

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

MARIA BEATRIZ FERREIRA

**DINÂMICA ESTRUTURAL, COMPOSIÇÃO E DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM
FRAGMENTO DE FLORESTA SECA: ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E ESPAÇO-
TEMPORAL**

**RECIFE
Pernambuco – Brasil
Maio de 2025**

MARIA BEATRIZ FERREIRA

**DINÂMICA ESTRUTURAL, COMPOSIÇÃO E DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM
FRAGMENTO DE FLORESTA SECA: ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E ESPAÇO-
TEMPORAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de doutora, Linha de Pesquisa Manejo Florestal e Utilização de Produtos Florestais.

Orientador (a):

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

Coorientadores:

Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva

Prof. Dr. Robson Borges de Lima

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Maio de 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

F383d Ferreira, Maria Beatriz.
Dinâmica estrutural, composição e
disponibilidade hídrica em fragmento de floresta
seca: análise cienciométrica e espaço-temporal /
Maria Beatriz Ferreira. – Recife, 2025.
204 f.; il.

Orientador(a): Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
Co-orientador(a): José Antônio Aleixo da Silva.
Co-orientador(a): Robson Borges de Lima.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural
de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Caatinga. 2. Caatinga - Déficit hídrico. 3.
Sensoriamento remoto. 4. Análise espaço-temporal
5. Caatinga - Produção. I. Ferreira, Rinaldo Luiz
Caraciolo, orient. II. Silva, José Antônio Aleixo da,
coorient. III. Lima, Robson Borges de, coorient. IV.
Título

CDD 634.9

MARIA BEATRIZ FERREIRA

**DINÂMICA ESTRUTURAL, COMPOSIÇÃO E DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM
FRAGMENTO DE FLORESTA SECA: ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E ESPAÇO-
TEMPORAL**

Aprovada em:

Banca Examinadora

Prof^o Dr. Robson Borges de Lima
(Universidade Estadual do Amapá – UEAP)

Prof^o Dr. Emanuel Araujo Silva
(Universidade Federal de Santa Maria – UFSM)

Prof^o Dr. Rômulo Môra
(Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT)

Prof^o Dr. Gilson Fernandes Da Silva
(Universidade Federal do Espírito Santo – UFES)

Orientador

Prof^o Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

**RECIFE
Pernambuco – Brasil
Maio de 2025**

Ao meu querido marido (Marcos), minha mãe (Quitéria), meu padrasto (Osvaldo), meus irmãos (Guilherme, Júlia, Conceição e Verônica) e toda a minha família

Aos meus avós Joana e Manoel, e à minha tia Neide (*in memoriam*),

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por ser minha fonte inesgotável de força e inspiração. Agradeço por ter me guiado com sabedoria e por me conceder a determinação e a coragem necessárias para superar cada desafio ao longo dessa jornada. Reconheço que, sem a Sua presença e amparo em cada etapa da minha vida, essa conquista não teria sido possível.

Agradeço, também, à minha amada mãe, Quitéria Ferreira de Melo, por seu apoio constante em todas as fases da minha vida. Pelo amor, carinho e por ser a minha principal fonte de força e fé. A senhora foi essencial para me tornar a mulher que sou hoje. Esta vitória é nossa, mainha! Ao meu padrasto, que sempre foi um pai para mim, pela dedicação e orgulho que demonstra a cada uma das minhas conquistas. O senhor é um grande exemplo de ser humano.

Ao meu marido, amigo, companheiro e maior incentivador, Marcos Vinicius, por estar ao meu lado durante todo o processo do doutorado. Pela sua constante motivação, apoio incondicional e por me dar o conforto necessário nos momentos de cansaço, assim como pelas palavras de incentivo e cobranças quando necessário. Tenho plena certeza de que essa jornada teria sido muito mais difícil sem a sua presença. Você é o meu grande presente!

Aos meus irmãos: Guilherme, Maria Júlia, Maria da Conceição e Maria Verônica, que, mesmo a distância, foram minha força e motivação para continuar e vencer essa batalha. Aos meus avós maternos, Joana Perpetua e Manoel Correia (*in memoriam*), por serem anjos na minha vida. Mesmo ausentes fisicamente, os carrego sempre em meu coração, sabendo que, onde quer que estejam, estão orgulhosos de mim. À minha Tia Neide (*in memoriam*), por ser o maior exemplo de fé e força que levo comigo para a vida. Amo todos vocês eternamente. Agradeço à minha família, especialmente às minhas tias Maria José (Lia), Maria, Antônia (Tonha), Ivoneide, aos tios Ricardo, José, Manoel (Neco), Cícero, pelas palavras de força e pelo orgulho que vejo em seus olhos ao verem a sobrinha sair da roça e conquistar um diploma superior, agora com o título de Doutora. Aos meus primos e primas, que, de diversas maneiras, contribuíram para que hoje eu estivesse aqui. Obrigada por todas as orações e por acreditarem no meu potencial.

Ao meu professor e orientador, Prof. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira, pela confiança, dedicação e paciência ao longo desse processo. Pelos momentos de conversa e descontração no LABMFN, que tornaram o trabalho mais leve. Terei sua postura, conhecimento e humildade como exemplo para, quem sabe, a minha futura carreira docente. Aos meus coorientadores, Prof. José Antônio Aleixo da Silva e Prof. Robson Borges de Lima, agradeço a oportunidade e pelos ensinamentos.

Às minhas grandes amigas e madrinhas de casamento, Geovana e Marília, pelo carinho, cuidado e por todos os momentos de felicidade que compartilhamos. Ao meu colega de laboratório, grande amigo e padrinho de casamento, Alex, pela ajuda nas coletas de campo, processamento dos dados. Amigo, você me trouxe alegria em muitos momentos no LABMFN. Aos meus demais colegas de laboratório e disciplinas, obrigada pelo companheirismo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro ao longo do meu doutorado, o qual foi fundamental para o meu desenvolvimento acadêmico e profissional, permitindo-me dedicar inteiramente aos estudos e à pesquisa em Ciências Florestais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela oportunidade de realizar o doutorado nesta instituição, que representa um marco em minha trajetória acadêmica, científica e profissional. Aos funcionários do PPGCF, em especial a Juliana, pelo carinho, ajuda, conversas e boas risadas.

À Agrimex S. A., por ceder a área de estudo, e aos mateiros do Travessão do Ouro, por sempre acompanhar o nosso trabalho de campo.

E, por fim, mas não menos importante, agradeço a Maria Beatriz Ferreira, por não ter desistido, mesmo diante de tantos momentos de dificuldade ao longo dos últimos 11 anos. Sou grata pela sua força de vontade, resiliência e determinação para chegar até aqui. Reconheço que o caminho não foi fácil, mas, ainda assim, você perseverou e alcançou mais essa conquista. Parabéns!

Muito obrigada!

“Como os discípulos, experimentaremos que, com Ele a bordo, não haverá naufrágio. Porque esta é a força de Deus: transformar em bem tudo o que nos acontece, mesmo as coisas más.

Ele traz serenidade às nossas tempestades, porque, com Deus, a vida nunca morre”

Papa Francisco

RESUMO

O bioma Caatinga, predominantemente localizado no Nordeste brasileiro, abriga o maior e mais biodiverso núcleo de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) contínuas do mundo. O objetivo desta pesquisa é analisar a dinâmica estrutural, a composição florística e os recursos hídricos em um fragmento de floresta seca, utilizando uma abordagem cienciométrica e espaço-temporal para identificar padrões de variação ao longo do tempo e os fatores que influenciam o crescimento, a mortalidade e o ingresso de espécies. O primeiro capítulo analisa o progresso das pesquisas sobre a dinâmica das florestas tropicais secas, com base em uma análise cienciométrica da literatura disponível entre 2000 e 2023, identificando tendências de pesquisa e áreas com maior produção científica. Os resultados mostraram que a pesquisa sobre FTSS ainda é limitada a poucos países, com destaque para o Brasil, que lidera o número de publicações e redes de colaboração, evidenciando a necessidade de ampliar os estudos para uma compreensão mais profunda da dinâmica desses ecossistemas e das consequências das mudanças climáticas e intervenções humanas. No segundo capítulo, a pesquisa avaliou a dinâmica florística e estrutural ao longo de 15 anos (2008-2023) em duas áreas de Caatinga com históricos de uso distintos: a Área I, desmatada com o uso de correntões em 1987, e a Área II, sem histórico recente de desmatamento. Foram analisados o número de indivíduos e fustes, a listagem florística, os parâmetros fitossociológicos, o índice de diversidade de Shannon-Weaver, o ingresso, a mortalidade e o crescimento em biomassa, considerando os eventos de seca mensurados pelo Índice Padronizado de Precipitação (SPI). Embora não tenham sido observadas mudanças drásticas na composição florística, os resultados mostraram uma redução significativa no número de indivíduos e fustes, especialmente na área com maior densidade absoluta (Área II). Espécies como *Cenostigma bracteosum* e *Jatropha mollissima* se destacaram, refletindo as adaptações específicas das espécies da Caatinga. A mortalidade, o ingresso e o crescimento bruto de indivíduos arbustivo-arbóreos foram intimamente associados aos eventos de seca registrados, demonstrando o impacto direto do déficit hídrico na dinâmica da vegetação. O terceiro capítulo quantificou e avaliou a estrutura da vegetação e os padrões de recursos hídricos em fragmentos de FTSS com diferentes históricos de uso, utilizando índices físico-hidrológicos (NDVI, NDWI, NDWIveg e MNDWI) entre 2013 e 2021. A análise dos padrões foi realizada por meio de regressão linear simples, análise de componentes principais (ACP) e regressão de componentes principais (RPC). A Área II apresentou valores mais elevados de área basal, biomassa e número de árvores, enquanto, na Área I, houve um aumento anual na área basal e na biomassa, mesmo durante os anos de seca. A análise dos índices permitiu a avaliação da disponibilidade hídrica ao longo do tempo, fornecendo informações essenciais para o manejo desses ecossistemas sob condições de seca. No entanto, a capacidade preditiva dos índices para estimar área basal, biomassa e número de árvores foi limitada. Os resultados indicam que, apesar dos efeitos da seca na composição florística, estrutura, fitossociologia e crescimento das florestas, a resiliência de espécies, como *Cenostigma bracteosum*, destaca-se frente aos desafios climáticos, refletindo adaptações específicas ao estresse hídrico. Para garantir a sustentabilidade e resiliência dessas florestas, é essencial adotar estratégias de manejo adaptativo, com foco no monitoramento contínuo e na restauração das áreas degradadas. Além disso, recomenda-se que os órgãos competentes revisem o ciclo de corte aplicado nos planos de manejo florestal do estado de Pernambuco, levando em consideração os efeitos das secas prolongadas sobre esses ecossistemas.

Palavras-chaves: Caatinga, Déficit hídrico, Sensoriamento Remoto, Análise espaço-temporal, Produção, Mortalidade, Ingresso.

