS 84 / SIRGAS 2000*, sendo um para o perímetro das parcelas amostrais e outro para a localização dos indivíduos arbustivo-arbóreos e suas variáveis.

Os arquivos de perímetro das 20 unidades amostrais em cada área foram importados para o programa QGIS 3.28.13, onde foram geradas grades regulares de 20 m x 20 m por pixel para compor as amostras.

As coordenadas geográficas de GNSS dos indivíduos arbustivo-arbóreos registrados nas parcelas amostrais foram utilizadas nos mapas de ortomosaicos gerados de cada área para realizar análises geoestatísticas.

No centro de cada unidade amostral foram atribuídas coordenadas geográficas de GNSS contendo a quantificação do número de espécies e de indivíduos registrados nas parcelas, estas variáveis foram inseridas nos mapas de ortomosaicos gerados para cada área e realizadas as análises geoestatísticas de interpolação por krigagem e por IDW.

Para realizar a interpolação por krigagem ordinária foram calculados os modelos matemáticos (Linear, Esférico, Exponencial ou Gaussiano) da riqueza de espécies e de número de indivíduos arbustivo-arbóreos com auxílio do plugin *Smart-Map* no programa Qgis, contendo as variáveis selecionadas e relacionadas à coordenada central de cada parcela, realizados os ajustes nos valores obtidos dos semivariogramas experimentais de todas as unidades amostrais em cada área, e estabelecidos os parâmetros de efeito pepita (C_0), variância estrutural (C), patamar ($C_0 + C$) e alcance (a).

Em que o C_0 corresponde ao valor da semivariância para uma distância maior do que zero e menor do que a menor distância de amostragem, indicando o componente da variação ao acaso; a C é obtida pela diferença entre o patamar e o efeito pepita, representando a semivariância estruturada espacialmente; o patamar ($C_0 + C$) indica o valor da semivariância em que a curva estabiliza sobre um valor constante e o alcance (a) indica a distância da origem até onde o patamar atinge valores estáveis, expressando o limite de espaçamento em que as amostras são correlacionadas (Trangmar; Yost; Uehara, 1986).

Caso os dados amostrais não apresentem dependência espacial por krigagem será utilizado o método de interpolação denominado Inverso do Quadrado da Distância (IDW) para as variáveis selecionadas, considerando a média ponderada dos dados observados em campo nas parcelas amostrais e o maior peso de amostras circunvizinhas com menores distâncias entre si (Salazar; Lima, 2019).

2.4 VALIDAÇÃO DOS DADOS ESPACIAIS E CATEGORIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA

Para validar os ajustes dos semivariogramas e selecionar os modelos, foram utilizados o coeficiente de determinação (R^2) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE) a partir da

validação cruzada, sendo que, o R^2 mais próximo de 1 e o RMSE menor, indicam melhor ajuste (Grego; Oliveira; 2015; Almeida *et al.*, 2023). O R^2 varia entre 0 e 1 e expressa a proporção da variância na variável dependente explicada pela variável independente, enquanto o RMSE representa o erro em relação à média dos valores previstos no conjunto de dados de validação (Vauclin *et al.*, 1983; Almeida, 2021).

O GDE das variáveis selecionadas em cada área foi avaliado através da análise dos semivariogramas, considerando a razão entre o efeito pepita (C_0) e o patamar ($C_0 + C$), e resultando em fraca dependência espacial ($GDE \geq 75\%$), moderada ($25\% \leq GDE < 75\%$) ou forte ($GDE < 25\%$) (Cambardella *et al.*, 1994).

Após a categorização do GDE em cada área, os dados foram interpolados por krigagem utilizando os parâmetros dos semivariogramas dos modelos ajustados, efeito pepita, variância estrutural e alcance (Almeida, 2021).

As superfícies interpoladas foram exportadas em extensão (no formato) *.grd* para o programa *Qgis* e extraídas as informações de interesse com o uso de uma máscara para recorte, reclassificação de dados para ajuste de classes e atribuição de *scores* (Amaral, 2014).

As parcelas foram reclassificadas para ajuste de classes conforme a amplitude dos *scores* obtidos dos atributos de composição florística e estrutura da vegetação em cada área, sendo considerado *score* inferior os valores variando entre 1 a 3 espécies e 1 a 25 indivíduos da amplitude, *score* intermediário de 3 a 6 espécies e 25 a 50 indivíduos, e *score* superior de 6 a 9 espécies e 50 a 76 indivíduos.

Mapas bivariados foram elaborados no programa *Qgis* sobrepondo a riqueza de espécies e o número de indivíduos com maior dependência espacial em cada área, seguindo a metodologia adaptada de Hernández-Stefanoni *et al.* (2021), com o intuito de avaliar a variabilidade espacial dessas variáveis, identificar áreas mais suscetíveis à degradação e resiliência ambiental, e viabilizar o diagnóstico de fragmentos florestais da Caatinga, com menor custo de monitoramento futuro.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com exceção do modelo matemático linear calculado para a riqueza de espécies no fragmento de ER foram selecionados os modelos esféricos para as demais análises. Entretanto, o modelo linear na maioria das vezes representa apenas uma tendência dentro dos limites da área amostrada, não conseguindo atingir o Patamar na distância máxima descrita no esquema de amostragem (Neves, 2013), sendo assim foi utilizada a interpolação pelo IDW da riqueza de espécies no ER.

Barreto (2017) obteve ajuste de classificação moderado com o modelo esférico ao avaliar o diâmetro a altura de 1,30 m do solo e biomassa seca total (kg) de indivíduos arbustivo-arbóreos no fragmento de Rebrotá, contudo Ferreira *et al.* (2023) ao realizarem a caracterização de padrões espaciais da mortalidade de fustes e árvores em remanescentes da Caatinga em Pernambuco, constataram que os modelos esférico e gaussiano demonstraram os melhores ajustes para mapear as estimativas de área basal de espécies arbóreas, corroborando que o modelo esférico é comumente utilizado para analisar as variáveis da vegetação e dos solos em FTSS (Lima *et al.*, 2015; Guedes Filho *et al.*, 2010).

O efeito pepita (C_0) para a riqueza de espécies e a densidade de indivíduos no fragmento de Correntão aponta maior variabilidade espacial dos dados não explicados comparada a Rebrotá, ou seja, os valores das amostras vizinhas tendem a serem diferentes entre si, mesmo que estejam espacialmente próximas (Guedes; Bach; Uribe-Opazo, 2020). Além disso, estes mesmos autores registraram melhores estimativas do efeito pepita com a amostragem aleatória ao avaliar a variabilidade espacial de dados agrícolas em Cascavel, Paraná comparada à sistemática, indicando que a escolha da amostragem pode interferir nos resultados dos parâmetros do efeito pepita e acarretar menor eficiência da estimativa espacial por krigagem.

Por sua vez, o número de indivíduos na Rebrotá apresenta moderada variabilidade e no ER foi registrado o efeito pepita puro, em que não há dependência espacial entre os pontos amostrados (Grego; Oliveira, 2015). Neste caso, foi adotado o uso do IDW para interpolar o número de indivíduos no fragmento de ER (Salazar; Lima, 2019).

O efeito pepita puro registrado para o número de indivíduos no ER pode estar relacionado com a elevada heterogeneidade ambiental da área e com fatores externos como a declividade do terreno em pequenas escalas na área, somados as características de solo cascalhento e ao pisoteio de animais e humanos, ainda que em menor presença (Lima *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2017). Sob outra perspectiva, sugere-se que o tamanho da amostragem pode ser ampliado e realizado em menores escalas de espacialização entre as amostras, com a finalidade de proporcionar melhor precisão das estimativas dos semivariogramas de densidade de indivíduos (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2014).

Considerando a riqueza de espécies, observou-se que os fragmentos de Correntão e Rebrotá registraram dependência espacial, enquanto no ER esta variável foi estimada a partir da técnica de interpolação por IDW.

O Patamar do semivariograma estabelecido para o fragmento de Rebrotá aponta que a variabilidade espacial total da riqueza de espécies é superior que no Correntão. Quanto à

densidade de indivíduos, o Correntão demonstrou variação espacial superior a Rebrota, respectivamente.

Sob esta perspectiva, Ibrahim *et al.* (2024) ao investigarem áreas de plantio em floresta subtropical e de monocultura, constataram que o aumento da diversidade de espécies de árvores reduziu o efeito Patamar, contudo aumentaram as concentrações de Carbono (C) orgânico do solo e do C inorgânico dissolvido, demonstrando que o aumento nos estoques de C no solo depende da qualidade da serapilheira e não do acúmulo. Isso sugere que, apesar do ER não apresentar dependência espacial, provavelmente detêm o maior estoque de C no solo comparada as demais áreas avaliadas.

Os alcances obtidos variaram entre 86,41 m e 280,13 m, representando as distâncias máximas em que as amostras exibem dependência espacial para a densidade de indivíduos e riqueza de espécies arbustivo-arbóreas nas áreas de Correntão e Rebrota. Os maiores valores de alcance encontrados na Correntão podem estar associados à distância de espacialização das amostras e ao tamanho da área do fragmento florestal (Santos *et al.*, 2023).

Os erros quadráticos médios (RMSE) para os atributos de composição florística e estrutura da vegetação nos fragmentos de Correntão e Rebrota indicam que há elevada precisão dos modelos de semivariância, comparando os valores estimados com os observados. Ao passo que Silva *et al.* (2023) registraram RMSE de $10,9 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$ ao estimarem o volume de madeira de vegetação da Caatinga, no Estado da Bahia e Indirabai e Nilsson (2024) ao calcularem a biomassa acima do solo em Florestas Tropicais heterogêneas na Índia, a partir de dados espaciais LiDAR Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI L4B, versão 2), obtiveram $13,9 \text{ ton/ha}$ e 88% de R^2 para as florestas de Betul, estado de Madhya Pradesh, e $29,1 \text{ ton/ha}$ com R^2 de 79% em Mudumalai, no sul do país.

Os Coeficientes de Determinação (R^2) obtidos indicam que a proporção da variação dos dados observados nos modelos de semivariância para a riqueza de espécies e o número de indivíduos explicam a maior parte da variabilidade espacial nos fragmentos de Correntão e Rebrota (Quadro 1).

Estes resultados são superiores aos 46% de R^2 registrados por Santos *et al.* (2023) ao estimarem os estoques de biomassa lenhosa acima do solo com diâmetro maior ou igual a 15 cm da Caatinga na Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Bahia e por Hernández-Stefanoni *et al.* (2011) que encontraram 35% para a krigagem ordinária e 41% na co-krigagem ao utilizarem dados de sensoriamento remoto para avaliar a precisão dos mapas de riqueza de espécies de árvores tropicais na Península de Yucatán, México.

Em contrapartida, Ocaño-Silveira *et al.* (2024) observaram $R^2 = 0,25\%$ e RMSE de 45,8% para a estimativa de biomassa e $R^2 = 0,19\%$ e RMSE = 32,5% da riqueza de espécies arbóreas na ecorregião Cuenca Sedimentaria Gondwânica, no Nordeste do Uruguai.

Quadro 1. Parâmetros da análise de semivariogramas calculados para a riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão, Rebrotado e Ecossistema de Referência, município de Floresta, Pernambuco.

Parâmetros geoestatísticos	Correntão		Rebrotado		Ecossistema de Referência	
	Espécies	Número de indivíduos	Espécies	Número de indivíduos	Espécies	Número de indivíduos
Modelo	Esférico	Esférico	Esférico	Esférico	Linear	Esférico
Efeito pepita (C_0)	0,877	167,265	0,459	24,007	2,295	0
Patamar ($C_0 + C$)	2,776	482,048	3,37	95,959	5,447	298,536
Alcance (m)	240,73	280,13	86,41	125,58	192,61	213,67
RMSE	0,001	0	0	0	0	5,045
R^2	0,99	1	1	1	0,99	0,99

O GDE foi moderado para os atributos de composição florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea no fragmento de Correntão e para a densidade de indivíduos na Rebrotado.

Por outro lado, a riqueza de espécies na Rebrotado, apresentou elevada dependência espacial (Quadro 2, Figura 2), corroborando com resultados encontrados por Ferreira *et al.* (2023) ao avaliarem a mortalidade de fustes e árvores nas áreas de Correntão e Transposição, município de Floresta, Pernambuco. Estes resultados sugerem que os locais próximos provavelmente exibem características ecológicas semelhantes devido às práticas periódicas de manejo seletivo de espécies arbustivo-arbóreas e as condições edafoclimáticas compartilhadas (Cambardella *et al.*, 1994; Hernández-Stefanoni *et al.* 2021).

Quadro 2. Grau de Dependência Espacial (GDE) da riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão e Rebrotado, município de Floresta, Pernambuco.

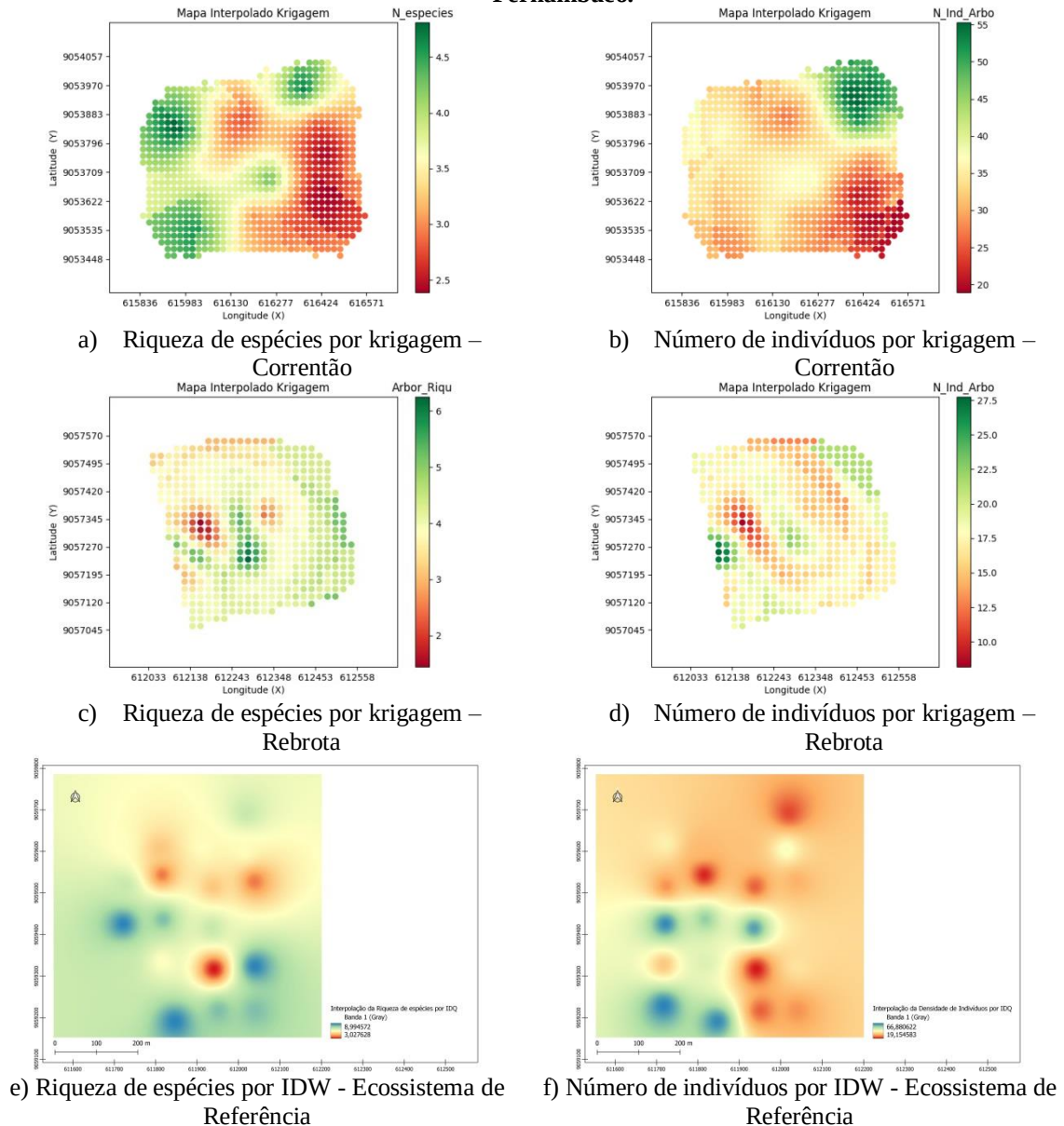
Fragmentos florestais	Grau de Dependência Espacial (GDE)	
	Riqueza de Espécies	Número de indivíduos
Correntão	31,59%	34,69%
Rebrotado	13,62%	25,01%

Observa-se que os mapas de interpolação por krigagem ordinária nos fragmentos de Correntão e Rebrotado apresentaram padrões que distinguiram a distribuição da riqueza de

espécies e o número de indivíduos arbustivo-arbóreos registrados nas respectivas áreas, permitindo identificar regiões com diferentes atributos de composição florístico-estrutural da vegetação (Figura 2). Da mesma forma, Ocaño-Silveira *et al.* (2024) identificaram locais com elevada biomassa aérea e riqueza de espécies ao investigarem espécies arbóreas em bosques nativos de Florestas Subtropicais no Nordeste do Uruguai.

Estes resultados provavelmente estão associados à interação das características ecológicas e edáficas de cada área, além do clima semiárido da região, conforme foi registrado por Shi *et al.* (2024) ao avaliarem os efeitos do solo e do clima na riqueza de espécies de árvores em Florestas Tropicais e subtropicais no sul da China.

Figura 2. Mapa de interpolação por krigagem ordinária para a riqueza de espécies e número de indivíduos nos fragmentos florestais de Correntão (a; b), Rebrota (c; d) e por Inverso do Quadrado da Distância (IDW) no Ecossistema de Referência (e; f), respectivamente, município de Floresta, Pernambuco.



A distribuição da riqueza de espécies e densidade de indivíduos das comunidades arbustivo-arbóreas nos fragmentos de Correntão e Rebrotas (Figuras 2a; 2b; 2c; 2d), podem estar relacionadas a diversos fatores como as formas e tempos de uso do solo, a resiliência da vegetação às condições climáticas de seca severa e aos impactos antrópicos, as síndromes de dispersão de sementes predominantes, a presença/ausência de dispersores de sementes, à distância, ao tamanho e o isolamento entre as áreas e a competição com outras espécies por nutrientes do solo (Espinosa *et al.*, 2016; Poorter *et al.*, 2008; Subedi *et al.*, 2019).

O Quadro 3 sobrepõe os dados de riqueza de espécies e de densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos presentes nos fragmentos estudados.

Quadro 3. Percentuais de riqueza de espécies e número de indivíduos registrados nos fragmentos de Correntão, Rebrotas e Ecossistema de Referência, município de Floresta, Pernambuco.

			Riqueza de espécies		
			1-3	3-6	6-9
Número de indivíduos	Correntão	1-25	8%	0%	0%
		25-50	14%	74%	0%
		50-76	0%	4%	0%
	Rebrotas	1-25	4%	94%	0%
		25-50	2%	0%	0%
		50-76	0%	0%	0%
	Ecossistema de Referência	1-25	0%	1%	0%
		25-50	0%	24%	65%
		50-76	0%	0%	10%

No fragmento de Correntão, a maioria das amostras se concentrou entre 3 a 6 espécies, perfazendo 78% do total da área, e entre 25 e 50 indivíduos (88%) (Quadro 3), apontando nível moderado de riqueza e de densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos.

Além disso, a remoção total da vegetação há 35 anos com o uso de correntões e a ausência de amostras com mais de seis espécies neste estudo, sugerem que as condições do solo, associadas à escassez de chuva durante a maior parte do ano e às perturbações antropogênicas na região, podem comprometer a resiliência e estabilidade da diversidade vegetal, aumentando a vulnerabilidade do fragmento às mudanças climáticas (Maia *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2019).

Por outro lado, os impactos ocasionados por alterações naturais na dinâmica do solo e da vegetação, a frequente presença de pastejo e pisoteio de animais e humanos em áreas de solo exposto, pouco intemperizado e compactado, e o limite da área com a rodovia estadual PE-360, podem dificultar a dispersão de sementes por deslocamento de animais terrestres nativos no Correntão advindos de outros fragmentos próximos.

Na Rebrota, a distribuição da riqueza de espécies e do número de indivíduos se concentrou majoritariamente entre 3 a 6 espécies e 1 a 25 indivíduos, representando 94% da área total, indicando que a riqueza reduzida está associada à baixa densidade de indivíduos nesta área (Quadro 3). Além disso, constatou-se a ausência de amostras com elevada densidade de indivíduos e riqueza de espécies, e a baixa representatividade entre 1 e 3 espécies, distribuídas de 1 a 25 indivíduos (4%).

Sob este aspecto, Noutcheu *et al.* (2024) ao avaliarem os efeitos de perturbações crônicas e fatores ambientais nos mecanismos de regeneração natural da Caatinga, em Buíque, Pernambuco, destacam que o aumento da pressão antrópica e da aridez são os principais impulsionadores que desfavorecem a composição florística de espécies e de rebrotas em comunidades arbustivo-arbóreas.

Sotelo-Caro *et al.* (2023) ao estudarem o efeito da perturbação antrópica crônica ao longo de um gradiente em fragmentos de Florestas Tropicais Secas no centro do México, reforçam que os principais impactos que afetam negativamente a dinâmica florestal são a extração de madeira e as atividades de pecuária.

Apesar disso, Vanderlei *et al.* (2024) ao investigarem a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas e as mudanças estruturais da vegetação da Caatinga sob diferentes intensidades de uso antrópico, no Parque Nacional do Catimbau em Pernambuco, sugerem que a maior parte da regeneração natural mantém uma proporção relativamente alta de mecanismos de persistência após as perturbações humanas.

Em contraste no ER, a maioria das amostras se distribuiu entre 6 a 9 espécies e de 25 a 50 indivíduos, totalizando 65% da área (Quadro 3). Observou-se uma baixa representatividade de amostras com reduzida riqueza de espécies e de densidade de indivíduos. Contudo, as amostras representadas por intervalos entre 3 a 6 espécies e 25 a 50 indivíduos, reuniram 24% do fragmento e com 6 a 9 espécies, distribuídas a partir de 50 a 76 indivíduos, exibiram 10%.

Estes resultados provavelmente estão relacionados à ausência de impactos antrópicos recentes no ER, o que pode estar favorecendo a regeneração natural, recrutamento dos indivíduos, a competição com outras espécies, e auxiliando para a maior estabilidade ecológica neste fragmento florestal (Sotelo-Caro *et al.*, 2023).

Os mapas representados na Figura 3 exibem a combinação entre os intervalos de riqueza de espécies e densidade de indivíduos estimados, a partir das técnicas de interpolação por krigagem nos fragmentos de Correntão e Rebrota, e por IDW no ER em Floresta, Pernambuco.

As regiões mais vulneráveis à degradação ambiental no fragmento de Correntão concentram-se nas áreas sudeste, leste e centro-norte (cores bege e azul-claro). Na Rebrota, abrange praticamente toda a área (cores bege e amarela), com exceção de três locais situados no centro e a oeste, sendo, portanto, prioritárias para direcionar ações de restauração ecológica (Figura 3).

As áreas com elevada densidade e baixa riqueza ou vice-versa foram detectadas nos três fragmentos estudados, assim como os locais com intervalo de intermediária riqueza e densidade, fornecendo a distribuição categórica de atributos da composição florística e estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas que auxiliam na compreensão das relações ecológicas nas respectivas áreas (Figura 3).

No Correntão, observou-se a predominância de locais com intervalo intermediário de riqueza de espécies e densidade de indivíduos (cor verde-claro), ao passo que a maior parte da área na Rebrota foi representada por ambientes com intermediária riqueza e baixo número de indivíduos (cor amarela). Porém, no fragmento ER prevaleceu à elevada riqueza, mas com intermediária a alta densidade em 76% da área (cores marrom-escuro e preto) (Figura 3).

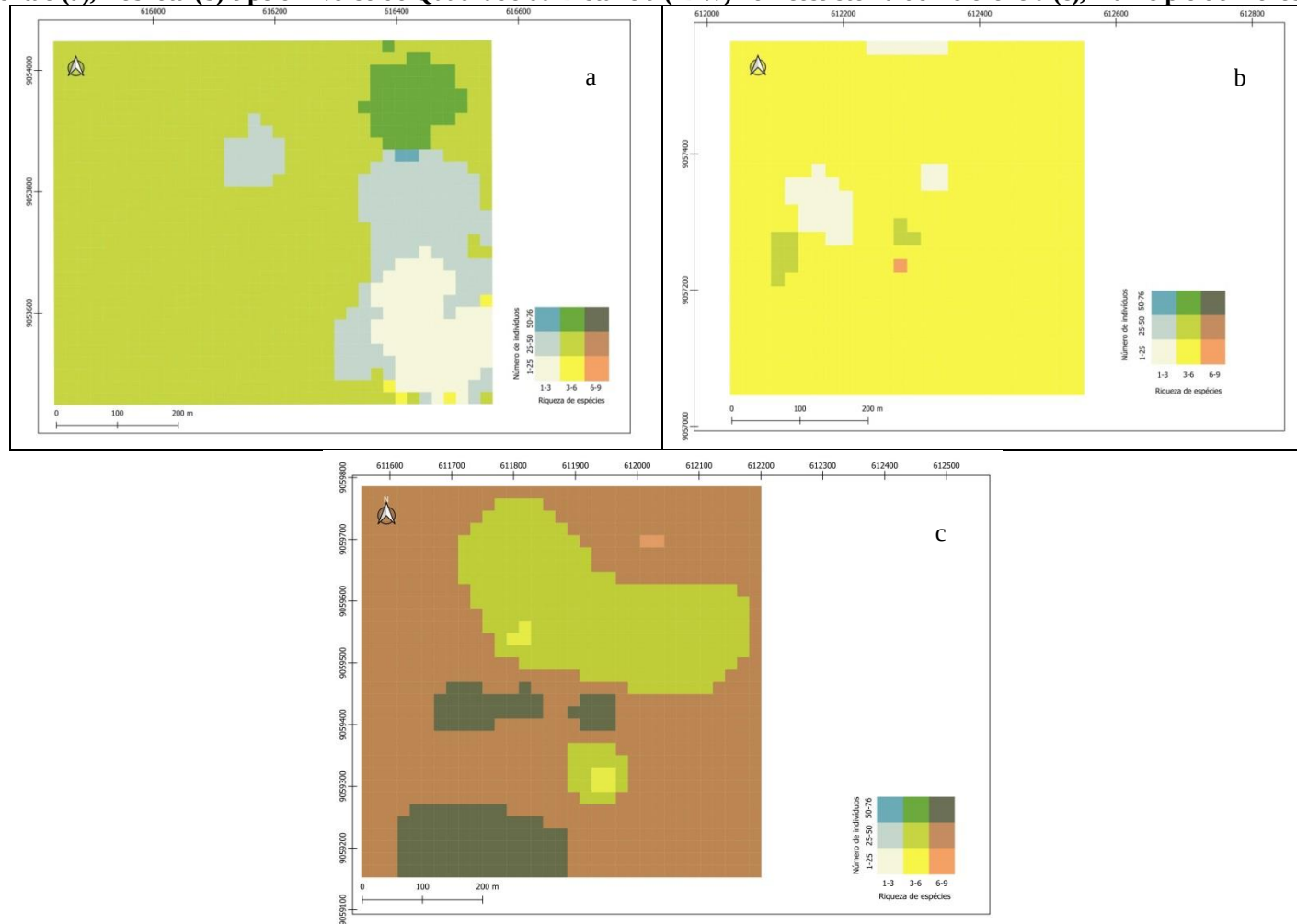
As áreas destacadas em tons de amarelo nos mapas bivariados para o Correntão, e em verde-claro e laranja na Rebrota e no ER não apresentaram percentuais suficientes para alcançar 1% de riqueza de espécies ou densidade de indivíduos nas respectivas regiões.

As maiores concentrações de riqueza de espécies e número de indivíduos no fragmento de Correntão ocorreram na região nordeste da área (cor verde-escuro), na Rebrota se concentraram em uma pequena porção no centro (cor marrom-claro) e no ER nas regiões sudoeste, central e oeste (cor preta), demonstrando a representação ecológica das áreas mais conservadas em cada área (Figura 3).

Hernández-Stefanoni *et al.* (2021) identificaram que 39,6% da península de Yucatán, no sudoeste do México, possuem elevado estoque de carbono e de riqueza de espécies, fornecendo um diagnóstico espacial da vegetação que auxilia na identificação de áreas prioritárias para ações de conservação em FTSS.

Ressalta-se que a Figura 3 exhibe os primeiros mapas bivariados elaborados de sobreposição da riqueza de espécies e densidade de indivíduos para fragmentos florestais da Caatinga, possibilitando espacializar e categorizar as estimativas de riqueza e densidade de áreas antropizadas, e contribuindo diretamente para o alcance do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 15 (ONU, 2015), ao fomentar estratégias baseadas em evidências para a proteção da biodiversidade e apoiar a restauração de áreas degradadas em regiões semiáridas.

Figura 3. Mapas bivariados combinando a riqueza de espécies arbustivo-árvores e o número de indivíduos por krigagem nos fragmentos florestais de Correntão (a), Rebrota (b) e pelo Inverso do Quadrado da Distância (IDW) no Ecossistema de Referência (c), município de Floresta - PE.



Em que: As áreas mais conservadas, com maiores valores de riqueza de espécies e abundância de indivíduos, são representadas em preto; em contrapartida, os ambientes mais suscetíveis à degradação ambiental são representados em bege.

4 CONCLUSÃO

Os atributos florísticos e estruturais das comunidades arbustivo-arbóreas exibiram dependência espacial nas áreas antropizadas da Caatinga, por outro lado a ausência desse padrão no fragmento conservado aponta elevada heterogeneidade florístico-estrutural da vegetação e baixa influência antrópica.

Apesar da baixa intensidade amostral, os mapas bivariados das áreas de Correntão e Rebrota identificam zonas mais suscetíveis à degradação, facilitando a priorização e o direcionamento de ações de conservação e restauração com maior eficiência e menor custo de monitoramento futuro.

Recomenda-se a ampliação amostragens, com menores distâncias entre as parcelas, para estimar e mapear a distribuição de atributos de composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea, com a finalidade de melhor compreender a espacialização das relações ecológicas em fragmentos florestais antropizados e conservados da Caatinga.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. M. **Atributos do solo como indicadores da distribuição de espécies florestais**. 2021. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021.

ALMEIDA, G. S. *et al.* Monitoramento de interações solo-planta e produtividade de milho por índices de vegetação satélite, condutividade elétrica do solo e zonas de manejo. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XX., 2023, Florianópolis. Anais [...]*. Florianópolis: INPE, 2023. v. 20, p. 1784-1787.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 17 maio 2024.

AMARAL, L. P. **Geoestatística aplicada ao manejo florestal experimental em Floresta Ombrófila Mista**. 2014. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura de Precisão) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

ANDRADE, R. L. *et al.* Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga no município de Jardim de Piranhas - RN, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 9, p. 61159-61172, 2022. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/51779>. Acesso em: 17 nov. 2023.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**: visualização mensal. Data inicial: 01 de fevereiro de 2021 - Data final: 31 de

janeiro de 2022. Mesorregião: São Francisco Pernambucano. Código: (32). Posto: Floresta (CHESF). Governo do Estado de Pernambuco, 2022. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 25 maio 2024.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco: normais climatológicas 1991-2020**. Recife: APAC, 2023. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/images/webAtlas-Climatologico-do-Estado-de-Pernambuco-APAC.pdf>. Acesso em: 25 maio 2024.

ARAÚJO, F. C. *et al.* Comparação de técnicas de interpolação para espacialização da precipitação pluvial na bacia do rio Piquiri (PR). **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 117498-117506, 2021.

ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Diagnóstico ambiental do Município de Floresta, Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2001. 20 p. (Circular Técnica, 10). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/338510/1/circular tecnica10diagambflor esta.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested Caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Acesso em: 17 maio 2024.

AUGUSTYNICZIK, A. L. D. *et al.* Avaliação do tamanho de parcelas e de intensidade de amostragem em inventários florestais. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 99, p. 361-368, 2013.

BARRETO, T. N. A. **Avaliação de modelos e métodos geoestatísticos para a estimativa de biomassa em área de Caatinga**. 2017. 100 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 434 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa n. 6, de 23 de setembro de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 2008, Seção 1, p. 75-83. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0006-230908.PDF>. Acesso em: 19 maio 2024.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **2ª atualização áreas prioritárias para conservação da biodiversidade 2018**. Shapefiles das áreas prioritárias da Caatinga. Arquivo shapefile. Brasília: MMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018>. Acesso em: 12 jun. 2024.

CAMBARDELLA, C. A. *et al.* Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, i. 5, p. 1501-1511, 1994.

COHEN, W. B.; SPIES, T. A.; BRADSHAW, G. A. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. **Remote Sensing of Environment**, v. 34, n. 3, p. 167-178, 1990.

ESPINOSA, C. I. *et al.* The effects of individual tree species on species diversity in a tropical dry forest change throughout ontogeny. **Ecography**, v. 39, i. 3, p. 329-337, 2016.

FARIAS, D. T. *et al.* Serapilheira em fragmento florestal de Caatinga arbustivo-arbórea fechada. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 14, n. 2, p. 331-337, 2019.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, v. 174, 104079, 2020.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018.

FERREIRA, M. B. *et al.* Modelagem geoestatística da mortalidade de árvores e fustes em remanescente de Floresta Seca em anos de El Niño e La Niña. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MENSURAÇÃO FLORESTAL, VI., 2023, Recife. **Resumos Expandidos [...]**. Recife: UFRPE, 2023. 5 p.

GANN, G. D. *et al.* **Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica**. Tradução de Luiz F. D. de Moraes *et al.* 2. ed. SER - Society for Ecological Restoration, 2019. 114 p. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/documentos/portuguese_ser_standards.pdf. Acesso em: 11 out. 2024.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, R. P.; VIEIRA, S. R. Geoestatística aplicada a Agricultura de Precisão. In: BERNARDI, A. C. C. *et al.* (Ed.). **Agricultura de Precisão: Resultados de Novo Olhar**. Brasília: Embrapa, 2014. p. 74-83.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, R. P. Conceitos Básicos da Geoestatística. In: OLIVEIRA, R. P.; GREGO, C. R.; BRANDÃO, Z. N. (Ed.). **Geoestatística aplicada na Agricultura de Precisão utilizando o Vesper**. Brasília: Embrapa Solos, 2015. cap. 3, p. 41-62.

GUEDES FILHO, O. *et al.* Spatial and temporal variability of crop yield and Rhodic Hapluodox properties under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 1-14, 2010.

GUEDES, L. P. C.; BACH, R. T.; URIBE-OPAZO, M. A. Nugget effect influence on spatial variability of agricultural data. **Engenharia Agrícola**, v. 40, n. 1, p. 96-104, 2020.

HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. *et al.* Carbon stocks, species diversity and their spatial relationships in the Yucatán Peninsula, Mexico. **Remote Sensing**, v. 13, i. 16, p. 1-18, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs13163179>. Acesso em: 12 dez. 2023.

HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. *et al.* Combining geostatistical models and remotely sensed data to improve tropical tree richness mapping. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1046-1056, 2011.

HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. *et al.* Improving Species Diversity and Biomass Estimates of Tropical Dry Forests Using Airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 6, i. 6, p. 4741-4763, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs6064741>. Acesso em: 25 ago. 2024.

IBRAHIM, M. M. *et al.* Increasing tree diversity reduces spatial heterogeneity of soil organic carbon and promotes carbon storage in subtropical forests. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 371, 109077, 2024.

INDIRABAI, I.; NILSSON, M. Estimation of above ground biomass in tropical heterogeneous forests in India using GEDI. **Ecological Informatics**, v. 82, 102712, 2024.

LIMA, F. V. *et al.* Variabilidade espacial de atributos físicos do solo em área de encosta sob processo de degradação. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 4, p. 53-63, 2015.