ABSTRACT

The Caatinga biome, predominantly located in the Brazilian Northeast, hosts the largest and most biodiverse core of continuous Seasonally Dry Tropical Forests (SDTF) in the world. The aim of this research is to analyze the structural dynamics, floristic composition, and water resources in a dry forest fragment, using a scientometric and spatiotemporal approach to identify patterns of variation over time and the factors that influence the growth, mortality, and recruitment of species. The first chapter analyzes the progress of research on the dynamics of dry tropical forests, based on a scientometric analysis of the available literature between 2000 and 2023, identifying research trends and areas with the highest scientific output. The results showed that research on SDTF is still limited to a few countries, with Brazil standing out as the leader in publications and collaboration networks, highlighting the need to expand studies for a deeper understanding of the dynamics of these ecosystems and the consequences of climate change and human interventions. In the second chapter, the research evaluated the floristic and structural dynamics over a 15-year period (2008-2023) in two Caatinga areas with different land-use histories: Area I, cleared using bulldozers in 1987, and Area II, with no recent deforestation history. The number of individuals and stems, floristic listing, phytosociological parameters, Shannon-Weaver diversity index, recruitment, mortality, and biomass growth were analyzed, considering the drought events measured by the Standardized Precipitation Index (SPI). While no drastic changes in floristic composition were observed, the results showed a significant reduction in the number of individuals and stems, especially in the area with the highest absolute density (Area II). Species such as *Cenostigma bracteosum* and *Jatropha mollissima* stood out, reflecting the specific adaptations of Caatinga species. Mortality, recruitment, and the gross growth of shrub-tree individuals were closely linked to the drought events, demonstrating the direct impact of water deficit on the dynamics of vegetation. The third chapter quantified and evaluated the vegetation structure and water resource patterns in SDTF fragments with different land-use histories, using physical-hydrological indices (NDVI, NDWI, NDWIveg and MNDWI) between 2013 and 2021. The pattern analysis was carried out using simple linear regression, principal component analysis (PCA), and principal component regression (PCR). Area II showed higher values for basal area, biomass, and number of trees, while Area I exhibited an annual increase in basal area and biomass, even during drought years. The analysis of indices allowed the evaluation of water availability over time, providing essential information for managing these ecosystems under dry conditions. However, the predictive capability of the indices to estimate basal area, biomass, and tree numbers was limited. The results indicate that, despite the effects of drought on floristic composition, structure, phytosociology, and growth, the resilience of species such as *Cenostigma bracteosum* stands out in the face of climatic challenges, reflecting specific adaptations to water stress. To ensure the sustainability and resilience of these forests, it is essential to adopt adaptive management strategies, focusing on continuous monitoring and the restoration of degraded areas. Furthermore, it is recommended that the relevant authorities review the cutting cycle applied in the forest management plans of Pernambuco, considering the effects of prolonged droughts on these ecosystems.

Keywords: Caatinga, Water deficit, Remote Sensing, Spatiotemporal analysis, Production, Mortality, Recruitment.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I - ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA SOBRE A DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA, CRESCIMENTO E PRODUÇÃO EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS

Tabela 1 – Principais informações sobre a coleção.....52

Tabela 2 – Artigos mais citados no mundo sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....61

CAPÍTULO II – ANÁLISE TEMPORAL DA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Tabela 1 – Classificação do SPI, segundo McKee *et al.* (1993).79

Tabela 2 – Levantamento das espécies arbustivas-arbóreas com densidade absoluta (DA) igual ou superior a 50 indivíduos por hectare.....83

Tabela 3 – Composição florística da Área I, densidade absoluta (DA) de indivíduos (N° ind.ha⁻¹) e fustes (N° fustes.ha⁻¹), em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.92

Tabela 4 – Composição florística da Área II, densidade absoluta (DA) de indivíduos (N° ind.ha⁻¹) e fustes (N° fustes.ha⁻¹), em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.93

Tabela 5 – Relação fuste/árvore (F/A) para as comunidade e o conjunto de espécies com maior densidade na Área I e II, localizadas em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.96

Tabela 6 – Análise da estrutura horizontal na Área I entre os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, em ordem decrescente com base no VI referente ao ano de 2008.....98

Tabela 7 – Análise da estrutura horizontal na Área II entre os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, em ordem decrescente com base no VI referente ao ano de 2008.....100

Tabela 8 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da biomassa acumulada nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, e acréscimo de biomassa nos intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, na Área I.....108

Tabela 9 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da biomassa acumulada nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, e acréscimo de biomassa nos intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, na Área II.108

Tabela 10 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da mortalidade anual em número de indivíduos, fustes e biomassa entre os intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, nas Áreas I e II.....116

Tabela 11 – Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni para comparação do ingresso anual em número de indivíduos, fustes e biomassa entre os intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, nas Áreas I e II.....	123
Tabela 12 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de ingresso de fustes em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.....	129
Tabela 13 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de ingresso de indivíduos em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.	129
Tabela 14 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de mortalidade de fustes em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.....	134
Tabela 15 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de mortalidade de indivíduos em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.	135
CAPÍTULO III – DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAUSAS E RESPOSTA DA VEGETAÇÃO	
Tabela 1 – Equações alométricas para estimativa do estoque de biomassa seca (kg) para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.	167
Tabela 2 – Adequação do conjunto de dados de acordo com Kaiser-Meyer-Olkin (KMO)..	170
Tabela 3 – Testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e de esfericidade de Bartlett para as componentes principais estabelecidas nas áreas 1 e 2.	187
Tabela 4 – Autovalores, variância e variância acumulada das componentes principais (CPs) para as áreas 1 e 2.	188
Tabela 5 – Matriz de correlação dos componentes principais (CPs) da área 1.	190
Tabela 6 – Regressão por Componentes Principais (RCP) para as variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa da área 1.....	191
Tabela 7 – Análise de variância (ANOVA) dos modelos de regressão de Área Basal, Número de Árvores e Biomassa, seguida pelos preditores e modelos de regressão para a área 1.	192
Tabela 8 – Matriz de correlação dos componentes principais (CPs) da área 2.	193
Tabela 9 – Regressão por Componentes Principais (RCP) para as variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa da área 2.....	194

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO DE LITERATURA

Figura 1– Zonas ecológicas mundiais21

CAPÍTULO I - ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA SOBRE A DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA, CRESCIMENTO E PRODUÇÃO EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS

Figura 1– Esquema utilizado para a pesquisa dos artigos científicos nas bases de dados Scopus.51

Figura 2– Evolução da produção científica e citação média anual sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus por ano.53

Figura 3 – Periódicos mais relevantes com publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.54

Figura 4 – Periódicos com maiores números de citações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.55

Figura 5 – Autores mais relevantes com publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....56

Figura 6 – Autores mais citados em publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....56

Figura 7 – Países do autor correspondente de publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.58

Figura 8 – Afiliações mais relevantes em publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....59

Figura 9 – Produção científica e rede de colaborações entre os países sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....60

Figura 10 – Palavras-chave utilizadas pelos autores em estudos sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.....63

CAPÍTULO II – ANÁLISE TEMPORAL DA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Figura 1 – Localização geográfica e distribuição espacial das unidades amostrais na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.....75

Figura 2 – Características da vegetação nas unidades amostrais, espécies múltiplos fustes (A), cactáceas (B), caule da *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett (C), espécies arbóreas competindo com bromélias (D) e árvores mortas (E) na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.....76

Figura 3 – Validação dos dados observados (INMET) com os estimados (TerraClimate) para chuva mensal (A) e anual (B); e temperatura média compensada do ar mensal (C) e anual (D) entre os anos de 2011 e 2023.....	87
Figura 4 – Médias anuais das chuvas e temperaturas médias (T _{méd}) de 2000 a 2023 para as parcelas experimentais do município de Floresta, PE.	89
Figura 5 – Standardized Precipitation Index (SPI) anual de 2000 a 2023 para as parcelas experimentais do município de Floresta, PE.	90
Figura 6 – Representação do intervalo de confiança da Área basal na área I (A) e área II (B); Densidade Absoluta na área I (C) e área II (D); e Dominância Absoluta na área I (E) e área II (G), registradas para os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, com base na metodologia de Jackknife (95%).	105
Figura 7 – Representação do intervalo de confiança do Índice de Shannon (H') registrados para Área I (A) e Área II (B) no intervalo de tempo estudado, com base na metodologia de Jackknife (95%).	106
Figura 8 – Estimativa da produção de biomassa (kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹) na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.....	110
Figura 9 – Estimativa biomassa acumulada para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	111
Figura 10– Estimativa do acréscimo em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	112
Figura 11 – Estimativa da mortalidade em número de indivíduos, fustes e biomassa na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	117
Figura 12 - Estimativa da mortalidade em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	120
Figura 13 – Estimativa do ingresso em número de indivíduos, fustes e biomassa na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	124
Figura 14 - Estimativa do ingresso em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.	127
Figura 15 – Mapas de krigagem de ingresso de fustes no período 2012-2023 em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.....	131
Figura 16 – Mapas de krigagem de ingresso de indivíduos no período 2012-2023 em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.....	132
Figura 17 – Mapas de krigagem de mortalidade de fustes no período 2012-2023 em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.....	137

Figura 18 – Mapas de krigagem de mortalidade de indivíduos no período 2012-2023 em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.	138
Figura 19 – Estimativa do crescimento em biomassa na Área 1 (A) e Área 2 (B), entre os anos 2011 e 2023.	141
Figura 20 – Estimativa do crescimento em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área 1 (A) e Área 2 (B), entre os anos 2011 e 2023	143
CAPÍTULO III – DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAUSAS E RESPOSTA DA VEGETAÇÃO	
Figura 1 – Localização geográfica e distribuição espacial das unidades amostrais da Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.	164
Figura 2 – Análise de boxplot para área basal – área 1 (A) área 2 (D), biomassa – área 1 (B) área 2 (E) e densidade de árvores por unidade amostral – área 1 (C) área 2 (F) no período de 2013 a 2021.	172
Figura 3 – Distribuição espaço-temporal do NDVI na área de estudo, entre 2013 e 2021.	174
Figura 4 – Distribuição espaço-temporal do NDWIveg na área de estudo, entre 2013 e 2021.	176
Figura 5 – Distribuição espaço-temporal do NDWI na área de estudo, entre 2013 e 2021.	178
Figura 6 – Distribuição espaço-temporal do MNDWI na área de estudo, entre 2013 e 2021.	180
Figura 7 – Análise de tendências de 2013 a 2021 para área basal na Área 1 (A) e Área 2 (B); número de árvores na Área 1 (C) e Área 2 (D); e biomassa na Área 1 (E) e Área 2 (F).....	182
Figura 8 – Análise de tendências de 2013 a 2021 Área MNDWI na Área 1 (A) e Área 2 (B); NDWI na Área 1 (C) e Área 2 (D); NDWIveg na Área 1 (E) e Área 2 (F); e NDVI na Área 1 (G) e Área 2 (H).....	183
Figura 9 – Relação linear e modelos de regressão das variáveis de campo com os valores de NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI para a Área 1 no período de 2013 a 2021.	185
Figura 10 – Relação linear e modelos de regressão das variáveis de campo com os valores de NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI para a Área 2 no período de 2013 a 2021.	186
Figura 11 – Análise de componentes principais (ACP) dos índices físico-hídrico na superfície registrados para Área 1 (A e B) e Área 2 (C e D) no período de 2013 a 2021.....	189

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	18
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
2.1. Florestas Tropicais Sazonalmente Secas	21
2.1.1. Caatinga	22
2.2. Dinâmica de Florestas Naturais	25
2.3. Uso de Índices Físico-Hidrológicos na análise da dinâmica da vegetação	28
2.4. Modelagem Geoestatística aplicada a dinâmica florestal.....	30
2.5. Análise cienciométrica em estudos sobre dinâmica de florestas	32
3. REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO I	46
ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA SOBRE A DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA, CRESCIMENTO E PRODUÇÃO EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS	46
1. INTRODUÇÃO	49
2. MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1. Coleta de dados.....	51
2.2. Ferramenta R bibliometrix.....	52
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
3.1. Produção científica e média de citação anual.....	52
3.2. Fontes/periódicos mais relevantes, mais citados e com maiores fatores de impacto (SJR) 54	
3.3. Autores mais relevantes e mais citados e seus respectivos países.....	55
3.4. Afiliações mais relevantes e redes de contribuição	58
3.5. Produção científica dos países e maior número de citações	59
3.6. Artigos mais citados no mundo	60
3.7. Palavras-chave mais frequentes em estudos que abordam o tema de pesquisa.....	63
3.8. Implicações práticas	64
4. CONCLUSÕES.....	65
5. REFERÊNCIAS	65
CAPÍTULO II.....	70
ANÁLISE TEMPORAL DA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO	70
1. INTRODUÇÃO	73
2. MATERIAL E MÉTODOS	75
2.1. Caracterização da área de estudo.....	75
2.2. Caracterização das áreas experimentais	76
2.3. Coleta de dados.....	77