LIMA, T. L. *et al.* Stump regrowth and estimation of reconstituting Caatinga shrub-tree biomass under forest management. **Scientia Forestalis**, v. 46, n. 119, p. 449-458, 2018.

MAIA, V. A. *et al.* Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 474, 118348, 2020.

MELLO, J. M. **Geoestatística aplicada ao inventário florestal**. 2004. 111 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

NEVES, D. A. **Geoestatística aplicada ao estudo da variabilidade de espécies nativas em fragmentos do cerrado brasileiro no estado de São Paulo**. 2013. 146 f. Tese (Doutorado em Ciencias da Navegación y da Terra) – Universidade da Coruña, Espanha, 2013.

NOUTCHEU, R. *et al.* Chronic human disturbance and environmental forces drive the regeneration mechanisms of a Caatinga dry tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 79-92, 2024.

OCAÑO-SILVEIRA, C. E. *et al.* Identificación de áreas com alta biomasa aérea y alta riqueza de especies en bosques nativos del nordeste de Uruguay. **Revista de Teledetección**, v. 63, p. 37-52, 2024.

OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em Floresta Tropical Seca, município de Floresta - PE**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: ODS 15 – Vida terrestre**. 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/15>. Acesso em: 31 jul. 2025.

POORTER, L. *et al.* Maximum size distributions in tropical forest communities: relationships with rainfall and disturbance. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 3, p. 495-504, 2008.

SALAZAR, S. C.; LIMA, A. M. M. Análise do uso e ocupação da terra e sua influência na sub-bacia do Ji-Paraná. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 1, p. 201-212, 2019.

SANTOS, H. *et al.* Spatial distribution of aboveground biomass stock in tropical dry forest in Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 16, n. 2, p. 116-126, 2023.

SANTOS, M. S. **Influência de diferentes níveis de uso sobre a regeneração natural em ambiente de Caatinga no município de Floresta, PE**. 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.

SHI, W. *et al.* The Interaction between Climate and Soil Properties Influences Tree Species Richness in Tropical and Subtropical Forests of Southern China. **Forests**, v. 15, n. 8, 1441, 2024.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Spatial structure of the Caatinga woody flora: abundance patterns have environmental, Pleistocene, and indigenous drivers. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, supl. 3, e20211019, 2022.

SILVA, J. L. S. *et al.* Climate change will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. **PLoS ONE**, v. 14, n. 5, e0217028, 2019.

SILVA, N. D. *et al.* Dimensão de parcelas para levantamento da vegetação arbórea regenerante em um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 48, e3091, p. 1-11, 2020.

SILVA, S. D. O. *et al.* Regeneração natural em um remanescente de Caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 441-450, 2012.

SILVA, T. T. *et al.* Mapping wood volume in seasonally dry vegetation of Caatinga in Bahia State, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 80, e20220161, 2023.

SOTELO-CARO, O. *et al.* The effect of chronic disturbance on the woody plant diversity in a tropical dry forest of Central Mexico. **Flora**, v. 306, 152352, 2023.

SOUZA, M. P. *et al.* Composição e estrutura da vegetação de Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 2, p. 210-217, 2017.

SUBEDI, S. C. *et al.* Trait-based community assembly pattern along a forest succession gradient in a seasonally dry tropical forest. **Ecosphere**, v. 10, n. 4, e02719, 2019.

TABARELLI, M. *et al.* Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 25-29, 2018.

TRANGMAR, B. B.; YOST, R. S.; UEHARA, G. Application of Geostatistics to Spatial Studies of Soil Properties. **Advances in Agronomy**, v. 38, p. 45-94, 1986.

VANDERLEI, R. S. *et al.* Human disturbances reduce tree abundance and stimulate woody plant resprouting and clonal growth in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 555, 121694, 2024.

VAUCLIN, M. *et al.* The Use of Cokriging with Limited Field Soil Observations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, n. 2, p. 175-184, 1983.

CAPÍTULO 4 – INDICADORES ECOLÓGICOS E ANTRÓPICOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE USO DO SOLO DA CAATINGA EM PERNAMBUCO, BRASIL

Ecological and anthropics indicators in forest fragments with different land-use histories in the Caatinga, Pernambuco, Brazil.

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar os indicadores ecológicos e antrópicos em fragmento florestal conservado e em processo de restauração da Caatinga no município de Floresta, Pernambuco, Brasil. Vinte parcelas de 10 m x 10 m foram instaladas em cada fragmento florestal: Correntão, Ecossistema de Referência (ER) e Rebrotas. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com altura ≥ 1 m e circunferência < 6 cm a 1,30 m do solo foram catalogados. Os indicadores florístico-estruturais da vegetação, incluindo riqueza, diversidade, similaridade e parâmetros fitossociológicos foram calculados, com as espécies agrupadas por síndromes de dispersão. A serapilheira acumulada foi estimada em t/ha e a proteção do solo foi quantificada. Os indicadores antrópicos foram avaliados a partir da observação visual da ausência ou presença de trilhas, animais de pastoreio, corte seletivo e indícios de fogo. No fragmento de ER foi registrada a maior riqueza e índice de diversidade de espécies, seguida pelo Correntão e Rebrotas. As famílias Fabaceae e Euphorbiaceae apresentaram a maior riqueza de espécies nas três áreas, com destaque para *Jatropha mollissima* e *Cenostigma bracteosum* entre as mais representativas em densidade, dominância e frequência total. A síndrome de dispersão predominante ocorreu por mecanismos abióticos. O índice de similaridade apontou elevada semelhança na composição florística entre as áreas. O fragmento Rebrotas apresentou os maiores parâmetros de distribuição horizontal. Em todas as áreas, a maior concentração de indivíduos ocorreu na classe de altura de $1 \text{ m} \leq h < 2 \text{ m}$, com redução sucessiva à medida que a altura aumentou, além de baixa representatividade no primeiro centro de classe de diâmetro, indicam estágios iniciais de regeneração. A maior concentração de indivíduos nas primeiras classes de altura no fragmento de Rebrotas está associada ao tempo de regeneração das espécies após o último corte da vegetação. Embora a média de serapilheira acumulada (t/ha) no fragmento de Rebrotas tenha sido superior ao Correntão e ER, o teste de *Kruskal-Wallis* não detectou diferenças significativas entre as áreas. Por outro lado, o Correntão destacou-se pela maior proteção do solo. Os indicadores antrópicos revelaram um elevado nível de perturbação nos fragmentos Correntão e Rebrotas. O impacto das atividades antrópicas na regeneração de comunidades arbustivo-arbóreas na Caatinga destaca a necessidade de aprimorar as estratégias de conservação e manejo na região.

Palavras-chave: Floresta Tropical Sazonalmente Seca; regeneração natural; serapilheira acumulada; proteção do solo; atividades antrópicas.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate ecological and anthropogenic indicators in a preserved and a restoring forest fragment of the Caatinga in municipality of Floresta, Pernambuco, Brazil. Twenty 10 m x 10 m plots were established across three forest fragments: Correntão, Reference Ecosystem (ER), and Rebrotas. All regenerating shrub-tree individuals with a height ≥ 1 m and a circumference < 6 cm at 1.30 m above the ground were recorded. Floristic-structural indicators of vegetation, including species richness, diversity, similarity, and phytosociological parameters, were calculated, with species grouped according to their dispersal syndromes. Litter accumulation was estimated in t/ha, and soil protection was quantified. Anthropics indicators were assessed through visual observation of the presence or absence of trails, pasture animals feces, selective logging, and signs of fire. The ER fragment recorded the highest species richness and diversity index, followed by Correntão and

Rebrota. The families Fabaceae and Euphorbiaceae exhibited the highest species richness across all three areas, with *Jatropha mollissima* and *Cenostigma bracteosum* standing out as the most representative in density, dominance, and total frequency. The predominant dispersal syndrome was driven by abiotic mechanisms. The similarity index revealed a high degree of floristic composition similarity between the areas. The Rebrota fragment exhibited the highest horizontal distribution parameters. In all areas, the highest concentration of individuals occurred in the $1\text{ m} \leq h < 2\text{ m}$ height class, with a successive decrease as height increased, along with low representation in the first diameter class, indicating early stages of regeneration. The higher concentration of individuals in the lower height classes in the Rebrota fragment, compared to the other areas, is associated with the time since the last cut of vegetation. Although the average accumulated litter (t/ha) in the Rebrota fragment was higher than in Correntão and ER, the *Kruskal-Wallis* test did not detect significant differences between the areas. On the other hand, the Correntão stood out for having the highest level of soil protection. The anthropics indicators revealed a high level of disturbance in both the Correntão and Rebrota fragments. The impact of anthropics activities on the regeneration of shrub-tree communities in the Caatinga underscores the need to improve conservation and management strategies in the region.

Keywords: Seasonally Dry Tropical Forest; natural regeneration; accumulated litter; soil protection; anthropics activities.

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga ocupa o maior núcleo neotropical de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), abrangendo diferentes fitofisionomias que recobrem a maior parte da região semiárida do Nordeste brasileiro. Esse Domínio fitogeográfico possui elevada riqueza de espécies arbustivo-arbóreas e endêmicas, apesar das ameaças constantes decorrentes de antrópicas e das mudanças climáticas (Fernandes, Cardoso, Queiroz, 2020; Tabarelli *et al.*, 2018).

O histórico de uso do solo na Caatinga é caracterizado por atividades antrópicas sucessivas, incluindo agropecuárias, pastoreio excessivo, desmatamento, extrativismo vegetal, e expansão de áreas urbanas, que associadas aos impactos das alterações climáticas, contribuem para a fragmentação de habitats, a redução da biodiversidade, a extinção de espécies e o avanço de processos de desertificação (Ribeiro *et al.*, 2015; Silva; Leal; Tabarelli, 2017; Tabarelli *et al.*, 2018).

Neste sentido, os princípios internacionais para a restauração ecológica recomendam que ao avaliar FTSS é fundamental mensurar os indicadores ecológicos e antrópicos com facilidade, clareza e precisão, por meio de variáveis que reflitam as mínimas variações ambientais, no intuito de auxiliar o diagnóstico e monitoramento de fragmentos florestais, e a definição de estratégias voltadas para a reabilitação de funções ecológicas em áreas degradadas, manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (FAO; IUCN CEM; SER, 2021; Gann *et al.*, 2019; Oliveira; Engel, 2017).

Sob esta perspectiva, a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica recomenda que, ao avaliar fragmentos florestais em processo de restauração, é necessário considerar como Ecossistema de Referência (ER) ao menos uma área vizinha próxima que indique indicadores florísticos, fisionômicos e funcionais do ecossistema em estágio avançado de desenvolvimento, sem evidências significativas de impacto antrópico (Gann *et al.*, 2019; Toma *et al.*, 2023).

O ER deve subsidiar informações ambientais anteriores ao processo de degradação, com base no histórico de uso do solo, permitindo comparar as condições atuais de ambientes conservados e antropizados em diferentes níveis e, se necessário, estabelecer estratégias de recuperação e conservação ambiental (Lima *et al.*, 2015; Holl, 2023).

Mázon *et al.* (2019) apontam a predominância de estudos incluindo indicadores ecológicos de composição, estrutura e funções ecológicas para diagnosticar e monitorar fragmentos florestais conservados e sob o processo de restauração em Florestas Tropicais da América do Sul e região do Caribe.

Por outro lado, os indicadores antrópicos representam impactos diretos aos ecossistemas florestais que podem influenciar a dinâmica da sucessão florestal, acarretando em perda de funções ecológicas, redução de habitats e extinção de espécies (Bacca; Burbano, 2018; Ferreira; Barros; Gajardo, 2018).

Deste modo, a análise de indicadores ecológicos e antrópicos possibilita o diagnóstico mais preciso de condições ambientais, funcionamento do ecossistema e interferências humanas, contribuindo para a compreensão dos processos da restauração ecológica e a escolha de estratégias eficazes de manejo florestal (Araujo *et al.*, 2022; Gann *et al.*, 2019; Sampaio *et al.*, 2021).

A regeneração natural corresponde ao recrutamento de novos indivíduos na comunidade vegetal por meio da germinação de sementes viáveis presentes no solo, associada a condições ambientais favoráveis, ou pela rebrota de estruturas vegetativas oriundas de tecidos remanescentes, como raízes e caules, garantindo a persistência e a resiliência do ecossistema (Sampaio *et al.*, 2021).

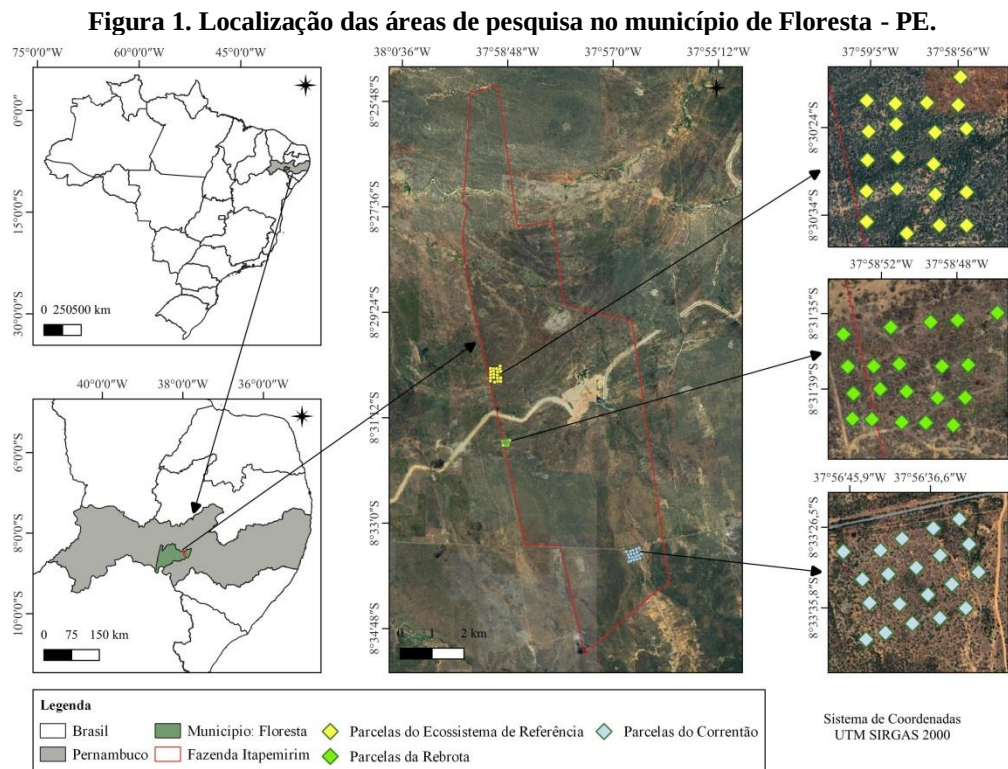
Portanto, considerado um excelente indicador ecológico de baixo custo que permite avaliar a resiliência de ecossistemas florestais diante de distúrbios naturais ou antrópicos, inclusive de menor intensidade, evidenciando a detecção de alterações ambientais, em escalas espacial e temporal, assim como a previsão do potencial de estoque e distribuição da comunidade florestal no futuro (Lima *et al.*, 2015).

O objetivo foi avaliar os indicadores de composição florística, estrutura e funcionamento de comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes em áreas antropizadas e conservada da Caatinga.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada em áreas de vegetação da Caatinga situadas na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, Pernambuco, Brasil (Figura 1).



Fonte: Autor (2024).

O clima da região é classificado como BSh, semiárido quente e seco (Alvares *et al.*, 2013), com regime pluviométrico caracterizado por chuvas esporádicas e baixa precipitação entre maio e outubro, enquanto a maior pluviosidade geralmente ocorre de novembro a abril.

A região apresenta precipitação média anual de 476,8 mm, temperatura média anual de 25,6°C e evapotranspiração potencial média anual de 1.526,1 mm (APAC, 2022; 2023).

A altitude nas áreas de estudo varia entre 425 m e 500 m, com o relevo predominantemente plano a suavemente ondulado, e os solos classificados dos tipos Luvisolo Crômico, Neossolo Litólico, Latossolo Amarelo e Planossolo Háplico, apresentando pouca profundidade, elevada proporção de rochas, baixa concentração de matéria orgânica e suscetibilidade à erosão (Araújo Filho *et al.*, 2018; Pessoa *et al.*, 2008).

Três áreas foram selecionadas devido ao histórico das práticas de manejo do solo e aos tempos de corte da vegetação (Figura 1).

O Ecossistema de Referência (ER), denominado popularmente por "Transposição", abrange aproximadamente 50 hectares de vegetação conservada, resultado da redução do corte seletivo ao longo dos últimos 50 anos. Contudo, há pastoreio de caprinos e bovinos e, possivelmente, a retirada de estacas utilizadas na manutenção das cercas que demarcam a área (Santos, 2013).

O fragmento florestal de "Correntão", situado junto à rodovia estadual PE-360, no setor sul da fazenda, abrange 50 hectares de área em processo de regeneração natural. Há 37 anos, a vegetação original foi removida por meio do uso de correntões com o propósito de manejo florestal e cultivo de eucalipto. Após a supressão da cobertura vegetal, a área não recebeu novos plantios e passou a ser destinada para a pastagem de caprinos e bovinos (Oliveira, 2020).

A área de "Rebrota" foi submetida ao corte raso há cerca de 12 anos, resultando na remoção de todos os indivíduos lenhosos, exceto *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. (Aroeira) e *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Baraúna), espécies classificadas como ameaçadas de extinção na flora brasileira (Brasil, 2008). Esse fragmento possui 59,2 ha e é utilizado para o pastoreio de caprinos e equinos.

As localizações geográficas dos fragmentos florestais Correntão e Rebrota são classificadas como áreas prioritárias para a conservação da Caatinga (Brasil, 2023), ressaltando a importância de iniciativas conservacionistas e práticas sustentáveis na região.

2.2 COLETA DE DADOS

2.2.1 Indicadores ecológicos de composição florística, estrutura e funcionamento das comunidades arbustivo-arbóreas

a) Regeneração natural

Para avaliar a regeneração natural foram instaladas 20 subparcelas de 10 m x 10 m (100 m² cada) no vértice inferior direito de cada parcela de 400 m² cada, perfazendo 2.000 m² de área total amostrada em cada área.

Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com altura igual ou superior a 1 metro ($H \geq 1$ m) e circunferência < 6 cm a altura de 1,30 m do solo foram catalogados, mensuradas as circunferências à altura da base com 30 cm do solo (CAB_{0,30m}) e as alturas com auxílio de fita métrica (Comitê Técnico Científico, 2005).

As espécies foram identificadas de acordo com *Angiosperm Phylogeny Group* - APG IV (APG, 2016), consulta ao Herbário Sérgio Tavares (HST) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e as coletadas férteis foram introduzidas no HST.

As síndromes de dispersão de diásporos das espécies foram agrupadas conforme Pijl (1982), observações em campo e consultas ao site da EMBRAPA (2024).

A análise da diversidade e equabilidade de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes foram realizadas por intermédio dos índices de entropia de Shannon (H'), Simpson (D) e Pielou (J) calculados para as respectivas áreas (Pielou, 1966; Shannon; Weaver, 1964; Simpson, 1949).

O índice de similaridade de Sørensen (S_{ij}) foi calculado para verificar se há semelhança entre a composição florística das comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes nos fragmentos estudados, em que 0, representa a ausência de espécies em comum entre as áreas e 1 que há semelhança máxima (Krebs, 1989).

Os parâmetros fitossociológicos da regeneração natural de densidade total (DT), densidade absoluta (DA_i), densidade relativa (DR_i), frequência total (FT), frequência absoluta (FA_i), frequência relativa (FR_i), dominância total (DoT), dominância absoluta (DoA_i) e dominância relativa (DoR_i) foram estimados com auxílio do *software Microsoft EXCEL Windows™ 2010*.

Os indivíduos foram distribuídos em três classes de altura (h): I) $1\text{ m} \leq h < 2\text{ m}$; II) $2\text{ m} \leq h < 3\text{ m}$ e III) $h \geq 3\text{ m}$, e a estrutura diamétrica foi interpretada por meio do histograma de frequência do número de indivíduos por classe de diâmetro em intervalos de 3 cm.

b) Serapilheira acumulada

A coleta da serapilheira foi realizada entre março e maio de 2022, logo após o período chuvoso, com o auxílio de coletor do tipo gabarito de 25 cm x 25 cm lançados no solo em cada parcela amostral de 100m² e o material recolhido foi depositado em sacos plásticos identificados. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Dendrologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, expostas à temperatura de 60°C em estufa de circulação até atingirem os pesos constantes e quantificados em balança analítica de precisão, obtendo-se a massa seca em gramas (Grugiki, 2018).

c) Proteção do solo

A quantificação da cobertura de serapilheira sobre o solo foi obtida por meio da contagem do número de quadrículas preenchidas com serapilheira ou cobertura da vegetação morta no gabarito que foi lançado ao solo em cada parcela amostral. O gabarito contém quatro quadrículas, portanto a variação da escala de intervalo observada oscilou entre 0 e 4, em que o critério 0 representa ausência de influência da variável na parcela selecionada, 1 (entre 1% e 25%), 2 (entre 26% e 50%), 3 (entre 51% e 75%) ou 4 (entre 76% e 100%) (Fonseca, 2011).

2.2.2 Indicadores antrópicos

Indicadores antrópicos são ferramentas utilizadas para medir e avaliar o impacto e intensidade humana em fragmentos florestais visando compreender as consequências da intervenção antrópica ao meio ambiente e desenvolver estratégias mais eficazes para promover a restauração ecológica em áreas degradadas (Oliveira; Engel, 2017; Gann *et al.*, 2019; Nikinmaa *et al.*, 2020).

A interferência antrópica nas áreas selecionadas foi avaliada por meio de observação visual no interior de cada parcela, se há ausência ou presença de: a) trilhas ocasionadas por ação humana; b) presença de animais domésticos, equinos e caprinos; c) corte seletivo de indivíduos arbustivo-arbóreos; d) indícios recentes de fogo (Silva; Santos, 2020).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E SÍNDROMES DE DISPERSÃO DAS ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES

No fragmento florestal de Correntão foram identificadas seis espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em nível específico, distribuídas em quatro famílias e seis gêneros. As famílias mais representativa foram Euphorbiaceae com três espécies, que representa 50% do total amostrado nessa área e as demais (Fabaceae, Apocynaceae e Combretaceae) tiveram somente uma espécie (16,66% cada) (Tabela 1).

No ER foram catalogadas oito espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, pertencentes a quatro famílias e oito gêneros. As famílias mais representativas nesse fragmento foram Fabaceae e Euphorbiaceae com três espécies, representando 37,50% do total, cada uma, seguidas por Apocynaceae e Combretaceae com uma espécie cada (12,5%) (Tabela 1).

Na Rebrotas foram registradas cinco espécies arbustivo-arbóreas regenerantes, atribuídas a três famílias e cinco gêneros. As famílias com maior representatividade nessa área foram: Fabaceae e Euphorbiaceae com duas espécies, cada uma retratando 40% do total nessa área e Apocynaceae teve somente uma espécie (20%) (Tabela 1).

Com exceção da família Combretaceae registrada no Correntão e na Transposição, as demais (Apocynaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae) foram comuns às três áreas e todos os gêneros do componente arbustivo-arbóreo regenerante apresentaram apenas uma espécie em cada área (Tabela 1).

As famílias Fabaceae e Euphorbiaceae apresentaram maior riqueza de espécies arbustivo-arbóreas regenerantes nas três áreas avaliadas (Tabela 1), corroborando com outros estudos realizados na Caatinga hiperxerófila (Marinho *et al.*, 2019; Paula *et al.*, 2021), o que reforça a elevada predominância dessas famílias na região.

A predominância dos gêneros *Jatropha*, *Cenostigma*, *Croton* e da espécie *A. pyrifolium* nos fragmentos analisados (Tabela 1) corrobora estudos anteriores em áreas conservadas e antropizadas da Caatinga que apontam a resiliência desses táxons a perturbações ambientais (Dutra Júnior *et al.*, 2022; Marinho *et al.*, 2019).

Tabela 1. Lista florística das espécies arbóreas regenerantes em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrotado) em Caatinga, município de Floresta, PE.

		Ni			SD
Família/ Espécie	Nome popular	C	ER	R	
Apocynaceae					
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	4	3	7	Ane
Combretaceae					
<i>Combretum monetaria</i> Mart.	Sipaúba	4	3		Ane
Euphorbiaceae					
<i>Argythamnia desertorum</i> Müll.Arg.		1	*		Auto
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	3	3	2	Auto
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth.	Quebra faca		19		Auto
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	14	15	9	Auto
Fabaceae					
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico		1		Auto
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó		1		Auto
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis.	Catingueira	7	8	161	Auto
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira			2	Auto
Total		33	53	181	

Legenda: *Espécie registrada em caminhamentos entre as parcelas da área.

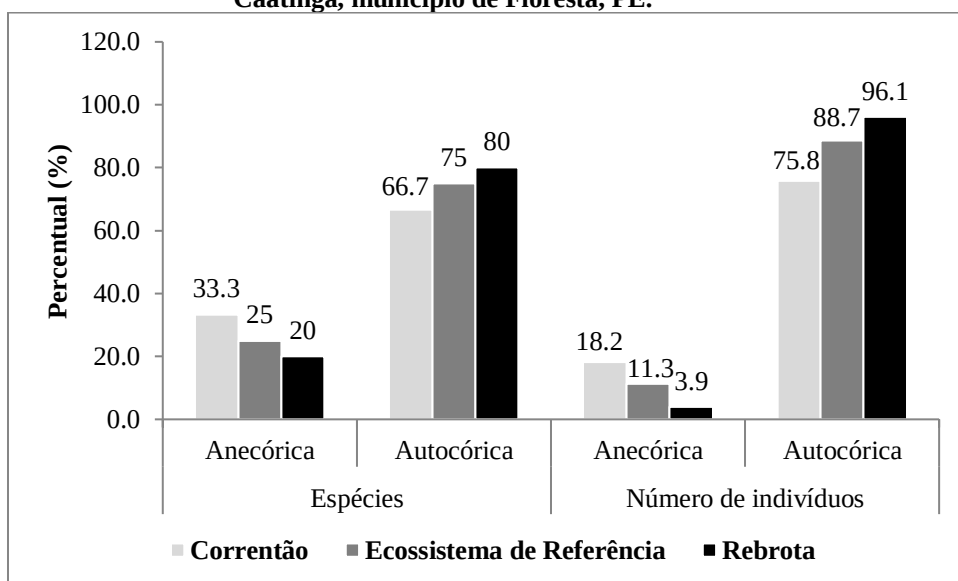
Nos três fragmentos analisados, a dispersão de sementes por autocoria foi predominante, seguida pela anemocoria, tanto em relação à porcentagem de espécies quanto ao número de indivíduos (Tabela 1 e Figura 2). Esses resultados são semelhantes ao padrão de

síndromes de dispersão registrado no componente adulto nas mesmas áreas, concomitantemente (Capítulo 1).

A prevalência da síndrome de dispersão por condições abióticas (autocoria e anemocoria) nas três áreas ratifica as principais estratégias ecológicas das espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga para colonização e estabelecimento em novos ambientes (Dutra Júnior, 2021; Lavôr *et al.*, 2023).

A ausência da síndrome de dispersão primária por espécies zoocóricas nas três áreas investigadas sugere a baixa representatividade de animais frugívoros. Entretanto, estudos apontam que mais de 100 espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga são dependentes da dispersão secundária por formigas, mirmecocoria, principalmente a família Euphorbiaceae (Leal *et al.*, 2018), o que consequentemente pode estar facilitando a dispersão de algumas espécies.

Figura 2. Percentual de espécies e de número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por síndromes de dispersão de sementes em áreas de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrotada da Caatinga, município de Floresta, PE.



Na área de ER foram registrados os maiores valores para riqueza, com 8 espécies, e índice de diversidade de espécies de Shannon (H') (1,65), seguida pelo Correntão (1,53) e Rebrotada (0,48) (Tabela 2).

Os índices de entropia da diversidade para o componente arbustivo-arbóreo regenerante nos fragmentos de ER e Correntão foram superiores aos registrados por Marinho *et al.* (2019) em Barrentas ($H' = 1,14$) e Passagem Rasa ($H' = 1,18$), PB, e por Lucena, Silva e Alves (2016) ao investigarem a influência de sistemas silviculturais sobre a diversidade florística da regeneração natural na Estação Ecológica do Seridó ($H' = 0,99$ e $0,90$) e Fazenda

Pedro Cândido ($H' = 0,58$ e $0,74$), em Serra Negra do Norte, RN em 2009 e 2011, respectivamente.

O índice de equabilidade de Pielou (J) revelou uma distribuição mais uniforme da abundância relativa das espécies na área Correntão ($J = 0,85$) em comparação com as áreas Transposição ($J = 0,79$) e Rebrotas ($J = 0,30$).

Os valores de J para a regeneração no ER e Correntão são maiores que $J = 0,71$ apontado por Alves Junior *et al.* (2013) ao avaliarem a regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo regenerante com 40 parcelas amostrais no fragmento de ER em Floresta, PE.

Os índices de Simpson (D) obtidos indicam que na Rebrotas ($0,80$) tem elevada probabilidade de dois indivíduos selecionados aleatoriamente em uma amostra pertencerem à mesma espécie comparada as áreas de Correntão ($0,26$) e ER ($0,24$) (Tabela 2).

Tabela 2. Descritores florísticos das comunidades arbóreas regenerantes em áreas com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrotas) da Caatinga, município de Floresta, PE.

Descritores florísticos	C	ER	R
Famílias botânicas	4	4	3
Riqueza	6	8	5
Índice de entropia da diversidade de Shannon-Weaver (H')	1,53 ^a	1,65 ^a	0,48 ^b
Índice de Pielou (E)	0,85	0,79	0,30
Índice de entropia de Simpson (D)	0,26 ^a	0,24 ^a	0,80 ^b

O valor de D na Rebrotas encontra-se dentro dos limites observados ($D = 0,68$ a $0,88$) por Souza (2018) ao avaliar a florística da vegetação regenerante submetida ao manejo florestal em Cuité, PB, com circunferência ao nível do solo ≤ 6 cm e altura mínima de 50 cm.

O teste de *Hutcheson* apontou diferenças significativas ($p < 0,05$) nos índices de *Shannon* e *Simpson* para o componente arbustivo-arbóreo regenerante na área de Rebrotas, em comparação com o Correntão e ER, as quais não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 2). Os resultados obtidos podem ser atribuídos ao histórico de corte seletivo dos indivíduos arbustivo-arbóreos conforme Oliveira *et al.* (2023) relataram ao avaliarem a dinâmica da regeneração natural em diferentes faixas de corte raso da vegetação da Caatinga em Petrolina, Pernambuco. Além disso, as condições edafoclimáticas da região podem estar favorecendo a maior homogeneidade florística da comunidade arbustivo-arbórea nesse

fragmento, sendo *C. bracteosum* a espécie com maior representatividade de indivíduos em relação às demais áreas estudadas.

O índice de similaridade de Sørensen (S_{ij}) entre os fragmentos de ER e Correntão foi 71,4%, para o ER e Rebrota teve 61,5%, e entre Correntão e Rebrota de 72,7%, com média de 68,6% entre as áreas pesquisadas, demonstrando que não há diferenças florísticas representativas na composição florística entre as áreas.

3.2 ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DAS COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS REGENERANTES

Na área de Correntão foram catalogados 33 indivíduos, correspondendo a densidade total (DT) de 165 ind.ha⁻¹ e as espécies de maior de densidade absoluta (DAi) foram *Jatropha mollissima* com 14 indivíduos e 70 ind.ha⁻¹ de DAi, *Cenostigma bracteosum* (7 e 35 ind.ha⁻¹), e *Aspidosperma pyrifolium* e *Combretum monetaria* (ambas com 4 e 20 ind.ha⁻¹) (Tabela 3).

As espécies com maior ocorrência nas unidades amostrais foram: *J. mollissima* com 45% de frequência absoluta (FAi) e *C. bracteosum* com 30% FAi (Tabela 3).

A dominância total (DoT) proporcionou 0,08304 m².ha⁻¹ e as espécies com maiores dominâncias absolutas (DoAi) e relativas (DoRi), em ordem decrescente, foram: *J. mollissima*, *C. bracteosum* e *A. pyrifolium* (Tabela 3).

No ER foram registrados 53 indivíduos, equivalente a 265 ind.ha⁻¹ de DT e as espécies mais representativas foram *Croton heliotropiifolius* com 19 indivíduos e 95 ind.ha⁻¹ de DAi, *J. mollissima* (15 e 75 ind.ha⁻¹) e *C. bracteosum* (8 e 40 ind.ha⁻¹) (Tabela 3).

As espécies com maior FAi nessa área foram: *J. mollissima* com ocorrência em 50% das unidades amostrais e *C. heliotropiifolius* em 35% da área amostrada (Tabela 3).

A dominância total (DoT) correspondeu a 0,13891 m².ha⁻¹ e as espécies com maiores DoAi e DoRi, em ordem decrescente, foram: *C. heliotropiifolius*, *J. mollissima* e *C. bracteosum* que reunidas totalizam 92,76% de DoRi (Tabela 3).

No fragmento Rebrota foram catalogados 181 indivíduos, equivalente a 905 ind.ha⁻¹ de DT e as espécies de maior densidade foram *C. bracteosum* com 161 indivíduos e 805 ind.ha⁻¹, *J. mollissima* (9 e 45 ind.ha⁻¹) e *A. pyrifolium* (7 e 35 ind.ha⁻¹) (Tabela 3).

Neste fragmento, as espécies com maior FAi foram: *C. bracteosum* com ocorrência em todas as parcelas amostrais, e *J. mollissima* e *A. pyrifolium* com 25% (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos obtidos em 20 parcelas de 10 m x 10 m (0,2 ha) para amostragem da comunidade arbustivo-arbórea regenerante nas áreas de Correntão, Ecossistema de Referência (ER) e Rebrotada da Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.

CORRENTÃO								
Espécies	Ni	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Jatropha mollissima</i>	14	0,009114	70	42,42	45	40,91	0,04557	54,88
<i>Cenostigma bracteosum</i>	7	0,002438	35	21,21	30	27,27	0,01219	14,68
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	4	0,002359	20	12,12	5	4,55	0,01180	14,21
<i>Combretum monetária</i>	4	0,000814	20	12,12	10	9,09	0,00407	4,90
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	3	0,001434	15	9,09	15	13,64	0,00717	8,64
<i>Argythamnia desertorum</i>	1	0,000448	5	3,03	5	4,55	0,00224	2,70
	33	0,016606	165	100	110	100	0,08304	100
ECOSSISTEMA DE REFERÊNCIA								
Espécies	Ni	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Croton heliotropiifolius</i>	19	0,013466	95	35,85	35	24,14	0,06733	48,47
<i>Jatropha mollissima</i>	15	0,009826	75	28,30	50	34,48	0,04913	35,37
<i>Cenostigma bracteosum</i>	8	0,002479	40	15,09	20	13,79	0,01239	8,92
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	3	0,000684	15	5,66	10	6,90	0,00342	2,46
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	3	0,000694	15	5,66	10	6,90	0,00347	2,50
<i>Combretum monetaria</i>	3	0,000335	15	5,66	10	6,90	0,00167	1,21
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	0,000097	5	1,89	5	3,45	0,00049	0,35
<i>Bauhinia cheilantha</i>	1	0,000199	5	1,89	5	3,45	0,00099	0,72
	53	0,027781	265	100	145	100	0,13891	100
REBROTA								
Espécies	Ni	Gi (m ²)	DAi (ind.ha ⁻¹)	DRi (%)	FAi (%)	FRi (%)	DoAi (m ² .ha ⁻¹)	DoRi (%)
<i>Cenostigma bracteosum</i>	161	0,305067	805	88,95	100	60,61	1,52534	92,85
<i>Jatropha mollissima</i>	9	0,008423	45	4,97	25	15,15	0,04212	2,56
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	7	0,012854	35	3,87	25	15,15	0,06427	3,91
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	2	0,000676	10	1,10	10	6,06	0,00338	0,21
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	2	0,001544	10	1,10	5	3,03	0,00772	0,47
	181	0,328564	905	100	165	100	1,64282	100

A dominância total (DoT) representou 1,64282 m².ha⁻¹ e as espécies com maiores DoAi e DoRi, em ordem decrescente, foram: *C. bracteosum*, *A. pyrifolium* e *J. mollissima* (Tabela 3).

As espécies *J. mollissima* e *C. bracteosum* estão entre as mais representativas em densidade, frequência e dominância total nas três áreas avaliadas, esses resultados

caracterizam os principais parâmetros fitossociológicos registrados para o componente adulto na região (Capítulo 2).

De acordo com Poorter *et al.* (2019) a maior parte das espécies arbustivo-arbóreas em fase inicial regeneração natural em FTSS sob condições climáticas severas são caracterizadas por apresentarem elevada densidade da madeira no caule (DM) como estratégias de sucessão ecológica, visto que a alta DM está relacionada a uma maior tolerância fisiológica à seca, elevadas temperaturas diárias, retenção de nutrientes, defesa contra patógenos, herbívoros e fungos, e estabilidade do ecossistema (Lima *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2020, Larjavaara; Muller-Landau, 2010).

Neste sentido, a alta densidade de indivíduos de *C. bracteosum* nos três fragmentos florestais analisados (Tabela 3) pode estar relacionada à elevada DM da espécie (Zindanes, 2017), favorecendo sua adaptação às condições climáticas, edáficas e às pressões antrópicas da região.

Enquanto o fragmento de Rebrotas apresentou espécies arbustivo-arbóreas regenerantes em todas as unidades amostrais, no Correntão e ER foi constatada a ausência de indivíduos em 15% e 25% das áreas, respectivamente, sugerindo que os diferentes históricos de perturbação e as condições ambientais podem estar influenciando a capacidade de regeneração natural dessas comunidades florestais.

O fragmento de Rebrotas apresentou maior área basal, DT, FT e DoT, seguido pelo ER e o Correntão, o que representa maior número, distribuição e espaço ocupado por indivíduos arbustivo-arbóreos no fragmento de Rebrotas que no ER ou Correntão, respectivamente (Tabela 3).

A maior densidade de indivíduos no fragmento de Rebrotas em comparação as demais áreas está associado às características ecológicas das espécies arbustivo-arbóreas em fase de rebrota (Lima *et al.*, 2021), o que consequentemente refletiu em maior área basal, densidade, frequência, e dominância total dentre as áreas pesquisadas.

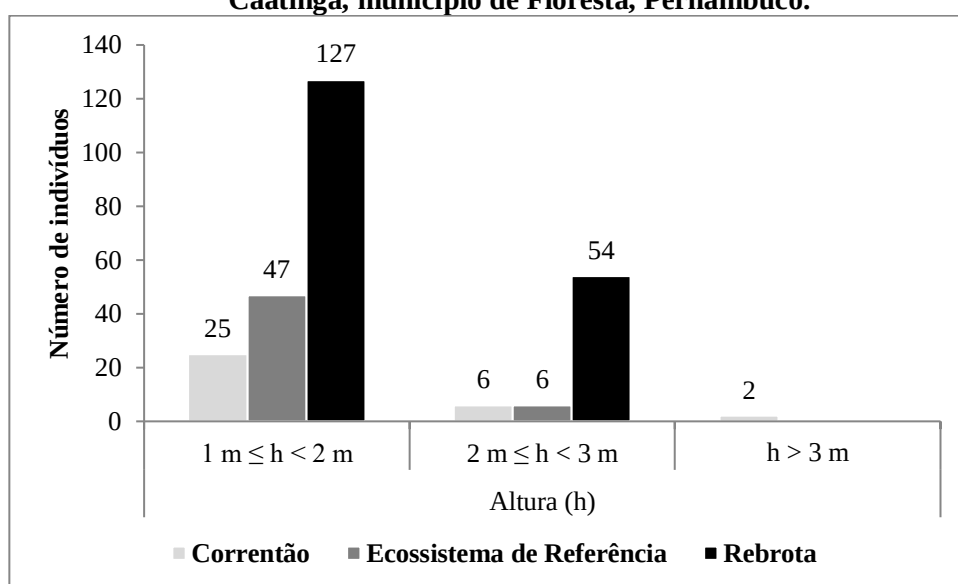
Vale enfatizar que a rebrota de indivíduos arbustivo-arbóreos contribui para a sucessão ecológica e resiliência da vegetação em fragmentos florestais da Caatinga modificados por atividades antrópicas (Barros *et al.*, 2021), favorecendo a recuperação estrutural e funcional do ecossistema.

Por outro lado, ao mensurar a $CAB_{0,30m}$ de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes com altura ≥ 1 m e $C < 6$ cm para realizar amostragem da vegetação em áreas da Caatinga sob a ação de manejo florestal recente, a regeneração natural representada pelo ingresso de novos indivíduos se mistura com a rebrota da vegetação após o corte (Lima *et al.*, 2021),

difícultando a compreensão sobre o estabelecimento dos ingressos advindos da dispersão de propágulos na área.

Observou-se que os fragmentos de ER, Correntão e Rebrota tiveram a maior distribuição de indivíduos na primeira classe de altura, $1\text{ m} \leq h < 2\text{ m}$, com a redução gradual à medida que aumentou a altura em metros (Figura 3). Esse padrão estrutural de altura possivelmente está relacionado à composição florística da vegetação arbustivo-arbórea, adaptada às características climáticas e aos solos da região.

Figura 3. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por classes de altura em metros (m) nas áreas do Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota em Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.



A alta concentração de indivíduos na primeira e segunda classe de altura no fragmento de Rebrota em relação às demais áreas (Figura 3) provavelmente está relacionado ao tempo de regeneração das espécies ao último corte da vegetação na área que ocorreu em 2013 (Lima *et al.*, 2021), o que fica mais evidenciado ao observar a alta proporção de indivíduos concentrados no centro de classe com maior diâmetro equivalente, maior ou igual a 7,5 cm (Figura 4).

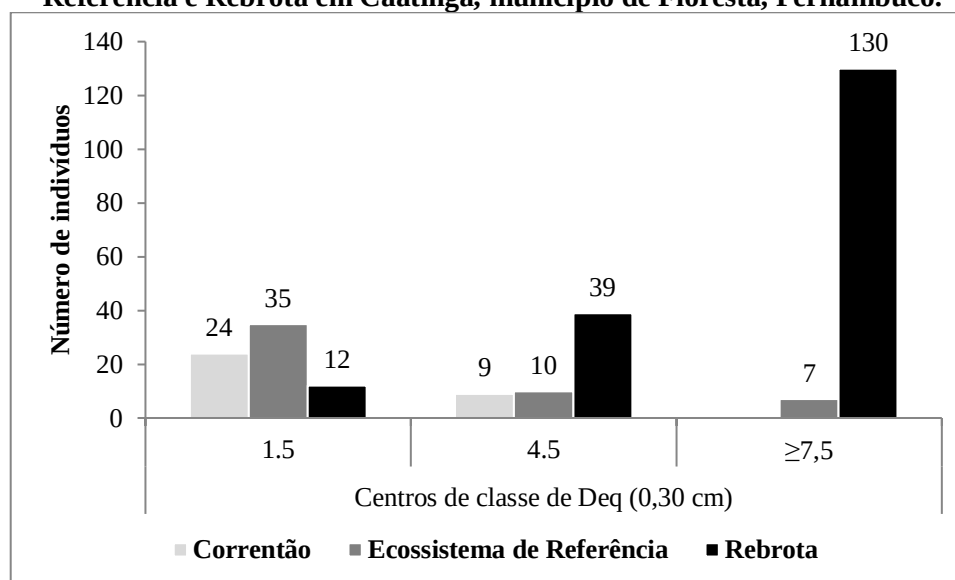
A baixa representatividade de indivíduos com altura igual ou superior a 3,00 m no fragmento de Correntão, e ausência no ER e na Rebrota (Figura 3) pode ser atribuída ao tempo de recrutamento destes para a fase adulta da vegetação (Capítulo 1).

A altura dos indivíduos no fragmento de Correntão oscilou entre 1,10 m a 3,60 m, com altura média de $1,76\text{ m} \pm 0,20\text{ cm}$. No ER, as alturas variaram entre 1,00 m e 2,30 m, com média de $1,46\text{ m} \pm 0,09\text{ cm}$. Na área de Rebrota, os valores apresentaram variação de 1,10 m a 2,55 m, com média de $1,80\text{ m} \pm 0,04\text{ cm}$.

Nas áreas de Correntão e ER, a distribuição de indivíduos por centros de classes de diâmetro exibiram curvas em forma exponencial negativa, com maior concentração na primeira classe e a redução gradual à medida que se ampliou o D_{eq} , indicando a capacidade de regeneração natural, em que a ausência de indivíduos dominantes possibilitará o estabelecimento e desenvolvimento aos emergentes na floresta (Delonga *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2022).

No fragmento de Rebrota foi registrado um padrão inverso, com menor densidade na primeira classe de diâmetro e maior representatividade de indivíduos $\geq 7,5$ cm de D_{eq} , apontando desequilíbrio na dinâmica da comunidade regenerante, o que pode comprometer as trajetórias sucessionais da vegetação ao longo do tempo (Silva *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2022).

Figura 4. Distribuição do número de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes por centros de classes de diâmetro equivalente a 30 cm do solo nas áreas do Correntão, Ecosistema de Referência e Rebrota em Caatinga, município de Floresta, Pernambuco.



A análise da cobertura do solo por serapilheira revelou maior proteção no fragmento de Correntão (70%), seguido por Rebrota (44%) e ER (28%) (Tabela 4), demonstrando maior capacidade de retenção de umidade, decomposição da matéria orgânica, microclima mais favorável à germinação e ao estabelecimento de novas plantas e devolução de Carbono ao solo da floresta comparada às demais áreas (Cole; Rapp, 1981; Marques; Pinto Junior; Vourlitis, 2017).

Ainda assim, no fragmento de Correntão, 35% das parcelas apresentaram 100% de cobertura do solo pela serapilheira, por outro lado, no ER e na Rebrota nenhuma unidade amostral alcançou essa condição. Por outro lado, a cobertura do solo pela camada de

serapilheira foi igual ou superior a 50% em 85% das parcelas amostrais no fragmento de Correntão, em 20% no ER e 60% na Rebrota.

De acordo com Ferreira *et al.* (2019) e Von Arx *et al.* (2013), a proteção do solo pela camada superficial da serapilheira é um recurso necessário para sombreamento e condicionamento edáfico, que promove a formação de microclima florestal com a redução da luminosidade, temperatura e evapotranspiração, e o aumento da proteção à agentes climáticos extremos, suporte físico, matéria orgânica, oxigenação das raízes, disponibilidade hídrica e processos biogeoquímicos que propiciam o retorno do aporte de nutrientes para as plantas e promove sustentabilidade ao solo.

Contudo, a região do semiárido é caracterizada por secas prolongadas e precipitação irregular que são fatores limitantes para germinação, estabelecimento e desenvolvimento das espécies arbustivo-arbóreas da Caatinga. Sendo assim, como estratégia para mitigar os efeitos do estresse hídrico e climático, as plantas apresentam alta deciduidade foliar durante o período seco (Fernandes; Queiroz, 2018).

A média de serapilheira acumulada em t/ha entre as u.a. no fragmento de Rebrota foi superior ao Correntão e ER, consecutivamente (Tabela 4). Entretanto, o teste de *Kruskal-Wallis* não indicou diferenças significativas da serapilheira acumulada em t/ha entre as áreas pesquisadas.

O elevado acúmulo de serapilheira no fragmento de Rebrota em detrimento das demais áreas analisadas corrobora com os resultados registrados por Luna *et al.* (2017), que apontaram maior concentração em áreas antropizadas da Caatinga ao avaliarem a deposição de serapilheira com diferentes densidades de caprinos em Cariri, PB.

A maior deposição de serapilheira acumulada em t/ha na Rebrota (Tabela 4) indica um potencial maior de aporte de matéria orgânica e atividade microbiana ao solo quando comparado ao Correntão e o ER (Marques; Pinto Junior; Vourlitis, 2017; Scoriza *et al.*, 2012). Apesar disso, a composição química da serapilheira e as condições climáticas podem influenciar a dinâmica da matéria orgânica, impactando a fertilidade do solo e a ciclagem de nutrientes nesse ambiente (Cunha Neto *et al.*, 2013; Giongo *et al.*, 2021).

Nos três fragmentos estudados não foram encontrados indícios de queimadas recentes, porém foram identificadas trilhas humanas, presença de animais de pastejo, evidenciada por registro das fezes de vacas, cabras, bodes, jumentos e cavalos nas unidades amostrais (Silva; Santos, 2020), e registro de corte seletivo de espécies arbustivo-arbóreas em 20% das amostras no ER e em 100% no Correntão e na Rebrota (Tabela 4).

Fabricante e colaboradores (2017) ao avaliarem um projeto de restauração de áreas degradadas em Petrolina, PE, relataram que a presença de caprinos e bovinos acarretou em elevada mortalidade de mudas de espécies nativas da Caatinga, como *A. pyrifolium* e *A. colubrina*.

A elevada ocorrência de trilhas ocasionadas pela presença humana e de animais herbívoros ruminantes ocasionam em pisoteio da área compactando o solo (Tabela 4), o que dificulta a infiltração da água e o enraizamento das primeiras radículas das plântulas (Leal, Vicente, Tabarelli; 2003). Além disso, animais herbívoros ruminantes são generalistas e, particularmente, os caprinos consomem maioria das plântulas e partes de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos da Caatinga, incluindo os frutos de espécies pouco palatáveis e que possuem estratégias de defesa física ou grau de toxicidade, como *C. quercifolius* (Silva; Santos, 2020; Leal; Vicente; Tabarelli, 2003). Nesse contexto, a elevada presença desses animais nas áreas investigadas pode estar afetando a abundância e distribuição geográfica de algumas populações regenerantes.

Tabela 4. Indicadores ecológicos e antrópicos em fragmentos florestais da Caatinga com diferentes históricos de uso de solo (C = Correntão; ER = Ecossistema de Referência; R = Rebrota), município de Floresta, PE.

Indicadores	Parâmetros	Fragmentos florestais		
		C	ER	R
Ecológicos	Serapilheira acumulada* (t/ha)	6,03a	4,37a	7,75a
	Proteção do solo*	70%	28%	44%
	Trilhas	100%	100%	100%
Antrópicos	Corte seletivo	100%	20%	100%
	Animais de pastoreio	100%	100%	100%
	Indícios de fogo	0%	0%	0%

Legenda: *Média dos valores obtidos nas parcelas amostrais.

Sob outra perspectiva, os indicadores antrópicos observados nas três áreas estudadas (Tabela 4) podem influenciar a densidade e distribuição espacial das espécies, favorecendo a ocorrência da regeneração natural em locais menos impactados ou sob condições edafoclimáticas diferenciadas, incluindo as áreas próximas a córregos sombreados, com solos mais úmidos e porosos, maior acúmulo de serapilheira, entre outros fatores (Freitas & Magalhães, 2012; Lins, 2022; Nikinmaa *et al.*, 2020).

Constatou-se o corte seletivo de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos em todas as unidades amostrais dos fragmentos Correntão e Rebrota e em 20% do ER. Essa prática reduz a riqueza, diversidade (Tabela 2) e disponibilidade de propágulos das espécies locais, o que

pode impactar negativamente as taxas de recrutamento e a regeneração natural das populações futuras.

Deste modo, o corte seletivo de indivíduos arbustivo-arbóreos impacta a dinâmica da comunidade florestal, as estratégias ecológicas de dispersão de sementes e, conseqüentemente, a regeneração natural da área. Além disso, tende a ocasionar maior mortalidade de indivíduos devido a influencia da radiação solar direta sob as partes internas do tronco expostas e a suscetibilidade ao ataque de patógenos, fungos e insetos (Araujo, 2020; Oliveira *et al.*, 2014).

4. CONCLUSÃO

A avaliação de indicadores ecológicos e antrópicos em áreas com diferentes históricos de uso do solo da Caatinga demonstraram que o fragmento de Rebrota apresentou maior proporção de serapilheira acumulada (t/ha), densidade, altura média, dominância e frequência total de indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes que o Ecossistema de Referência e o Correntão, respectivamente, em contrapartida a menor riqueza e diversidade de espécies.

A maior riqueza e diversidade de espécies regenerantes foram registradas no fragmento de ER, em contrapartida, o Correntão destacou-se pela maior proporção de proteção do solo.

As principais famílias nas três áreas foram Fabaceae e Euphorbiaceae, com as espécies *C. bracteosum* e *J. mollissima* entre as mais representativas na densidade de indivíduos e a predominância da síndrome de dispersão por fatores abióticos.

As comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes apresentaram semelhanças na composição florística, contudo foi constatada diferença estatística significativa na diversidade florística de espécies registradas na área de Rebrota em comparação com o Correntão e o ER.

Não foi registrada diferença estatística significativa na estimativa da média de serapilheira acumulada em t/ha entre as áreas pesquisadas, no entanto os maiores acúmulos foram registrados nos fragmentos antropizados.

Os indicadores antrópicos evidenciam um alto nível de perturbação nos fragmentos Correntão e Rebrota, onde todas as amostras registraram a presença de trilhas, animais de pastoreio e corte seletivo. Em contraste, o ER apresentou menor interferência de corte seletivo.

A influência dos impactos antrópicos na regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em fragmentos florestais da Caatinga, reforçam a necessidade de implementar

estratégias de conservação e manejo para garantir a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos na região.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 17 maio 2024.

ALVES JUNIOR, F. T. *et al.* Regeneração natural de uma área de Caatinga no sertão pernambucano, Nordeste do Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 229-235, 2013.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**: visualização mensal. Data inicial: 01 de fevereiro de 2021 - Data final: 31 de janeiro de 2022. Mesorregião: São Francisco Pernambucano. Código: (32). Posto: Floresta (CHESF). Governo do Estado de Pernambuco, 2022. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 25 maio 2024.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco**: normais climatológicas 1991-2020. Recife: APAC, 2023. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/images/webAtlas-Climatologico-do-Estado-de-Pernambuco-APAC.pdf>. Acesso em: 25 maio 2024.