2.4.	Caracterização pluviométrica e temperatura do ar via TerraClimate	78
2.4.1.	Validação dos dados do TerraClimate	78
2.5.	Análise do Standardized Precipitation Index (SPI)	79
2.6.	Análise da Florística, Fitossociologia e Diversidade	80
2.6.1.	Análise da estrutura horizontal da vegetação	80
2.6.2.	Diversidade Florística	82
2.7.	Análise dos Componentes da Dinâmica Florestal	83
2.7.1.	Estoque de biomassa	83
2.7.2.	Mortalidade e Ingresso	83
2.7.3.	Crescimento bruto	85
2.8.	Análises estatísticas	86
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
3.1.	Validação da precipitação e temperatura do TerraClimate	87
3.2.	Dinâmica das chuvas e temperaturas anuais de 2000 a 2023	88
3.3.	Standardized Precipitation Index (SPI) mensal de 2000 a 2023	90
3.4.	Florística	91
3.5.	Estrutura horizontal da vegetação	97
3.6.	Diversidade	106
3.7.	Estoque de biomassa	107
3.8.	Mortalidade e Ingresso	114
3.8.1.	Modelagem Geoestatística da Mortalidade e do Ingresso	128
3.9.	Crescimento bruto	140
4.	CONCLUSÕES	144
5.	REFERÊNCIAS	145
CAPÍTULO III		158
DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAUSAS E RESPOSTA DA VEGETAÇÃO		158
1.	INTRODUÇÃO	161
2.	MATERIAL E METODOS	163
2.1.	Caracterização da área de estudo	163
2.2.	Amostragem e coleta de dados	164
2.3.	Caracterização da cobertura vegetal via índices de vegetação e água geoprocessados no Google Earth Engine (GEE)	165
2.4.	Análise estatística	167
2.4.1.	Análise da dinâmica da comunidade arbórea	167
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	171
3.1.	Dinâmica da vegetação arbustiva-arbórea	171

3.2.	Análise de índices de vegetação e hídricos	173
3.3.	Análise de tendência de Mann-Kendall dos parâmetros de campo e índices analisados	180
3.4.	Análise de regressão	184
3.5.	Análise de Componentes Principais (ACP).....	187
3.5.1.	Área 1	190
3.5.2.	Área 2.....	193
4.	CONCLUSÕES	194
5.	REFERÊNCIAS	195
	CONCLUSÕES GERAIS	203

1. INTRODUÇÃO GERAL

Ecossistemas de terras secas (áridos e semiáridos) cobrem mais de 40% da superfície terrestre mundial e são marcados por longos períodos de restrição hídrica, o que afeta diretamente a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas, limitando o crescimento das plantas e a produtividade de biomassa (Yang; Scott; Shang, 2013; Gong et al., 2016). A região semiárida do Brasil apresenta condições climatológicas particulares, como baixa precipitação e chuvas irregulares concentradas em alguns meses do ano, altas temperaturas e alta radiação solar incidente, características que levam a déficits hídricos na maior parte do ano (Medeiros et al., 2012; Marques et al., 2020). A Caatinga localizada na região semiárida do Nordeste do Brasil é reconhecida como um tipo de floresta tropical sazonalmente seca (FTSS) (Allen et al., 2017; Queiroz et al., 2019).

As FTSS são ecossistemas de grande importância ecológica, econômica e social, caracterizadas por condições ambientais extremas, como longas estações secas e baixa disponibilidade de água durante boa parte do ano. Essa realidade torna a vegetação composta por um conjunto de espécies xerófitas e endêmicas, composição florística bastante diversificada e adaptada ao estresse hídrico, caracterizada, principalmente, por pequenas árvores e arbustos, que, na estação seca, apresentam o aspecto de uma floresta espinhosa (Carvalho et al. 2018; Campos et al., 2019). As plantas possuem cutículas altamente impermeáveis e caules suculentos, além disso, na época seca, perdem por completo ou parcialmente suas folhas (vegetação caducifolia), para reduzir o consumo e a perda de água por evapotranspiração (Alcoforado Filho et al., 2003).

Aliada às características ambientais desafiadoras, a pressão humana, principalmente por meio do desmatamento para fins agropecuários e uso da madeira como fonte de energia, tem impactado severamente esses ecossistemas (Aguilar-Peralta et al., 2020). A degradação contínua dessas áreas aumenta o passivo ambiental e afeta negativamente os serviços ecossistêmicos que as FTSS oferecem, como a regulação climática, o sequestro de carbono e a manutenção da biodiversidade.

Nesse cenário de degradação e vulnerabilidade ambiental, estudos científicos se mostram essenciais para desenvolver estratégias eficazes de mitigação e restauração, e o uso de ferramentas, como a cienciometria, tem se destacado como uma abordagem importante para analisar a produção científica sobre diversos temas (Rotolo et al., 2013; Kim; Zhu, 2018). A cienciometria permite não apenas quantificar os artigos publicados, mas também identificar tendências de pesquisa, lacunas de conhecimento e metodologias mais eficazes (Chen; Song, 2019; Zhong et al., 2019). Essa ferramenta contribui para a organização e integração do

conhecimento disponível, apoiando a formulação de políticas públicas mais assertivas e estratégias de conservação mais eficientes.

Dentro das temáticas estudadas para criar estratégias com o intuito de frear o passivo da degradação florestal, destacam-se o estudo e a compreensão da dinâmica das FTSS. Para isso, é necessário monitorar a dinâmica da comunidade florestal, bem como uma série de variáveis essenciais que são indispensáveis para definir o manejo adequado a ser aplicado à floresta (Queiroz, 1998), a exemplo do crescimento, da mortalidade e do ingresso de árvores na floresta. Esses fatores oferecem um entendimento aprofundado sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas de florestas secas, além de fornecer informações para o planejamento de intervenções de manejo e conservação.

Dentre os fatores ambientais que influenciam a dinâmica das FTSS, a disponibilidade de água se destaca como um dos mais críticos. Os recursos hídricos desempenham um papel essencial na regeneração, crescimento e sobrevivência das espécies, tornando-se um componente-chave para a resiliência dessas florestas (Comita; Engelbrecht, 2014). Técnicas de sensoriamento remoto e processamento de imagens têm sido amplamente utilizadas para monitorar variáveis hídricas, como a umidade do solo e o estresse hídrico das plantas, fornecendo dados cruciais para o manejo sustentável das florestas secas (Oliveira et al., 2022; Sousa Júnior et al., 2022).

A integração dessas técnicas com a análise espacialização de dados, como mortalidade e o ingresso de árvores, através de mapas de distribuição, permite identificar desequilíbrios ambientais e áreas de maior vulnerabilidade dentro do ecossistema, os quais servem de base para aprimorar e aplicar técnicas de manejo adequadas que promovam a resiliência e a sustentabilidade desses ecossistemas. Nesse sentido, para alcançar uma análise espacial precisa, a geoestatística tem se consolidado como uma importante ferramenta metodológica. Essa técnica permite mapear e modelar a distribuição das variáveis florestais de maneira detalhada (Vauclin et al., 1983; England; Sparks; Robinson, 1989; Deutsch; Journel, 1992), proporcionando uma visualização mais clara das dinâmicas espaciais da floresta.

Diante do exposto, torna-se evidente a necessidade de aprofundar o conhecimento sobre a dinâmica das FTSS, as quais enfrentam pressões ambientais e antrópicas crescentes, como o desmatamento e os longos períodos de estiagem. A compreensão desses processos é crucial para desenvolver estratégias de manejo sustentável, que possam reduzir o passivo ambiental e fortalecer a resiliência desses ecossistemas.

Além disso, a integração de ferramentas, como sensoriamento remoto, análise geoestatística e abordagens cienciométricas, oferece um potencial significativo para aprimorar

a análise da distribuição e dinâmica das FTSS. O uso dessas ferramentas pode revelar áreas de maior vulnerabilidade, identificar desequilíbrios ambientais e apoiar políticas públicas mais direcionadas e eficazes. Assim, ao analisar parâmetros, como composição florística, crescimento, mortalidade e recursos hídricos, esta pesquisa não apenas contribui para o avanço do conhecimento científico sobre florestas secas, mas também oferece subsídios práticos para a conservação e recuperação dessas áreas, especialmente em um cenário de mudanças climáticas e escassez hídrica cada vez mais severo.

Nesse contexto, esta pesquisa tem como objetivo analisar a dinâmica estrutural, a composição florística e os recursos hídricos em um fragmento de floresta seca, por meio de uma abordagem cienciométrica e espaço-temporal, a fim de compreender e identificar padrões de variação ao longo do tempo, bem como os fatores que influenciam o crescimento, a mortalidade e o ingresso de espécies, elencando-se, a seguir, os principais questionamentos que o estudo busca responder:

- I) As pesquisas sobre dinâmica da vegetação em florestas secas têm avançado ao longo dos anos?
- II) A composição florística, estrutura fitossociológica do crescimento e de produção da vegetação lenhosa de duas áreas de caatinga com diferentes históricos de distúrbios tende a se estabilizar com o tempo? Quais os efeitos da seca na dinâmica dessa vegetação?
- III) Como os índices de vegetação e hidrológicos respondem à dinâmica da composição florística, estrutura individual, crescimento e produção da vegetação arbórea em uma floresta seca antropizada no semiárido brasileiro?

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) representam cerca de 42% das florestas tropicais do planeta e estão localizadas principalmente nos Neotrópicos, estando presente na América Latina (noroeste do México e ao norte da Argentina), na África e na região Ásia-Pacífico (Figura 1), geralmente em manchas isoladas ou segmentos de terra (Miles et al., 2006; Siyum, 2020). Logo, a existência de variação na distribuição da cobertura de FTSS é atribuída às diferenças nos métodos empregados para a avaliação e variações na definição de florestas secas em geral, com a sua distribuição representada de acordo com Figura abaixo (Siyum, 2020).