APG IV – ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested Caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Acesso em: 17 maio 2024.

ARAUJO, H. F. P. *et al.* The Caatinga region is a system and not an aggregate. **Journal of Arid Environments**, v. 203, 104778, 2022.

ARAÚJO, H. J. B. Caracterização do material madeira. In: SEABRA, G. (Org.). **Educação ambiental**: o desenvolvimento sustentável na economia globalizada. Ituiutaba: Barlavento, 2020. p. 31-44.

BACCA, P. P.; BURBANO, D. L. Restauración ecológica de disturbios antrópicos presentes en la zona alto andina. **Revista de Ciencias Agrícolas**, v. 35, n. 2, p. 36-50, 2018. Disponível: <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183502.90>. Acesso em: 11 nov. 2024.

BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 482, 118881, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes do Anexo I. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 2008, Seção 1, p. 75-83. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0006-230908.PDF>. Acesso em: 15 jun. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **2ª atualização das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade 2018**. Shapefiles das áreas prioritárias da Caatinga. Brasília: MMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias>. Acesso em: 12 jun. 2024.

COLE, D. W.; RAPP, M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: REICHLE, D. E. (Ed.). **Dynamic principles of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1981. p. 341-409.

COMITÊ TÉCNICO CIENTÍFICO. **Rede de manejo florestal da Caatinga: protocolo de medições de parcelas permanentes**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2005. 21 p.

CUNHA NETO, F. V. *et al.* Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013.

DELONGA, R. *et al.* Caracterização da estrutura diamétrica em três períodos de medição para o Parque Nacional do Iguaçu, Paraná. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 51-58, 2018.

DUTRA JÚNIOR, M. P. *et al.* Análise fitossociológica e de indicadores ecológicos em duas áreas de Caatinga com históricos diferentes de uso no Sertão Paraibano. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1439-1459, 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/65774>. Acesso em: 11 nov. 2023.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Web Ambiente**. Espécies: Busca Textual. 2024. Disponível em: <https://www.webambiente.cnptia.embrapa.br/publico/especies.xhtml>. Acesso em: 26 jun. 2024.

FABRICANTE, J. R. *et al.* Mortalidade de mudas de espécies nativas sob efeito do pastejo de caprinos, ovinos e emas: implicações para projetos de recuperação/restauração de áreas degradadas na caatinga. **Nativa**, v. 5, n. 6, p. 410-413, 2017.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; IUCN CEM – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE'S COMMISSION ON ECOSYSTEM MANAGEMENT; SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021-2030**. Rome: FAO, 2021. Disponível em: <http://www.fao.org/3/cb6591en/cb6591en.pdf>. Acesso em: 10 set. 2021.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>. Acesso em: 18 out. 2023.

FERREIRA, C. D. *et al.* Deposição, acúmulo e decomposição de serapilheira em área preservada de Caatinga. **Agrarian**, v. 12, n. 44, p. 174-181, 2019.

FERREIRA, C. S. S.; BARROS, I. C.; GAJARDO, I. C. S. M. **Recuperação e manejo sustentável de áreas degradadas**. Londrina: Editora e Distribuidora Educacional, 2018. v. 1. 200 p.

FONSECA, V. H. C. **Seleção de indicadores ecológicos para avaliação de planos de restauração de áreas degradadas**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2011.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, p. 520-539, 2012.

GANN, G. D. *et al.* **Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica**. Tradução de Luiz F. D. de Moraes *et al.* SER - Society for Ecological Restoration. 2. ed. 2019. 114p. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/documentos/portuguese_ser_standards.pdf Acesso em: 11 nov. 2023.

GIONGO, V. *et al.* Matéria orgânica do solo em sistemas de produção integrados no Nordeste brasileiro. In: SOUZA, H. A.; LEITE, L. F. C.; MEDEIROS, J. C. **Solos Sustentáveis para a Agricultura no Nordeste**. Brasília: Embrapa, 2021. p. 81-112.

GRUGIKI, M. A. **Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal**. 2018. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. Tradução de Nino Amazonas, Angélica Resende e Laura Simões. México: CopIt-arXives, 2023. 194 p.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989.

LARJAVAARA, M.; MULLER-LANDAU, H. C. Rethinking the value of high wood density. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 701-705, 2010.

LAVÔR, I. A. *et al.* Análise da Diversidade e Caracterização das Síndromes de Dispersão de Diásporos em um Gradiente Sucessional de Caatinga Hiperxerófila. **Biodiversidade Brasileira**, v. 13, n. 3, p. 1-10, 2023. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/2207/1519>. Acesso em: 7 maio 2024.

LEAL, I. R. *et al.* Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 35-40, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400011>. Acesso em: 06 jun. 2024.

LEAL, I. R.; VICENTE, A.; TABARELLI, M. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003. p. 695-715.

LIMA, P. A. F. *et al.* **Indicadores Ecológicos**: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2015. 46 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1040917/1/doc327.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2023.

LIMA, T. L. *et al.* Structure, survival, and species diversity in a Tropical Dry Forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, 119700, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>. Acesso em: 12 jan. 2025.

LINS, L. K. S. **Influência de caprinos na regeneração da Caatinga**. 2022. 106 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

LUCENA, M. S.; HOLANDA, A. C.; ALVES, A. R. Floristic similarity between adult and saplings strata of Caatinga hyperxerophilous woody vegetation - a Brazilian seasonally tropical dry forest. **Kurú**, v. 17, n. 41, p. 2-15, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v17i41.5225>. Acesso em: 11 nov. 2023.

LUCENA, M. S.; SILVA, J. A.; ALVES, A. R. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na Estação Ecológica do Seridó - RN, Brasil. **Biotemas**, v. 29, n. 2, p. 17-31, 2016.

LUNA, R. G. *et al.* Deposição de serapilheira em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos. **Gaia Scientia**, v. 11, n. 1, p. 171-193, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/article/view/30113>. Acesso em: 16 out. 2023.

MARINHO, I. V. Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, e201701518, 2019.

MARQUES, A. C. A.; PINTO JUNIOR, O. B.; VOURLITIS, G. L. Avaliação de produção de serapilheira em planície inundável no Pantanal Mato-Grossense. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 21, n. 3, p. 148-151, 2017.

MAZÓN, M. *et al.* Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 992-999, 2019.

NIKINMAA, L. *et al.* Reviewing the use of resilience concepts in forest sciences. **Current Forestry Reports**, v. 6, p. 61-80, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00110-x>. Acesso em: 12 nov. 2023.

OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em Floresta Tropical Seca, município de Floresta - PE**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2020.

OLIVEIRA, G. M. *et al.* Levantamento de fungos em plantas nativas da Caatinga. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 3, p. 458-465, 2014.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, v. 13, n. 12, 127301, 2017.

OLIVEIRA, V. R. *et al.* The influence of clear-cut area size on forest regrowth: a case study in the dry tropical forests of Pernambuco, Brazil. **Cerne**, v. 29, e-103165, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760202329013165> Acesso em: 18 fev. 2025.

PAULA, A. *et al.* Florística e estrutura da regeneração natural de Caatinga Arbórea na Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Bahia. **Agrarian**, v. 14, n. 53, p. 281-294, 2021. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/agrarian/article/view/14914>. Acesso em: 11 out. 2023.

PESSOA, M. F. *et al.* Estudo da cobertura vegetal em ambientes da Caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi - RN. **Caatinga**, v. 21, n. 3, p. 40-48, 2008.

PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966.

PIJL, L. V. D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.

PINEDA-GARCÍA, F.; PAZ, H.; MEINZER, F. C. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. **Plant, Cell & Environment**, v. 36, n. 2, p. 405-418, 2013.

POORTER, L. *et al.* Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, p. 928-934, 2019.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611-620, 2015.

SAMPAIO, A. B. *et al.* **Guia de restauração para gestores de unidades de conservação: versão 1**. Brasília: ICMBio, 2021. *E-book*. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publicações/restauração/Guia-de-Restauracao-Ecologica_digital.pdf. Acesso em: 26 set. 2024.

SANTOS, M. S. **Influência de diferentes níveis de uso sobre a regeneração natural em ambiente de Caatinga no município de Floresta, PE**. 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.

SCORIZA, R. N. *et al.* Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Série Técnica Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1964.

SILVA, D. F. N. **Fitossociologia em relação as propriedades do solo e índices de vegetação em área de Caatinga, Pernambuco**. 2017. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

SILVA, D. J. V.; SANTOS, B. A. Impacto de caprinos e ovinos sobre a comunidade de plantas regenerantes na Caatinga. **Gaia Scientia**, v. 14, n. 2, p. 127-141, 2020.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. In: _____. (Ed.). **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, 2017. p. 3-19.

SILVA, L. S. *et al.* Fragmentos de Caatinga são florística e estruturalmente similares?. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 6, p. 3202-3211, 2022.

SILVA, L. S. *et al.* Mudanças temporais na estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga, sul do Piauí. **Scientia Plena**, v. 16, n. 2, p. 1-12, 2020.

SILVA, S. D. O. *et al.* Regeneração natural em um remanescente de Caatinga com diferentes históricos de uso no agreste pernambucano. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 441-450, 2012.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.

SOUZA, B. C. *et al.* Drought response strategies of deciduous and evergreen woody species in a seasonally dry neotropical forest. **Oecologia**, v. 194, p. 221-236, 2020.

SOUZA, M. P. **Regeneração natural em área de Caatinga manejada, no município de Cuité no Estado da Paraíba**. 2018. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

TABARELLI, M. *et al.* Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 25-29, 2018.

TOMA, T. S. P. *et al.* Optimal references for ecological restoration: the need to protect references in the tropics. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 1, p. 25-32, 2023.

VON ARX, G. *et al.* Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 5, p. 1201-1213, 2013.

ZINDANES, U. L. **Caracterização anatômica da madeira de espécies da Caatinga**. 2017. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

CAPÍTULO 5 – AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM FRAGMENTOS ANTROPIZADOS E CONSERVADO DA CAATINGA USANDO DADOS DE VANT COM SENSOR RGB E INVENTÁRIO DE CAMPO

Assessment of Shrub-Tree Vegetation Structure in Anthropized and Conserved Caatinga Fragments Using UAV RGB Sensor Data and Field Inventory

RESUMO

Os avanços das tecnologias de sensoriamento remoto nas últimas décadas tem possibilitado a análise de espacial e temporal de parâmetros da vegetação em extensas áreas de Florestas Tropicais. Neste sentido, este estudo avaliou a acurácia do Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) com sensor *RGB* na estimativa da altura de indivíduos arbustivo-arbóreos em fragmentos da Caatinga com diferentes históricos de uso, no município de Floresta, Pernambuco. Vinte parcelas de 400 m² foram instaladas em cada um dos fragmentos florestais estudados (Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota), totalizando 0,8 ha de área amostral em cada, e incluídos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência ≥ 6 cm a altura de 1,30 do solo. Posteriormente, um VANT equipado com sensor *RGB* sobrevoou cada área para extrair estimativas de altura dos indivíduos. Testes de correlação e de coeficiente de determinação foram calculados para verificar se há semelhança entre os diferentes métodos de mensuração. No fragmento de Correntão, a altura média registrada em campo foi de 3,95 m, enquanto o VANT estimou 3,40 m; no ER, os valores foram 4,27 m e 4,13 m, respectivamente; e na Rebrota, 3,26 m e 2,18 m. O teste de *Wilcoxon* indicou diferenças estatisticamente significativas entre as medições nos três fragmentos estudados ($p < 0,05$), demonstrando a inviabilidade do uso exclusivo do VANT com câmera *RGB* para estimar a altura da vegetação na Caatinga. A análise dos coeficientes de determinação (R^2) mostrou baixa correlação entre os dados obtidos entre os dois métodos de mensuração, indicando que os modelos lineares não explicam a variação da altura estimada pelo VANT. Portanto, conclui-se que o uso exclusivo do VANT com câmera *RGB* não é viável para a estimativa da altura de indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga, sendo recomendável a integração de abordagens complementares para melhorar a qualidade das inferências sobre a estrutura da vegetação.

Palavras-chave: VANT com câmera *RGB*; Floresta Tropical Sazonalmente Seca; estimativa de altura; estrutura da vegetação.

ABSTRACT

Advancements in remote sensing technologies over the past decades have enabled the spatial and temporal analysis of vegetation parameters across vast areas of tropical forests. In this context, this study assessed the accuracy of an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) equipped with an RGB sensor in estimating the height of shrub-tree individuals in Caatinga fragments with different land-use histories in the municipality of Floresta, Pernambuco. Twenty 400 m² plots were established in each of the studied forest fragments (Correntão, Reference Ecosystem, and Regrowth), totaling 0.8 ha of sampling area per fragment, and all shrub-tree individuals with a circumference ≥ 6 cm at a height of 1.30 m above the ground were included. Subsequently, a UAV equipped with an RGB sensor was flown over each area to extract height estimates of the individuals. Correlation tests and determination coefficients were calculated to assess the similarity between the different measurement methods. In the Correntão fragment, the average height recorded in the field was 3.95 m, while the UAV estimated 3.40 m. In the Reference Ecosystem, the values were 4.27 m and 4.13 m, respectively, and in the Regrowth fragment, 3.26 m and 2.18 m. The Wilcoxon test revealed statistically significant differences between measurements in all three studied fragments ($p < 0.05$), demonstrating the infeasibility of exclusively

using a UAV with an RGB camera to estimate vegetation height in the Caatinga. The analysis of determination coefficients (R^2) showed a low correlation between the data obtained from the two measurement methods, indicating that the linear models do not adequately explain the variation in height estimated by the UAV. Therefore, it is concluded that the exclusive use of a UAV with an RGB camera is not feasible for estimating the height of shrub-tree individuals in the Caatinga, and the integration of complementary approaches is recommended to enhance the quality of inferences about the vegetation structure.

Keywords: UAV with RGB camera; seasonally dry tropical forest; height estimation; vegetation structure.

1 INTRODUÇÃO

O Domínio fitogeográfico da Caatinga reúne diversas fitofisionomias, que se distribuem de forma fragmentada com grupos florísticos, estruturais e funcionais distintos devido às variações edafoclimáticas e antrópicas, por cerca de 912.000 km², ocupando a maior parte da região semiárida do nordeste brasileiro (Bastin *et al.*, 2017; Fernandes; Queiroz, 2018).

O histórico de atividades antrópicas, ao longo de séculos, como o desmatamento, a expansão de atividades agropecuárias, urbanas e extração de madeira para carvão e lenha e os incêndios florestais vem tornando a Caatinga cada vez mais fragmentada e suscetível à desertificação e às mudanças climáticas (Siyum, 2020; Hasnat; Hossain, 2020).

Apesar disso, este Domínio desempenha grande importância para a manutenção da biodiversidade e regulação do estoque de Carbono global, além de oferecer diversos serviços ecossistêmicos para as populações humanas inseridas em seu entorno (Tabarelli *et al.*, 2018; Moro *et al.*, 2022).

A vegetação da Caatinga é influenciada principalmente pela sazonalidade climática de precipitação, tipos de solo e das altas temperaturas durante o dia, ocasionando perda de grande parte das folhas durante a estação seca e o surgimento de folhas novas e flores no período chuvoso (Bastin *et al.*, 2017; Fernandes; Queiroz, 2018). Com a predominância de espécies xerófilas, adaptadas às condições de escassez hídrica, árvores baixas e arbustos ramificados, geralmente com espinhos ou acúleos, folhas pequenas e suculentas, e o estrato herbáceo formado por plantas anuais, bromélias terrestres e cactos rasteiros (Fernandes; Queiroz, 2018).

A avaliação de parâmetros dendrométricos da vegetação, incluindo a altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos, é fundamental para realizar o planejamento, monitoramento e manejo florestal sustentável de áreas conservadas e antropizadas da Caatinga (Gann *et al.*, 2019; Freitas; Magalhães, 2012). No entanto, os métodos tradicionais de inventário florestal

demandam considerável tempo, esforço logístico e recursos, o que pode limitar a obtenção de dados em larga escala (Abdullah; Gholoum; Abbas, 2018; Amaral, 2014).

Nesse contexto, o uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) equipados com sensores *RGB* (*Red, Green and Blue*), que capturam a luz do visível, surge como uma alternativa promissora para a aquisição de imagens aéreas de alta resolução, com maior frequência e menor custo (Frachini *et al.*, 2018).

Embora a estimativa da altura de árvores plantadas e espaçadas por meio de imagens *RGB* seja uma abordagem viável (Shen *et al.*, 2019), sua aplicação em áreas de vegetação densa, como a Caatinga, enfrenta desafios relacionados à complexidade da vegetação arbustivo-arbórea, com predominância de indivíduos agrupados e copas sobrepostas, condições edafoclimáticas adversas e acurácia das medições, devido às limitações de refletância espectral e resolução espacial das imagens para distinguir os diferentes estratos da vegetação e medir com precisão a altura dos indivíduos (Veja; Palomino-Ángel; Anaya, 2022; Souza *et al.*, 2023).

Marques (2024) ao mapear áreas de pastagens do Cerrado em Sete Lagoas, Minas Gerais, utilizando VANT com sensor *RGB*, verificou a eficiência dos índices de Área de Folhagem (IAF) e de Folha Verde (GLI) na estimativa da altura do dossel da forragem, contribuindo para a definição de melhores práticas de manejo em sistemas produtivos.

Lima Júnior *et al.* (2014) ao investigarem a relação entre o índice de vegetação pela diferença normalizada (NDVI) e a biomassa estimada (t.ha^{-1}) por meio de imagens do satélite Landsat 5 e de equações alométricas em um fragmento florestal da Caatinga em Petrolina, Pernambuco, observaram elevada correlação (0,84) entre o NDVI e a biomassa, demonstrando ser um método não destrutivo satisfatório para estimativas de produtividade, viabilidade econômica e ações de manejo florestal sustentável.

Em contrapartida, Carvalho *et al.* (2023), ao analisarem a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea em um fragmento conservado da Caatinga em Petrolina, Pernambuco, obtiveram um coeficiente de determinação (R^2) de 0,80 na estimativa da altura dos indivíduos ao comparar o método convencional com a tecnologia *LiDAR* (*Light Detection and Ranging*), evidenciando a viabilidade e o potencial dessa ferramenta para estudos em larga escala.

Portanto, há lacunas na literatura quanto à precisão e acurácia das estimativas de altura de indivíduos arbustivo-arbóreos obtidas de VANT com sensor *RGB* na vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga, sendo necessário verificar a confiabilidade desse método.

Diante desse contexto, o objetivo deste estudo é avaliar a acurácia das estimativas de altura de indivíduos arbustivo-arbóreos obtidos por VANT com sensor *RGB* em relação ao

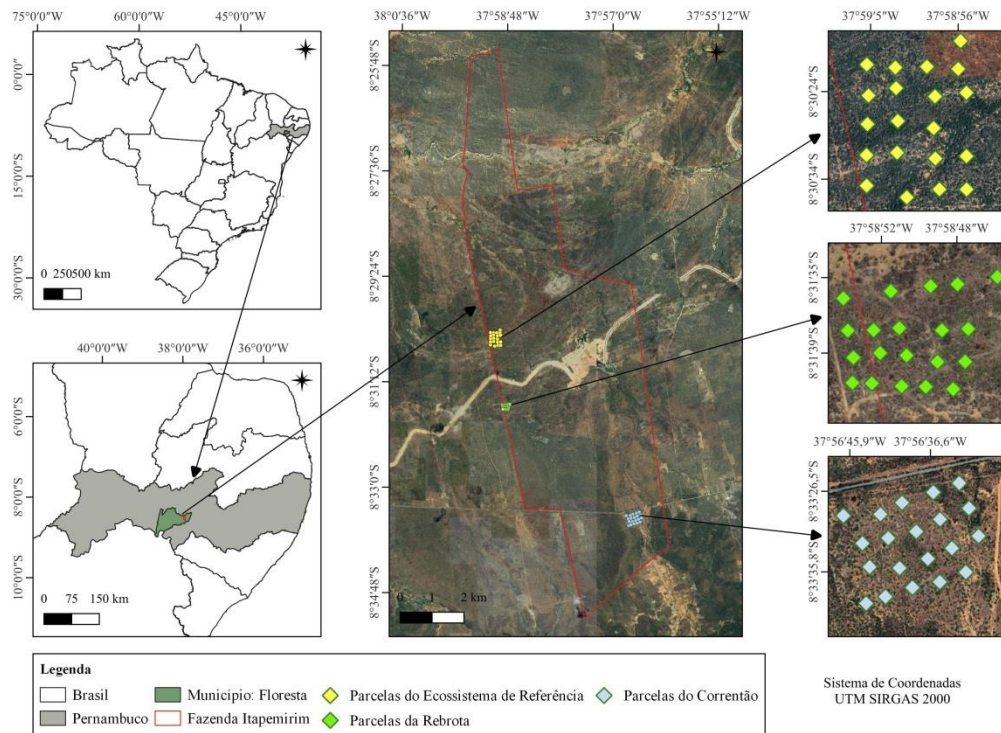
inventário florestal, verificando se há correlação espacial entre as medições em fragmentos antropizados e conservado da Caatinga.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em áreas de Caatinga, situadas na Fazenda Itapemirim que pertence à propriedade da empresa Agrimex - Agroindustrial Excelsior S.A (Figura 1).

Figura 1. Localização das áreas de estudadas no município de Floresta, PE.



Fonte: Autor (2024).

A vegetação da área de estudo é dominada pela Caatinga hiperxerófila, com predomínio de pecuária extensiva e práticas agrícolas de subsistência (Araújo Filho *et al.*, 2001).

O clima da região é classificado como BSh, característico de zonas semiáridas quentes (Alvares *et al.*, 2013), com altitudes variando entre 425 m e 500 m. A precipitação média anual é de 476,8 mm, concentrada entre novembro e abril, a evapotranspiração potencial atinge 1.526,1 mm/ano (APAC, 2022; 2023) e a temperatura média anual é de 25,6°C.

Foram selecionadas três áreas com distintos históricos de uso e manejo da vegetação. O Ecosistema de Referência (ER) compreende 50 ha de vegetação conservada, mas ainda utilizada eventualmente para pastoreio de caprinos e equinos e extração de estacas (Santos,

2013). O fragmento Correntão (50 ha), localizado próximo à rodovia PE-360, teve sua vegetação removida em 1987 por meio do uso de correntões para plantio de eucalipto, sendo posteriormente abandonado e utilizado para pastoreio (Oliveira, 2020; Ferreira *et al.*, 2023). A área Rebrota (59,2 ha) sofreu corte seletivo em 2013, com remoção de indivíduos lenhosos, com exceção de *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. e *Schinopsis brasiliensis* Engl., ambas ameaçadas de extinção (Brasil, 2008; Lima *et al.*, 2018), permanecendo sujeita ao pastoreio.

Os solos predominantes incluem Luvisolo Crômico, Neossolo Litólico, Latossolo Amarelo e Planossolo Háplico (Araújo Filho *et al.*, 2018) e o relevo varia de plano a suavemente ondulado, com solos compactados e suscetíveis à erosão. Os fragmentos ER e Rebrota apresentam maior presença de afloramentos rochosos e espécies suculentas; por outro lado, o Correntão exibe menor ocorrência desses elementos.

As espécies mais abundantes nos fragmentos florestais analisados incluem *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis e *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.

As áreas Correntão e Rebrota, classificadas como prioritárias para a conservação da Caatinga (Brasil, 2023), demandam estratégias conservacionistas para mitigar os impactos do uso antrópico. O ER, por sua vez, apresenta maior declividade, favorecendo maior riqueza e densidade de espécies em áreas sujeitas a acúmulo hídrico, especialmente em córregos intermitentes ao sudoeste da região.

2.2 COLETA DE DADOS

2.2.1 Inventário de campo

Para a avaliação do componente arbustivo-arbóreo, foram utilizadas 20 parcelas de 20 m × 20 m (400 m²) dispostas com espaçamento de 40 m na Rebrota e 80 m no Correntão e no ER, totalizando 8.000 m² de área amostral em cada fragmento. Todas as unidades amostrais foram georreferenciadas com o auxílio de receptor fixo GNSS (*Global Navigation Satellite System*), modelo *Topcon Hiper GGD* com sistema de correção em *RTK (Real Time Kinematic)* e demarcadas com o auxílio de fita métrica, piquetes de cano de PVC e cordão de nylon.

No fragmento Correntão foram catalogados manualmente 692 indivíduos arbustivo-arbóreos com altura ≥ 1 m e circunferência ≥ 6 cm a 1,30 metros do solo, 795 no Ecossistema de Referência (ER) e 362 na Rebrota (Capítulo 1). As alturas totais dos indivíduos foram mensuradas com o auxílio de uma fita métrica de 2 m e estimadas a partir dessa altura. Todos os indivíduos registrados receberam uma plaqueta de campo numerada em ordem crescente e foram devidamente georreferenciados com receptor GNSS.

As coordenadas *UTM* (*Universal Transverse Mercator*) obtidas foram registradas no aplicativo de celular denominado *Trimble Mobile Manager* e posteriormente descarregadas no Programa *Excel* para realização das análises.

2.2.2 Processamento e análise das imagens aéreas obtidas por VANT com câmera RGB

As imagens aéreas foram obtidas por meio do VANT com câmera RGB do fabricante DJI, modelo *Phantom 4 Pro*, em voos a 120 m do solo mediante aprovação dos Protocolos 5A19FC25, C8301F64 e 8145832B do Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DECEA) da Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC) (ver site <https://sarpas.decea.mil.br/consulta-protocolo>), com recobrimento lateral e longitudinal de 80% e *Ground Sampling Distance* (GSD) de 3 cm. O planejamento e a execução dos sobrevoos foram realizados no aplicativo *Pix4D* entre 11h e 14h, com sol pleno, visando à redução de sombreamento das nuvens e sobreposição de indivíduos.

Em cada área, quatro alvos com dimensões de 1 m x 1 m foram distribuídos sistematicamente no solo como pontos de controle, aumentando a precisão espacial (Ribeiro *et al.*, 2019). O erro máximo atribuído foi de 30 cm para a localização dos indivíduos e 1 cm para os pontos de controle.

As imagens aéreas obtidas por VANT em cada parcela amostral foram processadas no software *Agisoft Photoscan* para geração de nuvens de pontos da vegetação. A partir desses dados, foram elaborados os modelos digitais de superfície (MDS), de terreno (MDT) e os ortomosaicos das áreas de estudo. O modelo digital de altura (CHM) foi calculado a partir da diferença entre MDS e MDT no software *QGIS* versão 3.28.

Os valores de altura dos indivíduos georreferenciados com GNSS em cada área foram extraídos, a partir do CHM, e incluídos nas análises os que apresentaram altura $\geq 1,30$ m acima do solo em imagens RGB obtidas a partir dos sobrevoos de VANT.

A análise descritiva dos parâmetros estruturais de altura da vegetação arbustivo-arbórea obtida por inventário e em imagens de VANT com sensor RGB foi realizada a partir da análise de *Box-plot* em cada área.

Em seguida, os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados e realizados os testes não paramétricos de *Wilcoxon*, com 95% de significância, para verificar se há semelhanças entre os métodos utilizados em cada comunidade florestal. A correlação entre as alturas obtidas por inventário de campo e em imagens de VANT com câmera RGB foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2) de equação linear simples.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na amostragem por VANT, foram registrados 434 indivíduos arbustivo-arbóreos em Correntão, 542 em ER e 123 na Rebrota (Tabela 1), por apresentarem altura igual ou superior a 1,30 m nas imagens *RGB*, representando 62,7%, 68,2% e 35,7% do total registrado em campo, respectivamente.

Zhou *et al.* (2024) ao utilizarem dados de VANT-LiDAR para avaliar diferentes algoritmos na segmentação de coníferas com elevada densidade estrutural em Guilin, Guangxi, China, destacaram que o Modelo de Mistura Gaussiana adaptado (IGMM) apresentou desempenho superior, com maior taxa de detecções corretas e redução significativa de ausências e superestimativas de indivíduos arbóreos de pequeno porte e copas sobrepostas.

Isso ressalta que independente do método remoto de captura de dados, há necessidade de aprimorar os algoritmos de detecção e segmentação de indivíduos arbustivo-arbóreos, considerando a influência do relevo, estrutura vertical e horizontal da vegetação.

A maior densidade de indivíduos registrada no inventário de campo do fragmento de Correntão concentrou-se entre 3,10 m e 4,60 m, com 1,50 m de amplitude interquartil (AMI); contudo, no VANT foi de 2,73 m a 3,90 m, sendo 1,17 m de AMI (Tabela 1; Figura 2).

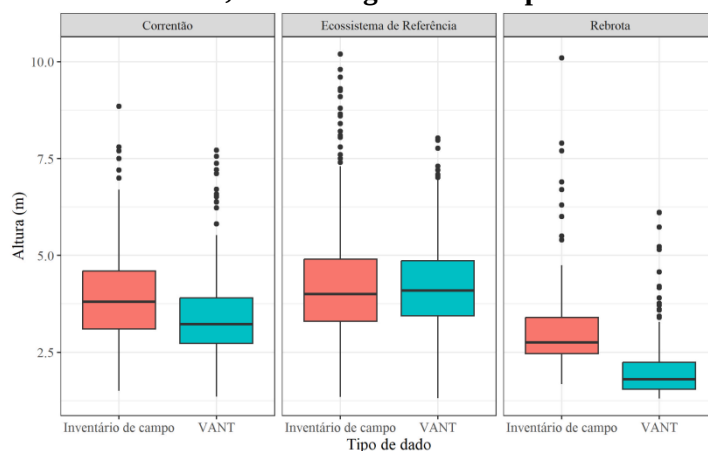
No ER, a maior representatividade de indivíduos apresentaram alturas de 3,30 m a 4,90 m, resultando 1,60 de AMI. Quando avaliadas por VANT, a altura dos indivíduos no fragmento de Correntão oscilou de 3,44 m a 4,86 m, com 1,42 m de AMI (Tabela 1; Figura 2).

No fragmento de Rebrota, a maioria dos indivíduos apresentou alturas variando entre 2,47 m e 3,40 m, e 0,93 m de AMI. As alturas obtidas a partir de medições por imagens de VANT variaram de 1,55 m a 2,24 m, totalizando 0,69 m de AMI (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1. Parâmetros estruturais da altura de indivíduos em comunidades arbustivo-arbóreas em inventário de campo e por imagens de VANT nos fragmentos florestais de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota da Caatinga, no município de Floresta, PE.

Parâmetros estruturais	Correntão		Ecossistema de Referência		Rebrota	
	Inventário de campo	VANT	Inventário de campo	VANT	Inventário de campo	VANT
Mínimo	1,50	1,35	1,35	1,31	1,68	1,31
1º Quartil	3,10	2,73	3,30	3,44	2,47	1,55
Mediana	3,80	3,22	4,00	4,09	2,75	1,80
3º Quartil	4,60	3,90	4,90	4,86	3,40	2,24
Máximo	8,85	7,72	10,20	8,03	10,10	6,11

Figura 2. Box-plots das alturas de indivíduos arbustivo-arbóreos obtidos por inventário de campo e em imagens de VANT nos fragmentos florestais de Correntão, Ecossistema de Referência e Rebrota, da Caatinga no município de Floresta, PE.



A dispersão dos dados apresentam *outliers* nos três fragmentos, com a presença de indivíduos superiores a 10 metros no ER e na Rebrota, contudo a variabilidade da altura de indivíduos é maior na comunidade arbustivo-arbórea do ER que nas outras áreas (Figura 2).

O fragmento de ER tem as maiores alturas de indivíduos e maior dispersão entre os valores observados, indicando uma vegetação mais estruturada e madura, isso pode estar associado à ausência de impactos antrópicos significativos nas últimas cinco décadas nessa área (Santos, 2013) (Figura 2).

Na área de Correntão, a maioria dos indivíduos apresentou altura mínima, máxima e mediana aproximando-se das registradas no fragmento florestal conservado, sugerindo que a estrutura da vegetação está em processo de regeneração, com o reestabelecimento dos processos ecológicos às condições anteriores ao distúrbio causado pelo uso de correntão há 37 anos (Oliveira, 2020) (Figura 2).

Em contrapartida, a Rebrota apresentou as menores alturas de indivíduos, refletindo as fases de regeneração da vegetação após o corte da vegetação que ocorreu em 2013 (Lima *et al.*, 2021) (Figura 2).

O fragmento de Rebrota exibiu a maior diferença entre as alturas mínimas obtidas pelo método convencional comparado ao VANT conectado com sensor *RGB*, totalizando 0,37 m e a máxima alcançou 3,99 m, comparado às demais áreas estudadas (Tabela 1; Figura 2).

As discrepâncias observadas na detecção da altura mínima e máxima dos indivíduos nos três fragmentos analisados podem estar associadas à precisão do DTM para construção do modelo CHM, que é influenciada pelas características estruturais de densidade do dossel e pela sobreposição de indivíduos nas imagens *RGB*, impactando a qualidade dos dados coletados pelo VANT. Além disso, a acurácia do DTM com sensor *RGB* depende da

penetração da luz solar por meio das aberturas do dossel (Veja; Palomino-Ángel; Anaya, 2022), um processo altamente restrito na vegetação de sub-bosque da Caatinga.

Vale destacar que condições ambientais como posição do sol, velocidade e direção do vento, altura do voo, tamanho do pixel e estabilidade do voo podem afetar a qualidade e a precisão da detecção e mapeamento de indivíduos arbustivo-arbóreos da Caatinga utilizando VANTs com sensores RGB (Silva *et al.*, 2025; Zhang; Zhu, 2023).

No fragmento Correntão, a altura média registrada no inventário de campo foi 3,95 m; no entanto, o VANT estimou 3,40 m. No fragmento de ER foram 4,27 m e 4,13 m, e na Rebrota, 3,26 m e 2,18 m, respectivamente, demonstrando discrepâncias na estimativa da altura média da vegetação em imagens RGB de VANT (Tabela 1).

Estudos de campo indicam que a altura média das comunidades arbustivo-arbóreas em fragmentos de Caatinga varia de 3,10 m a 6,7 m, conforme registrado por Silva *et al.* (2023) em Patos, Paraíba, e por Vasconcelos *et al.* (2017) em São Francisco, Piauí, respectivamente. Por outro lado, a partir de dados *LiDAR* e do CHM gerado pelo método *pitfree*, Nishiwaki *et al.* (2021) registraram uma altura média de 3,40 m em um fragmento florestal de Caatinga em Petrolina, PE.

A mediana das alturas dos indivíduos arbustivo-arbóreos variou entre os três fragmentos estudados, apresentando diferenças nas medições de campo comparadas às estimativas obtidas por imagens RGB de VANT (Tabela 1; Figura 2). Nos fragmentos de Correntão e Rebrota, obteve-se 3,80 m e 2,75 m de mediana no inventário florestal; todavia, a estimativa do VANT foi 3,22 m e 1,80 m, respectivamente, indicando a subestimação das alturas dos indivíduos pelo método remoto (Tabela 1; Figura 2).

Em contrapartida, no fragmento de ER foi registrada a mediana de 4,00 m no inventário e 4,09 m com o uso de VANT, sugerindo, que apesar de uma leve superestimativa nas medições de altura da maioria dos indivíduos com o uso de VANT, os valores estimados são mais aproximados aos mensurados manualmente (Tabela 1; Figura 2).

No entanto, o teste de *Wilcoxon* identificou diferenças estatisticamente significativas entre os métodos de medição da altura dos indivíduos nos três fragmentos analisados, com $p < 0,05$ e $\alpha = 0,05$, demonstrando a inviabilidade do uso de VANT com câmera RGB como ferramenta complementar ao inventário de campo em fragmentos florestais da Caatinga, devido às variações e imprecisões nas estimativas de altura em comparação às medições manuais.