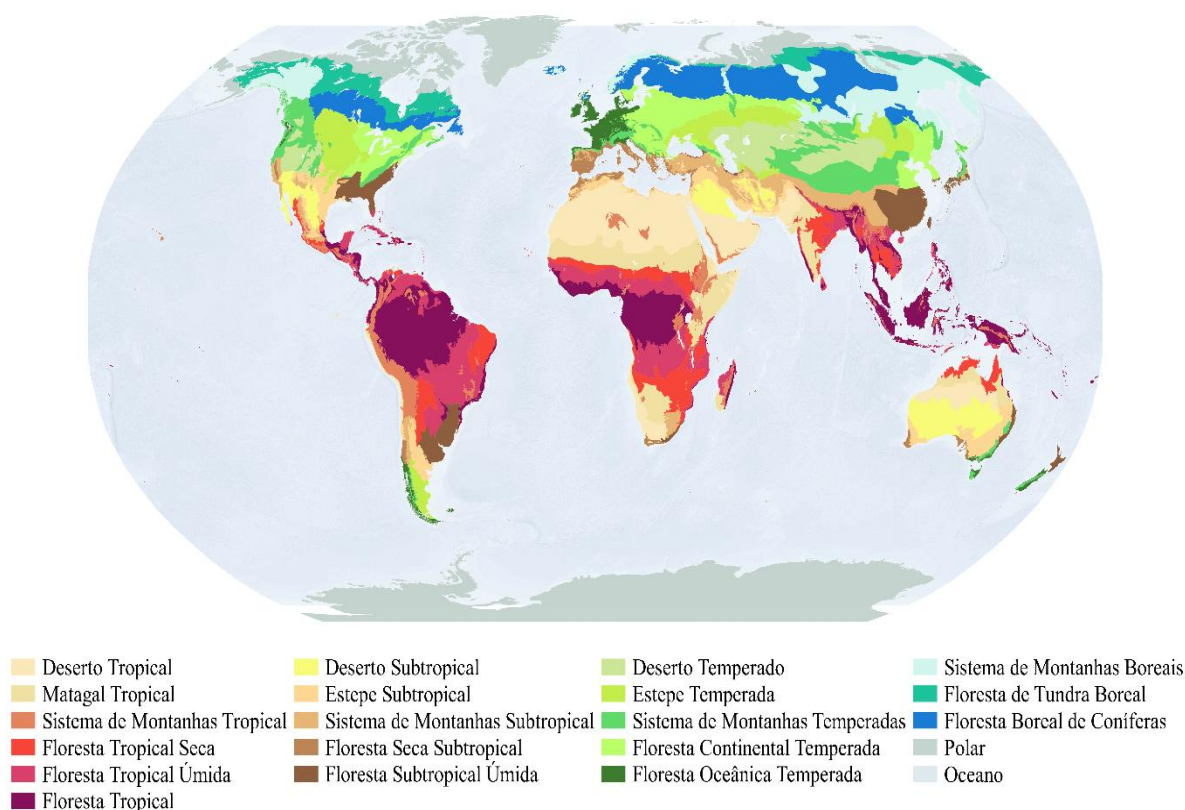


Figura 1– Zonas ecológicas mundiais

Fonte: Adaptado de FAO (2018).

Apesar das variações em sua distribuição, as FTSS desempenham um papel crucial no equilíbrio ecológico global. Estas florestas são essenciais para a mitigação do clima e medidas de adaptação, contribuindo significativamente para o estoque global de carbono (Djoudi et al. 2015; Sunderland et al. 2015). São ainda responsáveis por gerar e desempenhar,

respectivamente, diversos produtos e serviços ecossistêmicos para a população (Lima et al., 2021). As FTSS incluem ecossistemas com espécies caducifólias e semidecíduas, que são características de ambientes com alta variabilidade térmica, precipitação média anual baixa à moderada (500-1000 mm), com estação seca que dura de 5 a 8 meses por ano (FAO, 2000). A fisionomia da vegetação varia ao longo do ano, sendo a deciduidade das folhas uma importante estratégia de enfrentamento da estação seca (Aguilar-Peralta et al., 2020).

No Brasil, as florestas tropicais sazonalmente secas apresentam diversos grupos de formações vegetacionais. Como exemplos, incluem-se o Cerrado, amplamente classificado como savana, a Caatinga e as Florestas Estacionais Deciduais e Semidecíduas, marcadas por uma estação seca bem definida (Eiten, 1972; Andrade-Lima, 1981; Sampaio, 1995; Mariano, 2014; Gonçalves, 2015).

2.1.1. Caatinga

A vegetação da caatinga no semiárido nordestino do Brasil abriga a maior FTSS contínua do planeta (Allen et al., 2017). O termo caatinga, que tem origem tupi-guarani, significa “mata branca”, caracterizando a paisagem na estação seca, quando as plantas perdem suas folhas e a vegetação adquire um tom esbranquiçado. Esta vegetação apresenta características marcantes, como a presença de bromeliáceas [e.g.: caroá (*Neoglaziovia variegata* (Arruda) Mez.) e macambira (*Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult. & Schult.f.)] e de cactáceas [e.g.: mandacaru (*Cereus jamacaru* D.C.) e xique-xique (*Pilosocereus gounellei* (F.A.C.Weber) Byles & Rowley)], estrato herbáceo sazonal e lenhoso composto de arvoretas e arbustos caducifólios, muitas vezes dotados de espinhos ou pelos urticantes (Alves; Araújo; Nascimento, 2009).

A vegetação é coberta por uma diversidade de espécies, com características morfológicas e fisiológicas determinadas pelas condições ambientais (Queiroz et al., 2019). Devido à grande complexidade estrutural e florística da Caatinga, diversas subdivisões foram feitas ao longo dos anos. Em seu levantamento bibliográfico, Sampaio (2010) destaca algumas classificações propostas desde 1921. Entre elas, as divisões utilizadas pelo Projeto RADAM, que segmentam a vegetação em arbórea, arbustiva e parque. Além disso, levantamentos de solo classificaram a vegetação em hiper e hipoxerófila. Também foram realizadas avaliações do estoque de lenha, com categorias como arbórea fechada, arbustiva-arbórea fechada e arbustiva-arbórea aberta. A vegetação também foi dividida, ainda, em oito ecorregiões, levando em consideração aspectos florísticos e ambientais, a exemplo os solos e a precipitação (Velloso; Sampaio; Pareyn, 2002).

Com relação aos solos, a vegetação está inserida em um mosaico complexo de tipos de solo que variam consideravelmente conforme o material de origem. Eles podem ir desde solos rasos e pedregosos, tipicamente associados à paisagem seca, coberta de cactáceas, até solos arenosos e profundos, que formam áreas de caatingas de areia e variam entre solos de baixa à alta fertilidade, conforme a localização e as condições ambientais (Velloso; Sampaio; Pareyn, 2002). Já a precipitação é caracterizada por uma grande complexidade, variando conforme as disposições geográficas e orográficas da região, coberta pela vegetação de caatinga.

Em geral, as chuvas são concentradas em poucos meses durante os anos chuvosos, que alternam irregularmente com anos de seca prolongada. A distribuição pluviométrica é bastante desigual, com médias que variam desde cerca de 300 mm até mais de 1.000 mm (Sampaio, 2010). Além disso, as temperaturas médias anuais são elevadas, com valores situados entre 26°C e 28°C. No entanto, em áreas com altitudes superiores a 250 metros, essas temperaturas tendem a cair, ficando entre 20°C e 22°C (Leal et al., 2005).

Embora o clima da região seja caracterizado por chuvas irregulares e mal distribuídas ao longo do ano, com variações significativas nas médias pluviométricas e altas temperaturas, o ecossistema da caatinga tem se adaptado para sobreviver sob essas condições. As espécies lenhosas da caatinga são capazes de resistir a tais condições climáticas e ambientais, assim como aos longos períodos de estiagem da região, tendo papel fundamental para a manutenção da cobertura vegetal e para a alimentação da fauna nativa e dos animais de criação (Duque, 2004). Essas adaptações, conhecidas como xeromórficas, representam estratégias de sobrevivência que surgiram a partir de longos processos evolutivos, permitindo que as plantas se ajustassem às condições extremas (Crosswhite; Crosswhite, 1984; Dickison, 2000).

A aquisição de características xeromórficas parece ter sido imprescindível para o estabelecimento das plantas na caatinga, onde as condições abióticas têm uma influência significativa no desenvolvimento e reprodução dos indivíduos. Entre essas adaptações, destacam-se a deciduidade, que permite a queda das folhas em períodos de seca para minimizar a perda de água; estruturas fortemente cutinizadas, como folhas com cutículas espessas, as quais reduzem a transpiração; o controle estomático, que regula a abertura dos estômatos para conservar água; além do ajuste osmótico, que mantém a turgidez celular em condições de déficit hídrico. Outras adaptações incluem a presença de órgãos armazenadores de água, como raízes e caules, e raízes longas, que permitem explorar camadas mais profundas do solo, essenciais para a sobrevivência em ambientes áridos (Dickison, 2000; Barbosa, Barbosa; Lima, 2003; Silva et al., 2004; Leal et al., 2005; Lima; Rodal, 2010). Além dessas, destacam-se a eficiente capacidade de rebrota e a presença de árvores e arbustos com múltiplos fustes.

Árvores e outras plantas que crescem em ambientes estressantes podem exibir estratégias adaptativas, como a brotação, que é considerada uma característica funcional para o nicho de persistência (Araújo et al., 2017). Análogo a isso, tem-se os indivíduos arbustivo-arbóreos e arbustos multifustes característicos de florestas tropicais secas, a exemplo da caatinga, onde as condições ambientais, como déficit hídrico e eventos de distúrbios, favorecem o desenvolvimento destes múltiplos caules.

Esse padrão de crescimento pode ser interpretado como uma adaptação às condições severas desses ecossistemas, possibilitando maior resiliência e regeneração após eventos de distúrbio, como fogo, seca prolongada ou cortes seletivos (Lima et al., 2021; Ware et al., 2022). Em florestas secas, como a Caatinga, espécies como *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis e *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc. são reconhecidas por sua alta capacidade de rebrota e formação de fustes múltiplos, o que lhes garante maior sobrevivência em cenários de estresse hídrico (Lima et al., 2021).

Essa estratégia adaptativa permite rápida regeneração e melhor persistência em condições adversas (Araújo et al., 2017). Além disso, indivíduos arbustivo-arbóreos com múltiplos troncos demonstram maior abundância de biomassa e carbono acima do solo, e, ainda, altas taxas de sobrevivência em comparação com indivíduos com um único tronco em florestas secas (Ware et al., 2022). A capacidade de rebrotar após a perda de biomassa é uma característica crucial para lidar com o estresse da seca, permitindo uma recuperação mais rápida do ecossistema, sugerindo que indivíduos com múltiplos fustes podem resistir e se recuperar do aumento do estresse causado pelo evento previsível de seca (Zeppel et al., 2015).

No entanto, assim como outras áreas tropicais, a Caatinga é um ecossistema frágil, devido aos escassos recursos hídricos e à intensa exploração de recursos naturais (Fathizadeh et al., 2018). A variação na disponibilidade de chuva, seja o excesso ou, principalmente, a escassez, atua como um fator de estresse abiótico, afetando o desenvolvimento biológico das plantas na Caatinga.

A capacidade das plantas em lidar com essas mudanças está intimamente ligada às características locais, como a topografia e o tipo de solo (Sampaio, 2003). Solos mais rasos e arenosos, por exemplo, retêm menos água, em comparação com solos mais profundos e argilosos, o que influencia diretamente na sobrevivência das plantas durante os períodos secos. As estações chuvosas e secas também não seguem um padrão fixo, apresentando irregularidades e alternâncias que afetam o equilíbrio da vegetação, resultando em desafios adicionais para as plantas que precisam se adaptar às imprevisibilidades climáticas (Araújo, 2005).

Além disso, entre as regiões semiáridas do mundo, a caatinga se destaca como uma das mais povoadas, com aproximadamente 28 milhões de habitantes, dos quais 62% vivem em áreas urbanas e 38% no espaço rural (INSA, 2022), sendo a economia local fortemente ligada ao uso intensivo da terra e à exploração de seus recursos naturais. Essa pressão econômica, por sua vez, tem levado a diversos impactos ambientais, como o desmatamento e a degradação de habitats naturais (Sampaio, 2010).

Nesse contexto, Aguilar-Peralta et al. (2020) destacam que, nas últimas décadas, atividades antrópicas, como desmatamento, turismo, urbanização e o avanço das fronteiras agrícolas e pecuárias, afetaram negativamente as FTSS, gerando um mosaico de fragmentos com vegetação natural e manchas de terras abandonadas em diferentes estágios de degradação natural e regeneração. Portanto, é comum observar uma alta ocorrência de florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais (Chazdon; Guariguata, 2016), o que ressalta a necessidade de identificar os padrões relacionados à dinâmica da vegetação para subsidiar a escolha de práticas de manejo sustentável.