Essas diferenças entre os métodos de medição da altura dos indivíduos contradizem os resultados de Hematang *et al.* (2022), que identificaram uma forte relação entre a altura

observada das árvores e as estimativas obtidas por regressão linear, com um R^2 de 0,67, a partir de imagens *RGB* de VANT em uma floresta heterogênea da província de Papua Ocidental, Indonésia.

Apesar disso, Silva *et al.* (2025) ao estimarem a altura de indivíduos arbustivo-arbóreos com mais de 2 metros na Caatinga, em Floresta (PE), por meio de levantamento com VANT equipado com sensor *RGB* e modelagem por regressão múltipla, demonstraram a acurácia do método remoto na detecção e mensuração das alturas das copas.

Vacca e Vecchi (2024) ao realizarem levantamentos topográficos com VANT equipado com sensor *RGB*, observaram estimativas mais aproximadas da altura de árvores em plantio de Oliveira (entre 3m e 6 m), sem a sobreposição de indivíduos, em comparação aos indivíduos de menor porte na região da Sardenha, Itália. Contudo, os voos foram conduzidos a altitudes entre 30 m e 50 m.

Sob outra perspectiva, Silva Filho e Filho (2024) ao classificarem a cobertura do solo em um fragmento da Caatinga, em Patos, PB, utilizando algoritmo de *Random Forest*, obtiveram elevada acurácia e avaliação da qualidade da classificação de imagens multiespectrais comparada às *RGB*, sugerindo melhores estimativas para a avaliação da estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas.

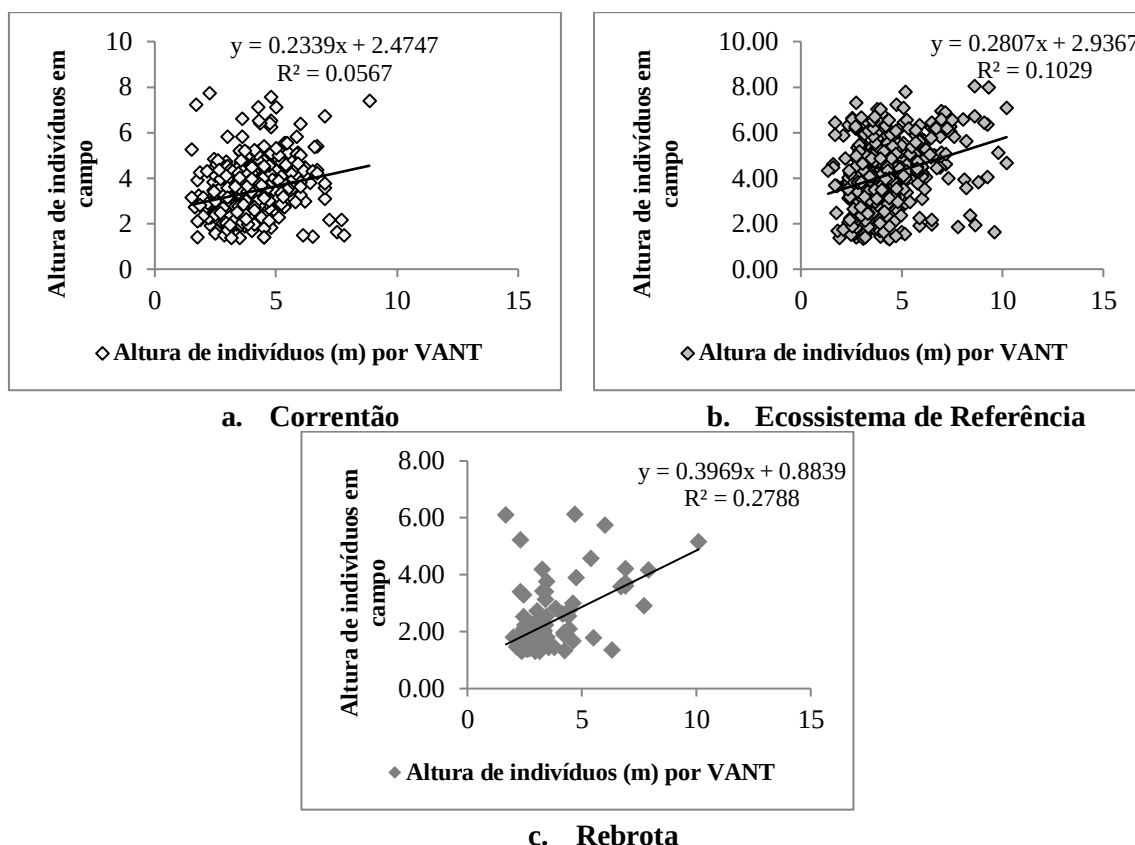
Nishiwaki *et al.* (2021), ao compararem métodos de detecção de indivíduos arbustivo-arbóreos da Caatinga em Petrolina, PE, utilizando dados aerotransportados de *LiDAR* do Projeto Pernambuco Tridimensional (PE3D), obtiveram estimativas mais precisas da altura dos indivíduos após a aplicação do método *pitfree*. Este método consiste em remover os poços, que são as discrepâncias na elevação da superfície do dossel, o que impacta o modelo com erros e imprecisões na detecção dos indivíduos e melhora a acurácia das medições.

Os valores 0,0567, 0,1029 e 0,2788 de R^2 nos fragmentos de Correntão, ER e Rebrota, respectivamente, indicam baixa correlação na altura dos indivíduos obtidos por método convencional e uso de VANT (Figuras 3a, 3b, 3c). Portanto, os modelos lineares calculados para os respectivos fragmentos não explicam a maior proporção das alturas estimadas por VANT com sensor *RGB*.

Os valores de R^2 obtidos neste estudo diferem dos registrados por Hao *et al.* (2022), que reportaram coeficientes de 0,98 e 0,99 na estimativa da altura de indivíduos plantados de *Osmanthus fragrans* (Thunb.) Lour. e *Ficus* sp., com base no CHM e na nuvem de pontos, respectivamente, na região nordeste de Guangxi Zhuang, China, e de Fonseca *et al.* (2024) ao analisarem os estoques de biomassa em fragmentos de Caatinga densa, aberta e pastagem em Pernambuco, por meio de imagens de VANT com câmera *RGB* e sobrevoos a 30 m de

altitude, obtiveram valores de R^2 entre 0,73 e 0,82 em diferentes modelos de regressão linear múltipla.

Figura 3. Equações de regressão linear simples entre as alturas estimadas de indivíduos por inventário de campo e por VANT, com sensor RGB, em fragmentos florestais de Correntão (a), Ecossistema de Referência (b) e Rebrota (c), no município de Floresta, Pernambuco.



4 CONCLUSÃO

O método de estimativa da altura de indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga via VANT com sensor RGB subestimou a estrutura da vegetação nos fragmentos de Correntão e Rebrota em comparação ao inventário de campo. No fragmento de ER, houve leve superestimação das alturas obtidas entre os métodos.

Os coeficientes de determinação (R^2) obtidos nos três fragmentos avaliados indicam que os modelos lineares não explicam de forma significativa a variação das alturas dos indivíduos obtidas pelo VANT em relação ao inventário de campo, sugerindo que os dados captados de forma remota não apresentam semelhanças com as medições diretas.

As discrepâncias observadas nas alturas das comunidades arbustivo-arbóreas podem estar relacionadas à densidade do dossel, sobreposição de indivíduos e limitações na precisão do DTM para a construção do CHM, o que afeta diretamente a qualidade das estimativas de

altura obtidas pelo VANT com câmera *RGB*, demonstrando que não pode ser considerada uma alternativa viável ao inventário de campo para estimativa estrutural da vegetação na Caatinga.

Os resultados deste estudo indicam limitações na precisão das estimativas de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga com imagens *RGB*, e sugerem a necessidade de considerar métodos adicionais, como o uso de sensores *LiDAR* ou multiespectrais, para aprimorar as inferências sobre a estrutura da vegetação.

REFERÊNCIAS

ABDULLAH, M. M.; GHOLOUM, M. M.; ABBAS, H. A. Satellite vs. UAVs Remote Sensing of Arid Ecosystems: A review with in an Ecological Perspective. **Environmental Analysis & Ecology Studies**, v. 2, n. 3, p. 147-151, 2018. Disponível em: <https://crimsonpublishers.com/eaes/pdf/EAES.000540.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2025.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Acesso em: 17 maio 2024.

AMARAL, L. P. **Geoestatística aplicada ao manejo florestal experimental em Floresta Ombrófila Mista**. 2014. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura de Precisão) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**: visualização mensal. Data inicial: 01 de fevereiro de 2021 - Data final: 31 de janeiro de 2022. Mesorregião: São Francisco Pernambucano. Código: (32). Posto: Floresta (CHESF). Governo do Estado de Pernambuco, 2022. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 25 maio 2024.

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco**: normais climatológicas 1991-2020. Recife: APAC, 2023. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/images/webAtlas-Climatologico-do-Estado-de-Pernambuco-APAC.pdf>. Acesso em: 25 maio 2024.

ARAÚJO FILHO, J. C. *et al.* **Diagnóstico ambiental do Município de Floresta, Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2001. 20 p. (Circular Técnica, 10). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/338510/1/circular tecnica10diagambflor esta.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2024.

ARAÚJO FILHO, R. N. *et al.* Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Acesso em: 17 maio 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa n. 6, de 23 de setembro de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 2008, Seção 1, p. 75-83. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0006-230908.PDF>. Acesso em: 19 maio 2024.

CARVALHO, H. F. S. *et al.* Uso de Laser Scanner Terrestre para Estimativa de Biomassa Acima do Solo em Floresta Tropical Sazonalmente Seca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 5, p. 2657-2741, 2023.

FERREIRA, M. B. *et al.* Modelagem geoestatística da mortalidade de árvores e fustes em remanescente de Floresta Seca em anos de El Niño e La Niña. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MENSURAÇÃO FLORESTAL, 6., 2023, Recife. **Resumos Expandidos [...]**. Recife: UFRPE, 2023. 5 p.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-539, 2012.

FONSECA, C. K. L. *et al.* Use of RGB drone sensors to estimate vegetation biomass in a semiarid region. **Geociências**, v. 43, n. 4, p. 527-536, 2024.

GANN, G. D. *et al.* **Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica**. Tradução de Luiz F. D. de Moraes *et al.* 2. ed. SER - Society for Ecological Restoration, 2019. 114 p. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/documentos/portuguese_ser_standards.pdf. Acesso em: 11 nov. 2023.

HAO, J. *et al.* Tree Canopy Height Estimation and Accuracy Analysis Based on Uav Remote Sensing Images. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 43, p. 129-134, 2022.

HEMATANG, F. *et al.* Application Of Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Remote Sensing Technology for Estimation of Tree Height in Heterogeneous Forest. **Biosaintifika**, v. 14, n. 2, p. 168-179, 2022.

LIMA, T. L. *et al.* Structure, survival, and species diversity in a Tropical Dry Forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, 119700, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>. Acesso em: 12 jan. 2025.

LIMA, T. L. *et al.* Stump regrowth and estimation of reconstituting Caatinga shrub-tree biomass under forest management. **Scientia Forestalis**, v. 46, n. 119, p. 449-458, 2018.

LIMA JÚNIOR, C. *et al.* Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 289-298, 2014.

MARQUES, P. A. S. **Estimativa da altura do dossel forrageiro por meio do mapeamento com VANT**. 2024. 36 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia da Produção Animal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2024.

NISHIWAKI, A. A. M. *et al.* Comparison of detection methods for vegetable individuals from the Caatinga using airborne LiDAR data. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 11, n. 5, p. 302-309, 2021.

OLIVEIRA, G. F. S. **Uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimar variáveis biofísicas em Floresta Tropical Seca, município de Floresta - PE.** 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2020.

RIBEIRO, G. G. *et al.* Determinação de altura em *Pinus taeda* L. utilizando veículo aéreo não tripulado. **Nativa**, v. 7, n. 4, p. 431-436, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v7i4.7092>. Acesso em: 25 set. 2024.

SANTOS, M. S. **Influência de diferentes níveis de uso sobre a regeneração natural em ambiente de Caatinga no município de Floresta, PE.** 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.

SILVA FILHO, R.; SILVA, V. P. R. Classificação da cobertura do solo com base em imagens RGB e multiespectrais obtidas por VANT para área de floresta seca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 6, p. 4458-4530, 2024.

SILVA, E. A. *et al.* Uso de Aeronave Remotamente Pilotada para Extração de Variáveis Dendrométricas de uma Floresta Tropical Seca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 18, n. 3, p. 2054–2068, 2025. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/263188>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SILVA, L. S. *et al.* Mudanças estruturais em fragmento de Caatinga em processo de regeneração natural. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 2, p. 1147-1157, 2024.

SILVA, R. M. D. *et al.* Composição florística de um fragmento de Caatinga na comunidade rural Mocambo de Baixo, município de Patos-PB, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 33, n. 3, e65811, 2023.

SOUZA, L. S. B. *et al.* Análise comparativa entre o NDVI obtido por imagens multiespectrais e visíveis (RGB) em câmera acoplada em drone em área de videira. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 13, n. 6, p. 741-751, 2023.

VACCA, G.; VECCHI, E. UAV Photogrammetric Surveys for Tree Height Estimation. **Drones**, v. 8, n. 3, 106, 2024.

VASCONCELOS, A. D. M. *et al.* Caracterização florística e fitossociológica em área de Caatinga para fins de manejo florestal no município de São Francisco-Pi. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 4, p. 329-337, 2017.

VEGA, J.; PALOMINO-ÁNGEL, S.; ANAYA, J. Structural attributes estimation in a natural tropical forest fragment using very high-resolution imagery from unmanned aircraft systems. **Earth Sciences Research Journal**, v. 26, n. 1, p. 1-12, 2022.

ZHOU, X. *et al.* Estimation of Forest Stand Volume in Coniferous Plantation from Individual Tree Segmentation Aspect Using UAV-LiDAR. **Remote Sensing**, v. 16, n. 15, 2736, 26 jul. 2024.

ZHANG, Z.; ZHU, L. A Review on Unmanned Aerial Vehicle Remote Sensing: Platforms, Sensors, Data Processing Methods, and Applications. **Drones**, v. 7, n. 6, 398, 15 jun. 2023.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ER apresentou a maior diversidade alfa, densidade e frequência total de indivíduos arbustivo-arbóreos em comparação com as áreas de Correntão e Rebrotas, evidenciando que fragmentos florestais conservados tendem a apresentar maior composição florística e distribuição de indivíduos que em ambientes antropizados. Por outro lado, a maior dominância total foi registrada no Correntão.

No componente regenerante, a maior riqueza e diversidade de espécies foram catalogadas no ER, em contrapartida a Rebrotas se destacou em densidade, altura média, área basal, dominância e frequência total de indivíduos.

As famílias mais representativas nas três áreas, tanto para o componente adulto como regenerante, foram Fabaceae e Euphorbiaceae e a predominância da síndrome de dispersão por fatores abióticos.

As espécies *C. bracteosum* e *J. molissima* registradas com elevada densidade, frequência e dominância absoluta nas comunidades arbustivo-arbóreas adultas e regenerantes dos três fragmentos avaliados, contribuem efetivamente na manutenção da diversidade e estrutura das comunidades, e a síndrome de dispersão por fatores abióticos foi predominante em ambas as áreas.

As comunidades arbustivo-arbóreas adultas e regenerantes apresentaram semelhanças florísticas, contudo foi constatada diferença estatisticamente significativa na diversidade da comunidade arbustivo-arbórea adulta no Correntão comparada às áreas de Rebrotas e ER. No entanto, na regeneração foi detectada diferença significativa na diversidade de espécies na Rebrotas em comparação com as outras áreas.

As comunidades arbustivo-arbóreas adultas apresentaram semelhanças estatisticamente significativas na altura média (m) dos indivíduos entre os fragmentos avaliados e a regeneração natural teve a maior concentração de indivíduos nas primeiras classes de altura em todas as áreas. A distribuição diamétrica dos indivíduos nas comunidades adultas sugere equilíbrio dinâmico das comunidades e desequilíbrio da regeneração natural na Rebrotas, provavelmente devido às sucessivas práticas de manejo florestal ao longo de décadas.

Os indicadores de funcionamento das comunidades arbustivo-arbóreas indicaram a maior proporção de serapilheira em t/ha em fragmentos antropizados com maior acúmulo na Rebrotas, contudo no Correntão foi amostrada a proteção do solo superior às demais áreas.

Os indicadores antrópicos evidenciam um alto nível de antropização por presença de trilhas, animais de pastoreio e corte seletivo nos fragmentos Correntão e Rebrota. Em contraste, no ER foi registrada a menor interferência de corte seletivo.

As atividades antrópicas sucessivas modificam a composição florística e estrutural de comunidades arbustivo-arbóreas regenerantes em fragmentos florestais da Caatinga, destacando a necessidade de adotar estratégias de conservação e manejo sustentável visando à manutenção da biodiversidade e a continuidade dos processos ecológicos na região.

A conservação de fragmentos florestais mais preservados da Caatinga é crucial para a manutenção da diversidade regional e as áreas antropizadas necessitam de estratégias específicas para maximizar seus potenciais de biodiversidade.

Os mapas bivariados mapas elaborados para as áreas estudadas são pioneiros para a região e fornecem estimativas de dependência espacial da riqueza de espécies e densidade de indivíduos das comunidades arbustivo-arbóreas em áreas mais suscetíveis à degradação e resiliência ambiental, auxiliando na priorização e direcionamento de medidas de conservação e restauração ecológica.

O uso exclusivo de VANT com sensor *RGB* não demonstrou viabilidade para estimar com precisão a altura de indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga, sugerindo a necessidade de integrar ferramentas complementares, como sensores *LiDAR* ou multiespectrais, para melhorar a acurácia das estimativas.

Sendo assim, recomenda-se o monitoramento contínuo da vegetação arbustivo-arbórea nas áreas estudadas e a ampliação de pesquisas em outros fragmentos de Caatinga para avaliar as mudanças na composição florístico-estrutural da vegetação ao longo do tempo, considerando as especificidades das áreas e suas respostas aos distúrbios antrópicos.

Esses esforços podem apoiar a formulação de políticas públicas e práticas de manejo que promovam a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos ecossistemas florestais da Caatinga em Pernambuco e em outras regiões semiáridas.