2.2. Dinâmica de Florestas Naturais

Em florestas naturais, a dinâmica estrutural dos indivíduos arbustivos-arbóreos é moldada por uma variedade de respostas e processos, provocados por mudanças no tempo e no espaço. Fatores como o tamanho dos indivíduos e a abertura de clareiras têm impacto direto no processo de semeadura e sucessão, que influenciam a futura estrutura da floresta (Ghalandarayeshi et al., 2017). Compreender essa dinâmica requer uma série de informações essenciais, como a avaliação do crescimento por meio do aumento em diâmetro, altura, área basal e biomassa em intervalos específicos, além de considerar o ingresso de novos indivíduos e a mortalidade dos indivíduos e fustes (Alder; Synnott, 1992; Vanclay, 1994).

Essas análises são possíveis por meio de inventários florestais contínuos, que fornecem dados longitudinais sobre o comportamento dos indivíduos arbustivos-arbóreos ao longo do tempo. Esses dados são fundamentais para identificar mudanças estruturais e produtivas em florestas, permitindo avaliar o padrão de crescimento em parcelas amostrais permanentes, que são medidas repetidamente (Singer; Andrade, 2000; Figueiredo Filho et al., 2010). Ao instalar parcelas permanentes, torna-se possível monitorar periodicamente as florestas e, assim, obter informações sobre a ecologia, biomassa e estrutura de suas populações vegetais ao longo do tempo (Oliveira et al., 2005).

As parcelas permanentes são fundamentais para estudos de inventário contínuo, pois possibilitam uma observação precisa sobre as mudanças que ocorrem na composição, estrutura,

regeneração e mortalidade (Scolforo; Mello, 2006). Os principais procedimentos adotados em inventários contínuos são a seleção e a medida de parcelas, na primeira ocasião, tornando as parcelas permanentes, sendo remedidas nas ocasiões seguintes. Nesse procedimento, ocorrerão correlações entre as medições nas mais diversas ocasiões, sendo um importante mecanismo para a interpretação do comportamento dos parâmetros envolvidos na dinâmica da floresta (Queiroz, 2021). Conforme argumentado por Phillips (2023), a integração do uso de parcelas permanentes, com o conhecimento especializado, pode contribuir para o enfrentamento de desafios ecológicos globais, como o diagnóstico de mudanças, a previsão de cenários futuros e a implementação de estratégias de mitigação e adaptação.

No entanto, o uso incorreto de parcelas permanentes em estudos florestais apresenta diversos desafios, conforme descrito por Sheil (1995). Um dos principais problemas é a inconsistência metodológica, já que a variação nos pontos de medição ao longo do tempo, especialmente em árvores com grandes raízes ou deformações no tronco, dificulta a padronização dos dados obtidos em diferentes períodos. Além disso, a falta de uniformidade nas unidades de medida e o arredondamento das dimensões comprometem a precisão das avaliações de crescimento dos indivíduos arbustivos-arbóreos. Outro ponto crítico é o deslocamento dos limites das parcelas, que pode resultar na inclusão ou exclusão incorreta de indivíduos, afetando a análise de mortalidade e ingresso.

A manutenção das parcelas ao longo do tempo é outro desafio significativo, já que requer altos custos financeiros e o comprometimento a longo prazo de especialistas e técnicos, algo que muitos pesquisadores consideram uma desvantagem (Sanquetta et al., 2008). A coleta de dados também é influenciada pelos diferentes intervalos entre as medições; intervalos mais curtos, geralmente, resultam em taxas de crescimento mais modestas, mas com maior probabilidade de erros de medição (Sheil, 1995). Para minimizar esses problemas, o autor sugere o registro detalhado de todos os métodos usados, com critérios claros para inclusão ou exclusão de troncos, além de uma série de outras recomendações, a fim de reduzir erros e tendências durante a coleta e análise dos dados.

Todavia, quando realizada corretamente, a coleta de dados nessas parcelas fornece uma base quantitativa e qualitativa robusta para entender como as florestas se transformam ao longo do tempo. Essas informações são essenciais para auxiliar na criação de modelos ecológicos, silviculturais e fenológicos, que contribuem para o manejo sustentável e a conservação de áreas protegidas (Oliveira, 2005). Para isso, é necessário monitorar a dinâmica da comunidade florestal, bem como uma série de variáveis essenciais, que são indispensáveis para definir o

manejo adequado a ser aplicado à floresta (Queiroz, 1998), a exemplo do crescimento, da mortalidade e do ingresso de árvores na floresta.

O termo "crescimento" refere-se ao aumento das dimensões físicas, tanto na forma quanto no tamanho, de um ou mais indivíduos em um povoamento florestal ao longo de um determinado período. Esse aumento pode ocorrer em várias características, como diâmetro, altura, volume, biomassa e área basal. Além disso, o crescimento é influenciado por diversos fatores, como clima, solo, espécie, composição florística e idade (Campos; Leite, 2013). Esses fatores desempenham papéis importantes ao determinar o ritmo e o padrão de crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos em um ambiente florestal.

A idade e o tamanho dos indivíduos são as principais variáveis relacionadas a este crescimento, e podem ser influenciadas pelo conjunto das mudanças morfológicas e/ou fisiológicas dos indivíduos durante o desenvolvimento de cada espécie com as condições ambientais limitantes (Rozas, 2015). Entende-se, portanto, que, em um povoamento, o crescimento resulta da atividade dos indivíduos vivos, porém, sua somatória não representa o crescimento da floresta como um todo, pelo fato de existirem árvores que morrem, são cortadas ou recrutadas no período de crescimento (Sanquetta; Côte; Eisfeld, 2003).

Na avaliação do crescimento florestal ao longo de um determinado período, é necessário considerar alguns componentes fundamentais. O corte refere-se à quantidade de árvores removidas para finalidades específicas. Os remanescentes são os indivíduos que sobreviveram durante o intervalo de tempo estudado. Já o ingresso está relacionado ao número de árvores que atingiram o limite mínimo de diâmetro ao longo do período avaliado. Por fim, a mortalidade diz respeito à quantidade de árvores que morreram no período analisado. Esses fatores resultam de processos como o estabelecimento, crescimento e mortalidade dos indivíduos arbustivo-arbóreos, sendo essenciais para entender a dinâmica e a saúde da floresta (Vanclay, 1994; Lexerod; Eid, 2005).

A mortalidade de árvores é reconhecida como um dos principais impulsionadores da dinâmica e do funcionamento dos ecossistemas florestais em todo o mundo, sendo influenciada por diversos fatores de estresse bióticos (e.g., vento, fogo, pragas, insetos) e abióticos (e.g., mortalidade induzida pela seca) (Hurst et al., 2012; Keča et al., 2016; Hartmann et al., 2018), sendo cada vez mais importante a sua compreensão, visto o cenário atual das mudanças climáticas em curso, principalmente pela sua influência direta na composição florística, estrutura da comunidade e taxas de ciclagem de nutrientes ou acúmulo de biomassa (Bin et al., 2012), e, ainda, na dinâmica ou sucessão da floresta, e para a coexistência de espécies de árvores (Kunstler et al., 2009).

A mortalidade em florestas naturais pode ser um processo aleatório e dinâmico, influenciado por diversos fatores. Em florestas não perturbadas, esse fenômeno pode ser causado por eventos como ventos fortes, queda de galhos, perda da copa, quebra de troncos e até mesmo a queda de outras árvores (Sanquetta, 1996). Nesse sentido, avaliar a taxa de mortalidade pode ser desafiador, principalmente em pequenas áreas, uma vez que ela varia conforme diferentes fatores, como o tipo de clima, espécie e condições do sítio. Essas variações tornam o parâmetro complexo de ser medido e comparado entre diferentes regiões e ecossistemas (Gomide, 1997).

Os estudos sobre a dinâmica populacional em florestas também devem considerar o ingresso de árvores, esse representa um processo ecológico de suma importância para a dinâmica dos ecossistemas, pois representa a regeneração natural e a sobrevivência dos indivíduos juvenis no ambiente (Canham; Murphy, 2017). Os dados de ingresso são essenciais para estimar tendências populacionais e determinar onde novos indivíduos ingressos por meio da regeneração não estão compensando aqueles perdidos por meio da mortalidade (Shriver et al., 2022). Considerando que a sustentabilidade de uma população florestal está diretamente ligada ao processo de substituição de indivíduos, que ocorre tanto pela renovação natural das populações quanto pela regeneração após distúrbios (Alvarez-Buylla; Garcia-Barrios, 1991), as áreas onde a mortalidade excede o ingresso são consideradas vulneráveis ao declínio populacional e eventuais mudanças.

Estudos realizados em florestas tropicais secas têm demonstrado que fatores climáticos, como a precipitação, temperatura e eventos extremos de seca, influenciam diretamente as taxas de crescimento, ingresso e mortalidade (Senf et al., 2021; Bauman et al., 2022). Essas florestas estão localizadas em regiões sujeitas a déficits hídricos severos, e a capacidade de regeneração natural dos indivíduos arbustivo-arbóreos é essencial para a sustentabilidade das populações. Nesse sentido, entender a interação entre mortalidade e ingresso é vital para o planejamento da produção florestal e conservação em florestas tropicais secas (Vatrás et al., 2012; Viana; Jardim, 2013).

2.3. Uso de Índices Físico-Hidrológicos na análise da dinâmica da vegetação

As florestas desempenham um papel essencial para a população global, oferecendo uma vasta gama de serviços ecossistêmicos (Naime et al., 2020; Steur et al., 2020; Bieng et al., 2021). Além dos benefícios diretos que proporcionam à humanidade, as florestas têm uma função crucial na estabilização dos sistemas terrestres, protegendo a biodiversidade global e regulando o clima por meio de processos como o sequestro de carbono (Artaxo et al., 2022;

Jardim et al., 2022). Contudo, nas últimas décadas, esses ecossistemas e os serviços que fornecem têm sido significativamente impactados, tanto por mudanças climáticas quanto por pressões antropogênicas.

As alterações no uso da terra são um dos principais fatores que impulsionam a degradação florestal. A identificação e monitoramento dessas mudanças são fundamentais para aprimorar a gestão dos recursos naturais e mitigar os impactos ambientais (Carvalho et al., 2023). O conhecimento da dinâmica da vegetação é crucial para o desenvolvimento de políticas públicas eficientes, que visem a mitigação da degradação do solo e a conservação ambiental (Silva et al., 2022).

Nesse contexto, a compreensão dos principais fatores que afetam o uso e a cobertura da terra permite a implementação de práticas sustentáveis de gestão e conservação dos recursos naturais (Silva et al., 2022; Scheibel et al., 2024; Silva et al., 2024b). A identificação desses fatores é essencial para a preservação da vegetação e para uma tomada de decisões antecipada, visando ações de mitigação.

O bioma Caatinga sofreu uma redução de 10,10% de sua vegetação nativa entre 1985 e 2021, enquanto as áreas de vegetação secundária foram reduzidas em 17,50%, impactos esses diretamente associados à exploração descontrolada dos recursos naturais para a expansão agropecuária e produção de madeira e carvão vegetal, conforme dados do mapeamento de uso e cobertura da terra (MapBiomas Brasil, 2022).

Diante desses desafios, o monitoramento das condições físico-hídricas e o uso de ferramentas de sensoriamento remoto têm se mostrado como ferramentas essenciais no desenvolvimento de estratégias a fim de mitigar os impactos sobre os ecossistemas semiáridos. Técnicas de sensoriamento remoto e imagens de satélite, utilizando índices físico-hídricos, como o NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), são cruciais para estudo e observação das mudanças na cobertura vegetal e nos recursos hídricos (Zoran; Zoran; Dida, 2016; Spadoni et al., 2020; Zhou et al., 2020; Prăvălie et al., 2022; Ferreira et al., 2024).

Essas tecnologias permitem uma gestão mais eficaz dos recursos naturais e do uso da terra, particularmente em regiões semiáridas, como a Caatinga, que enfrenta os efeitos exacerbados das mudanças climáticas, com secas mais frequentes e intensas (Oliveira et al., 2022; Sousa Júnior et al., 2022). Para mitigar esses impactos, é necessário tomar medidas imediatas, como a gestão integrada de bacias hidrográficas e a promoção de práticas agrícolas adaptadas ao clima (Silva et al., 2021b; Silva et al., 2022; Carvalho et al., 2023; Ferreira et al., 2024).

Um dos índices físico-hídricos de vegetação derivados de satélite amplamente utilizado é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que mede o verde da cobertura vegetal usando espectro de refletância em comprimentos de onda vermelho e infravermelho próximo (Spadoni et al., 2020; Prăvălie et al., 2022; Refati et al., 2023). Dados de séries temporais de NDVI têm sido usados em várias aplicações de ecossistemas, como estimativa de biomassa acima do solo (Castanho et al., 2020; Luz et al., 2021; Jesus et al., 2023) e monitoramento de anomalias de vegetação relacionadas às mudanças climáticas (Silva et al., 2022; Scheibel et al., 2024; Silva et al., 2024b).

Além disso, o uso de índices hídricos, como o NDWI (Índice de Água de Diferença Normalizada), tem sido uma ferramenta eficaz na quantificação dos corpos hídricos em regiões como o Nordeste brasileiro. Estudos, como o de Scheibel et al. (2024), que mapearam e quantificaram as variações espaço-temporais dos corpos d'água na região Nordeste do Brasil e avaliaram os impactos das atividades humanas usando dados de satélite MODIS, aplicando o NDWI, obtiveram resultados satisfatórios. Os autores concluíram que, através do uso de índices hídricos, o estado de Alagoas tem vivenciado mudanças significativas em seus corpos d'água nas últimas duas décadas (2003–2022), impulsionadas pelas mudanças climáticas e atividades antrópicas.

A precipitação é considerada um importante preditor da dinâmica da vegetação em regiões áridas e semiáridas, onde NDVI, NDWI e precipitação, geralmente, apresentam uma correlação positiva (Sousa et al., 2023). Portanto, é pertinente considerar a heterogeneidade espacial e os efeitos de escala variável no estudo das ligações entre os índices hídricos, variáveis climáticas e a resposta da vegetação.

2.4. Modelagem Geoestatística aplicada à dinâmica florestal

A vegetação desempenha um papel importante nos ciclos de nutrientes e no fluxo de energia dentro do sistema solo-água-atmosfera, todavia, está propensa a desastres naturais, mudanças meteorológicas e más gestão e práticas de manejo da terra (Melo et al., 2022; Silva et al., 2022). A resposta da vegetação a essas mudanças exhibe heterogeneidade geográfica com base na diversidade da flora local, topografia e clima (Bennett; Silva; Boisvert, 2024). Portanto, é importante reconhecer os fatores responsáveis pela mudança regional da vegetação para a otimização dos serviços ecossistêmicos e sustentabilidade ambiental (Ferreira et al., 2023; Ferreira et al., 2024).

No entanto, a falta de conhecimento no manejo e a ausência de compreensão da dinâmica florestal direcionam as comunidades a tomar critérios subjetivos voltados às políticas

de conservação, portanto, ferramentas inovadoras são necessárias para investigar a dinâmica espacial da sucessão florestal (Basit et al., 2024). A difusão de ferramentas inovadoras, como a utilização de técnicas de modelagem geoestatística, possibilita o uso de práticas de restauração de áreas degradadas, e, a partir de seus resultados, a conservação da biodiversidade florestal nativa (Ferreira et al., 2024). Essa necessidade leva ao desafio de identificar e mensurar padrões espaciais florestais, e avaliar a dinâmica da vegetação e os fatores intrínsecos e extrínsecos envolvidos.

Por esse motivo, a análise geoestatística se destaca como um conjunto de técnicas estatísticas para modelagem e mapeamento espacial. Por meio da Teoria das Variáveis Regionalizadas (Matheron, 1971), considerada por muitos estudiosos como a base teórica da análise e modelagem geoestatística, na qual é usada uma função numérica espacial para medir um fenômeno espacial. Embora a geoestatística seja comumente aplicada às Ciências da Terra, ela apresenta potencial para modelar o comportamento espacial de variáveis florestais (Pelissari et al., 2017; Su et al., 2020; Basit et al., 2024).

Essa análise não descreve apenas quantitativamente a heterogeneidade espacial ou correlação espacial, mas também estabelece um modelo de predição espacial para interpolar e estimar dados espaciais (Vauclin et al., 1983; England; Sparks; Robinson, 1989; Deutsch; Journel, 1992; Cambardella et al., 1994; Silva et al., 2024a). A visualização espacial é dada através da interpolação espacial conhecida por krigagem, que faz uma interpolação espacial local. Esse método de interpolação fornece a melhor predição linear não enviesada dos valores de variáveis regionalizadas em uma área limitada, fundamentada na teoria de variogramas e análise estrutural (Oliver; Webster, 2015). Com base no estabelecimento dos variogramas, a krigagem precisa assumir a estabilidade espacial na análise de variação espacial dentro de uma distância limitada.

A eficiência e aplicabilidade de uma análise geoestatística estão no estabelecimento e compreensão do domínio de interesse. Existem algoritmos aplicados ao ajuste de uma função a um conjunto de dados para modelagem, entretanto, é vital entender o que cada função representa, julgar se o resultado foi devidamente adequado e validado, e, por fim, construir um modelo adequado à espacialização, considerando um contexto no qual as saídas serão usadas. A modelagem deve ocorrer em todos os campos, todavia, o domínio de interpretação matemática e da krigagem estabelecida requer o domínio dos conceitos geoestatísticos. A análise da dinâmica espacial da vegetação não é exceção: a modelagem depende de muitos fatores/variáveis, que variam espacialmente em grandes áreas, são escassamente medidos, contêm erros de medição e são incertos. Assim, as variáveis, processos e consequências

subjacentes da incerteza devem ser bem compreendidos antes da modelagem. Para isso, deve-se considerar os critérios de validação dos modelos de semivariogramas, como o Grau de Dependência Espacial (GDE), estabelecido por Cambardella et al. (1994), ou a validação cruzada por Jack-Knifing, proposta por Vauclin et al. (1983).

Há estudos que fizeram uso de ferramentas geoestatísticas, como o de Sales et al. (2007), que a utilizaram para gerar um mapa de biomassa sobre toda a região de Rondônia-Brasil; Yadav e Nandy (2015) realizaram o mapeamento de biomassa lenhosa acima do solo na Índia, utilizando inventário florestal, sensoriamento remoto e técnicas geoestatísticas; Pelissari et al. (2017) utilizaram a análise para mapear e correlacionar os padrões espaciais e a dinâmica da área basal para grupos de espécies arbóreas sucessionais em um remanescente de Floresta Tropical Mista no Sul do Brasil; além de Quinta-Nova et al. (2019), que utilizaram a análise geoestatística e análise espacial multicritério para mapear a adequação biogeofísica de espécies florestais na região central de Portugal.

Em suma, a geoestatística existe como uma coleção de vários métodos estatísticos, ferramentas e modelos que permitem realizar modelagem, previsão e análise de dados espaciais (Basit et al., 2024; Silva et al., 2024a). Interpolação, modelagem de tendências, simulação, análise de incerteza e análise de sensibilidade são frequentemente consideradas problemas abertos à análise geoestatística (Silva et al., 2021a; Sousa et al., 2023). A dinâmica da vegetação segue uma parte importante do ciclo de vida de um ecossistema florestal, o qual é impactado quando interage com as pessoas e o ambiente construído. Recentemente, esses eventos são acentuados pelas tendências das mudanças climáticas, à medida que as condições climáticas se tornam cada vez mais favoráveis a impactos na dinâmica da vegetação. Por essas razões, é de crescente importância gerar modelos espaciais que possam ser usados para ajudar a entender os diferentes processos associados à dinâmica da vegetação.

2.5. Análise cienciométrica em estudos sobre dinâmica de florestas

A dinâmica da vegetação é um processo moldado por fatores bióticos e abióticos, ela tem se tornado um objeto de estudo amplo ao longo do tempo (Silva et al., 2022). Entretanto, nas últimas décadas, a disseminação de pesquisas voltadas a essa linha de estudo tem sido exponencial, e com diferentes objetivos, desde a avaliação de impactos ambientais às consequências das mudanças climáticas na vegetação. Para aprofundar o conhecimento sobre esse tema e direcionar futuras pesquisas, a análise cienciométrica emerge como uma ferramenta poderosa.

O termo “cienciometria” (originalmente "naukometriya") foi introduzido na comunidade científica em 1969 (Nalimov; Mulchenko, 1971) e rapidamente aceito. Sua popularidade cresceu significativamente com o lançamento da revista *Scientometrics* em 1978 (Hood; Wilson, 2001, Yang; Yuan, 2017). Embora frequentemente associada a termos como informetria, bibliometria, análise bibliométrica e mapeamento científico, essas áreas são formalmente reconhecidas como disciplinas distintas (Yang; Yuan, 2017). A cienciometria, que inicialmente surgiu no campo da ciência da informação e biblioteconomia, evoluiu ao longo do tempo e passou a ser amplamente aplicada em diversas disciplinas. Sua principal função é analisar o crescimento, a estrutura, as inter-relações e a produtividade das pesquisas científicas, além de mapear tendências históricas, identificar pontos emergentes de pesquisa e explorar o desenvolvimento de diferentes áreas do conhecimento (Rotolo et al., 2013; Kim; Zhu, 2018).

Essa análise é diferente das revisões manuais tradicionais e é mais autêntica, pois os dados são coletados diretamente de um banco/base de dados, sendo os principais a Scopus e a Web of Science (WOS). Pesquisadores de diversas regiões do globo podem se beneficiar da representação gráfica baseada na avaliação cienciométrica (Wu et al., 2021). A análise cienciométrica emprega métodos quantitativos para analisar a produção científica, permitindo mapear a evolução das pesquisas sobre a dinâmica da vegetação ao longo do tempo, por exemplo (Xie et al., 2020; Afuye et al., 2021; Lobo-Moreira et al., 2023). Ao identificar os principais autores, instituições e países envolvidos, bem como os temas mais recorrentes, é possível traçar um panorama geral do campo de estudo e identificar lacunas de conhecimento.

Uma das principais vantagens da análise cienciométrica é a capacidade de identificar tendências. Ao analisar as palavras-chave mais frequentes nos artigos científicos, por exemplo, é possível perceber o crescente interesse em temas como mudanças climáticas, fragmentação de habitats e restauração ecológica (Xie et al., 2020; Lu et al., 2022; Wang et al., 2022; Jiang et al., 2023). Essa informação é crucial para direcionar os esforços de pesquisa para áreas de maior relevância e impacto.

Além disso, essa análise permite avaliar o impacto das pesquisas publicadas. Entende-se que a disseminação do conhecimento é fundamental para impulsionar a ciência, motivo pelo qual os pesquisadores têm a necessidade de publicar suas pesquisas, a fim de tornar seus resultados acessíveis à comunidade científica (Bornmann et al., 2021). Assim, é possível inferir de maneira plausível que o número de publicações desempenha um papel significativo e está diretamente associado à contribuição do conhecimento em um determinado campo.

A aplicação da análise cienciométrica tem apresentados resultados significados, como os observados por Afuye et al. (2021), que avaliaram estudos voltados à Resposta da Vegetação

às Mudanças Climáticas (RVMC) no período de 1992 a 2019, assim como Farooqi et al. (2024), que, com a mesma ferramenta, analisaram a literatura sobre avanços recentes na pesquisa hidrológica florestal, entre o período de 2000-2022. Além de pesquisadores como Pautasso (2016), que realizou estudos sobre saúde florestal e doenças em árvores, Huang et al (2020), os quais avaliaram a produção científica sobre sequestro de carbono florestal e Moraes et al. (2023), que estudaram sobre o uso de VANTs na agricultura, pecuária e silvicultura.

Nesse contexto, percebe-se a importância da análise cienciométrica para a compreensão da complexidade da dinâmica da vegetação e no direcionamento de futuras pesquisas. Ao mapear a produção científica, identificar tendências, avaliar o impacto das pesquisas e identificar lacunas de conhecimento, a análise cienciométrica contribui para o avanço do conhecimento sobre esse tema crucial para a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade do planeta.

3. REFERÊNCIAS

- AFUYE, G. A.; KALUMBA, A. M.; BUSAYO, E. T.; ORIMOLOYE, I. R. A bibliometric review of vegetation response to climate change. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 13, n. 13, e7265, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11676-024-01771-1>.
- AGUILAR-PERALTA, J. S. et al. Contrasting patterns of morphology, fluctuating asymmetry and leaf herbivory in three plant species of different successional stages of a tropical dry forest. **Trees**, v. 34, p. 1075-1086, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01982-z>.
- ALCOFORADO FILHO, F. G.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Floristic and phytosociology of a remnant of arbutus deciduous vegetation in Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 287–303, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000200011>.
- ALDER, Denis; SYNNOTT, T. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford Forestry Institute, University of Oxford, 1992, 141 p. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.
- ALLEN, K. et al. Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes?. **Environmental Research Letters**, v. 12, e023001, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 8, n. 6, p. 711–728, 2014. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; GARCIA-BARRIOS, R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the neotropics. **The American Naturalist**, v. 137, n. 2, p. 133-154, 1991. <https://doi.org/10.1086/285150>.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M.A.; NASCIMENTO, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v.22, n.3, p.126-135, 2009. <https://doi.org/10.14393/RCG92715740>.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-163, 1981.

ARAÚJO, E. L. Estresse abióticos e bióticos como forças modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. In: NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, E. L.; WILLADINO L. G.; CAVALCANTI, U. M. T. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE, 2005. p. 50-64.

ARAÚJO, F. C. et al. Adaptive strategy of tree communities on an environmental harshness hinterland inselberg in Minas Gerais, Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 65, n. 5, p. 463-470, 2017. <https://doi.org/10.1071/BT16252>.

ARTAXO, P.; HANSSON, H. C.; MACHADO, L. A. T.; RIZZO, L. V. Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. **PLOS Climate**, v. 1, n. 8, e0000054, 2022. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>.

BARBOSA, D. C. DE A.; BARBOSA, M. C. DE A.; LIMA, C. M. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. In: **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 657–694.

BASIT, I., et al. Assessment of vegetation dynamics under changed climate situation using geostatistical modeling. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 155, n. 4, p. 3371-3386, 2024. <https://doi.org/10.1007/s00704-024-04840-x>.

BAUMAN, D. et al. Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. **Nature**, v. 608, n. 7923, p. 528-533, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>.

BENNETT, L.; SILVA, C.; BOISVERT, J. Spatial Modeling of Forest Attributes. **IntechOpen**, 2024. Disponível em: <https://www.intechopen.com/online-first/89566>. Acesso em: 30 out. 2024.

BIENG, M. A. N., et al. Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 493, n. 1, e119265, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119265>.

BIN, Y.; LIN, G.; LI, B.; WU, L.; SHEN, Y.; YE, W. Seedling recruitment patterns in a 20 ha subtropical forest plot: hints for niche-based processes and negative density dependence. **European Journal of Forest Research**, v. 131, p. 453–461, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0519-z>.

BORNMAN, L.; HAUNSCHILD, R.; MUTZ, R. Growth rates of modern science: a latent piecewise growth curve approach to model publication numbers from established and new literature databases. **Humanities and Social Sciences Communications**, v. 8, n. 1, p. 1-15, 2021. <https://doi.org/10.1057/s41599-021-00903-w>.

CAMBARDELLA, C. A., et al. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil science society of America journal**, v. 58, n. 5, p. 1501-1511, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração Florestal: perguntas e respostas**. 4. ed. Viçosa: Editora UFV, 2013. 605 p.

CAMPOS, S. et al. Closure and partitioning of the energy balance in a preserved area of a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 271, n.15, p. 398–412, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.03.018>.

CANHAM, C. D.; MURPHY, L. The demography of tree species response to climate: sapling and canopy tree survival. **Ecosphere**, v. 8, n. 2, e01701, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1701>.

CARVALHO, A. A., et al. Spatio-Temporal Dynamics and Physico-Hydrological Trends in Rainfall, Runoff and Land Use in Paraíba Watershed. **Geographies**, v. 3, n. 4, p. 714-727, 2023. <https://doi.org/10.3390/geographies3040038>.

CASTANHO, A., et al. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest-Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 01, e20190282, 2020. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>.

CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.

CHEN, C.; SONG, M. Visualizing a field of research: A methodology of systematic scientometric reviews. **PloS one**, v. 14, n. 10, e0223994, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223994>.

COMITA, L. S.; ENGELBRECHT, B. M. J. Drought as a driver of tropical tree species regeneration dynamics and distribution patterns. **Forests and Global Change**, p. 261-308, 2014. Disponível em: https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/22655/stri_Drought_as_a_driver_of_tropical_tree_species_regeneration_dynamics_and_distribution_patterns.pdf?isAllowed=y&sequence=1. Acesso em: 30 out. 2024.

CROSSWHITE, F. S.; CROSSWHITE, C. D. A classification of life forms of the Sonoran Desert, with emphasis on the seed plants and their survival strategies. **Desert Plants**, v. 5, p. 131- 161,186-190, 1984. Disponível em: <https://repository.arizona.edu/handle/10150/552239>. Acesso em: 30 out. 2024.

DEUTSCH, C. V.; JOURNEL, A. G. Geostatistical software library and user's guide. **New York**, v. 119, n. 147, p. 578, 1992. Disponível em: <http://claytonvdeutsch.com/wp-content/uploads/2019/03/GSLIB-Book-Second-Edition.pdf>. Acesso em: 20 out. 2024.

DICKISON, W. C. **Integrative Plant Anatomy**. 1. ed. [s.l.] Academic Press, 2000.

DJOUDI, H.; VERGLES, E.; BLACKIE, R. R.; KOAME, C. K.; GAUTIER, D. Dry forests, livelihoods and poverty alleviation: understanding current trends. **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 54-69, 2015. <https://doi.org/10.1505/146554815815834868>.

DUQUE, J.G. **O Nordeste e as lavouras xerófilas**. 4. ed. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2004. 330p.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, n. 38, p. 201-341, 1972. <https://doi.org/10.1007/BF02859158>.

ENGLAND, E. J.; SPARKS, A.; ROBINSON, M. D. Geo—EAS (geostatistical environmental assessment software). **Environmental Software**, v. 4, n. 2, p. 70-75, 1989. [https://doi.org/10.1016/0266-9838\(89\)90033-6](https://doi.org/10.1016/0266-9838(89)90033-6).

FAO. World Ecozones [Internet]. 2018. Disponível em: <http://foris.fao.org/static/data/fra2010/ecozones2010.jpg>. Acesso em: 25 Abri 2023.

FAROOQI, T. J. A. et al. Advancing forest hydrological research: exploring global research trends and future directions through scientometric analysis. **Journal of Forestry Research**, v. 35, n. 1, p. 128, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11676-024-01771-1>.

FATHIZADEH, O.; HOSSEINI, S. M.; KEIM, R. F.; BOLOORANI, A. D. A seasonal evaluation of the reformulated Gash interception model for semi-arid deciduous oak forest stands. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 601-613, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.058>.

FERREIRA, M. B., et al. Distribution of thornless Mimosa tenuiflora, Piptadenia stipulacea and Cnidoscolus quercifolius in a seasonally dry tropical forest remnant. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 32, n. 3, p. 189-206, 2023. <https://doi.org/10.1080/14728028.2023.2207131>.

FERREIRA, M. B., et al. Spatial-Temporal Dynamics of Water Resources in Seasonally Dry Tropical Forest: Causes and Vegetation Response. **AgriEngineering**, v. 6, n. 3, p. 2526-2552, 2024. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6030148>.

FIGUEIREDO-FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 4, n. 4, p. 763-776, 2010. <https://doi.org/10.5380/rf.v40i4.20328>.

INSA. Instituto Nacional do Semiárido. **O Semiárido Brasileiro**. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/insa/pt-br/semiarido-brasileiro#:~:text=O%20Semi%C3%A1rido%20Brasileiro%20se%20estende,semi%C3%A1ridos%20mais%20povoados%20do%20mundo>. Acesso em: 27 mai. 2024.

GHALANDARAYESHI, S.; NORD-LARSEN, T.; JOHANNSEN, V. K.; LARSEN, J. B. Spatial patterns of tree species in Suserup Skov – a semi natural forest in Denmark. **Forest Ecology and Management**, v. 406, n. 15, p. 391-401, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.020>.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundárias no estado do Amapá**. 1997. 179f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná. Disponível em:

https://www.google.com/search?q=Estrutura+e+din%C3%A2mica+de+crescimento+de+florestas+tropicais+prim%C3%A1rias+e+secund%C3%A1rias+no+estado+do+Amap%C3%A1&oeq=Estrutura+e+din%C3%A2mica+de+crescimento+de+florestas+tropicais+prim%C3%A1rias+e+secund%C3%A1rias+no+estado+do+Amap%C3%A1&gs_lcrp=EgZjaHJvbWUyBggAEEUYOdIBBzIyN2owajSoAgCwAgE&sourceid=chrome&ie=UTF-8. Acesso em: 21 nov. 2024.

GONÇALVES, T. S. A floresta estacional decidual no Brasil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedogeomorfológicos na vegetação. **Monografias Ambientais**, v.14, n. 1, p. 144-153. 2015. <https://doi.org/10.5902/2236130815213>.

GONG, J.; ZHA, T.; WANG, B.; KELLOMMÄKI, S.; PELTOLA, H. Modeling the effects of plant-interspace heterogeneity on water-energy balances in a semi-arid ecosystem.

Agricultural and Forest Meteorology, v. 221, n. 1, p. 189–206, 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.01.144>.

HARTMANN, H. et al. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. **New Phytologist**, v. 218, n. 1, p. 15-28, 2018.

<https://doi.org/10.1111/nph.15048>.

HOOD, W. W.; WILSON, C. S. The literature of bibliometrics, scientometrics, and informetrics. **Scientometrics**, v. 52, p. 291, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1017919924342>.

HUANG, L.; ZHOU, M.; LV, J.; CHEN, K. Tendências na pesquisa global em sequestro de carbono florestal: Uma análise bibliométrica. **Journal of Cleaner Production**, v. 252, e119908, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119908>.

HURST, J. M.; STRWART, G. H.; PERRY, G. L. W.; WISER, S. K.; NORTON, D. A. Determinants of tree mortality in mixed old-growth Nothofagus forest. **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 189-199, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.029>.

JARDIM, A. M. R. F.; MORAIS, J. E. F.; SOUZA, L. S. B.; SILVA, T. G. F. Understanding interactive processes: a review of CO₂ flux, evapotranspiration, and energy partitioning under stressful conditions in dry forest and agricultural environments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 10, p. 677, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10339-7>.

JESUS, J. B.; KUPLICH, T. M.; BARRETO, Í. D. C.; HILLEBRAND, F. L.; ROSA, C. N. Estimation of aboveground biomass of arboreal species in the semi-arid region of Brazil using SAR (synthetic aperture radar) images. **Journal of Arid Land**, v. 15, n. 6, p. 695-709, 2023. <https://doi.org/10.1007/s40333-023-0017-4>.

JIANG, X. et al. The development and future frontiers of global ecological restoration projects in the twenty-first century: a systematic review based on scientometrics.

Environmental Science and Pollution Research, v. 30, n. 12, p. 32230-32245, 2023.

<https://doi.org/10.1007/s11356-023-25615-3>.

KEČA, N.; KOUFAKIS, I.; DIETERSHAGEN, J.; NOWAKOWSKA, J. A.; OSZAKO, T. European oak decline phenomenon in relation to climatic changes. **Folia Forestalia Polonica**, v. 58, n. 3, p. 170-177, 2016. <https://doi.org/10.1515/ffp-2016-0019>.

KIM, M. C.; ZHU, Y. **Scientometrics of Scientometrics: Mapping Historical Footprint and Emerging Technologies in Scientometrics**. In: JIBU, M.; OSABE, Y. (Eds.). London: IntechOpen, 2018.

KUNSTLER, G.; COOMES, D. A.; CANHAM, C. D. Size-dependence of growth and mortality influence the shade tolerance of trees in a lowland temperate rain forest. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 685–695, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01482.x>.

LEAL, I. N.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER-JÚNIOR, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 139-146, 2005. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/160/o/19_Leal_et_al.pdf. Acesso em: 26 out. 2024.

LEXERØ, D.; EID, T. Recruitment Models for Norway Spruce, Scots Pine, Birch and Other Broad leaves in Young Growth Forests in Norway. **Silva Fennica**, v. 39, n. 3, p. 391 - 406, 2005. <https://doi.org/10.14214/sf.376>.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1363–1373, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.009>.

LIMA, T. L. et al. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, n. 1, p. 119700, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>.

LOBO-MOREIRA, A. B.; SILVA, A. G.; CARVALHO, R. A.; CARAMORI, S. S. Four decades of natural resources research in Brazil: A scientometric analysis. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)**, v. 58, n. 3, p. 427-436, 2023. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781694>.

LU, Z.; LI, W.; WANG, Y.; ZHOU, S. Bibliometric analysis of global research on ecological networks in nature conservation from 1990 to 2020. **Sustainability**, v. 14, n. 9, p. 4925, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14094925>.

LUZ, L. R.; GIONGO, V.; SANTOS, A. M. D.; LOPES, R. J. D. C.; JÚNIOR, C. D. L. Biomass and vegetation index by remote sensing in different caatinga forest areas. **Ciência Rural**, v. 52, n. 2, p. e20201104, 2021. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20201104>.

MARIANO, R. F. **Sucessão de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) no Brasil**. 2014. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Lavras. Lavras. 2014. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/4599>. Acesso em: 26 set. 2024.

MARQUES, T. V. et al. Environmental and biophysical controls of evapotranspiration from seasonally dry tropical forests (Caatinga) in the Brazilian semiarid. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 287, n. 15, p. 1–15, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107957>.

MAPBIOMAS BRASIL. **Destaques do mapeamento anual da cobertura e uso da terra no brasil de 1985 a 2021 – Caatinga**. 2022. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/10/MapBiombras_Caatinga_2022_10.10.pdf. Acesso em: 07 ago. 2024.

MATHERON, G. The theory of regionalised variables and its applications. **Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique**, v. 5, p. 212, 1971. Disponível em: https://cg.enscm.fr/bibliotheque/public/MATHERON_Ouvrage_00167.pdf. Acesso em: 24 set. 2024.

MEDEIROS, S. et al. **Synopsis of the demographic census for the Brazilian semi-arid region**. Campina Grande: National Semi-Arid Institute, 2012.

MELLO, A. A. **Estudo silvicultural e da viabilidade econômica do manejo da vegetação do cerrado**. 1999. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/11771>. Acessado em: 26 set. 2024.

MELO, M. V. N., et al. Spatiotemporal characterization of land cover and degradation in the agreste region of Pernambuco, Brazil, using cloud geoprocessing on Google Earth Engine. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 26, e100756, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.10075>.

MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491–505, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>.

MORAES, H. M. F.; FURTADO, M. R.; VITÓRIA, E. L. D.; MARTINS, R. N. A bibliometric and scientometric analysis on the use of UAVs in agriculture, livestock and forestry. **Ciência Rural**, v. 53, n. 8, e20220130, 2023. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20220130>.

NAIME, J.; MORA, F.; SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, M.; ARREOLA, F.; BALVANERA, P. Economic valuation of ecosystem services from secondary tropical forests: Trade-offs and implications for policy making. **Forest Ecology and Management**, v. 473, n. 1, p. 118294, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118294>.

NALIMOV, V.; MULCHENKO, Z. **Measurement of Science. Study of the Development of Science as an Information Process**. Fairborn: Foreign Technology Division, Air Force Systems Command, US Air Force, 1971. 192 p. Disponível em: <https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults/titleDetail/AD735634.xhtml>. Acesso em: 24 ago. 2024.

OLIVEIRA, M. L. et al. Remote sensing-based assessment of land degradation and drought impacts over terrestrial ecosystems in Northeastern Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 835, n. 20, e155490, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155490>.

OLIVEIRA, Y. M. M. et al. **Sistema nacional de parcelas permanentes: Proposta de modelo metodológico**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. Disponível em:

<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/37841/1/doc106.pdf>. Acesso em: 13 out. 2023.

OLIVER, M. A.; WEBSTER, R. **Basic steps in geostatistics: the variogram and kriging**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2015.

PAUTASSO, M. Scientometrics of forest health and tree diseases: an overview. **Forests**, v. 7, n. 1, p. 17, 2016. <https://doi.org/10.3390/f7010017>.

PELISSARI, A. L.; FIGUEIREDO FILHO, A.; NETTO, S. P.; EBLING, A. A.; ROVEDA, M.; SANQUETTA, C. R. Geostatistical modeling applied to spatiotemporal dynamics of successional tree species groups in a natural Mixed Tropical Forest. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 1-7, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.044>.

PHILLIPS, O. L. Sensing forests directly: The power of permanent plots. **Plants**, v. 12, n. 21, p. 3710, 2023. <https://doi.org/10.3390/plants12213710>.

PRĂVĂLIE, R., et al. NDVI-based ecological dynamics of forest vegetation and its relationship to climate change in Romania during 1987–2018. **Ecological Indicators**, v. 136, e108629, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108629>.

QUEIROZ, M. G. et al. Seasonal patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 279, e107712, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107712>.

QUEIROZ, W. T. **Análise Multivariada em inventário Florestal Contínuo**. 1.ed. Belo Horizonte: Minas Gerais: Editora Poisson, 2021.

QUEIROZ, W. T. **Técnicas de amostragem em inventário florestal nos trópicos**. Belém: FCAP, Serviço de Documentação e Informação, 1998.

QUINTA-NOVA, L.; ROQUE, N.; NAVALHO, I.; ALEGRIA, C.; ALBUQUERQUE, T. Using geostatistics and multicriteria spatial analysis to map forest species biogeophysical suitability: A study case for the Centro region of Portugal. In: **International Conference on Information and Communication Technologies in Agriculture, Food & Environment**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 64-83. https://doi.org/10.1007/978-3-030-12998-9_5.

REFATI, D. C., et al. Influence of drought and anthropogenic pressures on land use and land cover change in the brazilian semiarid region. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 126, p. 104362, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104362>.

ROTOLO, D.; RAFOLS, I.; HOPKINS, M.; LEYDESDORFF, L. Scientometric mapping as a strategic intelligence tool for the governance of emerging technologies. **SSRN Electronic Journal**, 2013.

ROZAS, V. Individual-based approach as a useful tool to disentangle the relative importance of tree age, size and inter-tree competition in dendroclimatic studies. **iForest**, v. 8, n. 2, p. 187-194, 2015. <https://doi.org/10.3832/ifer1249-007>.

SALES, M. H.; SOUZA JÚNIOR, C. M.; KYRIAKIDIS, P. C.; ROBERTS, D. A.; VIDAL, E. Improving spatial distribution estimation of forest biomass with geostatistics: A case study for Rondônia, Brazil. **ecological modelling**, v. 205, n. 1-2, p. 221-230, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.02.033>.

SAMPAIO, E. S. B. Caracterização do bioma Caatinga. In: **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. GARIGLIO, et al (Org.) 2ed., Brasília: Serviço florestal brasileiro, 2010. 368p.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V. C. (Org.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 129-142.

SAMPAIO, E. V. S. Características e potencialidades. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Orgs.) **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 29-42.

SAMPAIO, E.V. Overview of the Brazilian caatinga. **Seas. Dry Trop. For.**, n.1, p.35–63, 1995. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.003>.

SANQUETTA, C. R.; CÔRTE, A. P. D; EISFELD, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/436>. Acesso em: 22 jun. 2024.

SANQUETTA, C. R. et al. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 65-78, 1996. <https://doi.org/10.5902/19805098326>.

SANQUETTA, C. R. **Manual para instalação e medição de parcelas permanentes nos biomas Mata Atlântica e Pampa/Redemap**. Curitiba: Funpar, 2008, 43p.

SCHEIBEL, C. H., et al. Characterization of Water Bodies through Hydro-Physical Indices and Anthropogenic Effects in the Eastern Northeast of Brazil. **Climate**, v. 12, n. 9, p. 150, 2024. <https://doi.org/10.3390/cli12090150>.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário Florestal**. Lavras: UFLA/Faepe, 2006. 561p.

SENF, C.; SEBALD, J.; SEIDL, R. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. **One Earth**, v. 4, n. 5, p. 749-755, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008>.

SHEIL, D. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 77, n. 1-3, p. 11-34, 1995. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03583-V](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03583-V).

SHRIVER, R. K.; YACKULIC, C.B.; BELL, D. M.; BRADFORD, J. B. Dry forest decline is driven by both declining recruitment and increasing mortality in response to warm, dry

conditions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, n. 11, p. 2259-2269, 2022. <https://doi.org/10.1111/geb.13582>.

SILVA, E. C. et al. Aspectos ecofisiológicos de dez espécies em uma área de caatinga no município de Cabaceiras, Paraíba, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 59, n. 2, p. 201-206, 2004. Disponível em: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/218>. Acesso em: 21 jun. 2024.

SILVA, J. L. P., et al. Semi-Arid to Arid Scenario Shift: Is the Cabrobó Desertification Nucleus Becoming Arid?. **Remote Sensing**, v. 16, n. 15, p. 2834, 2024b. <https://doi.org/10.3390/rs16152834>.

SILVA, M. V., et al. Geostatistical modeling of the rainfall patterns and monthly multiscale characterization of drought in the South Coast of the Northeast Brazilian via Standardized Precipitation Index. **Atmospheric Research**, p. 107668, 2024a. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2024.107668>.

SILVA, M. V., et al. Remote sensing techniques via Google Earth Engine for land degradation assessment in the Brazilian semiarid region, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 120, p. 104061, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104061>.

SILVA, M. V., et al. Spatial modeling of rainfall patterns and groundwater on the coast of northeastern Brazil. **Urban Climate**, v. 38, p. 100911, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100911>.

SILVA, M. V., et al. Spatio-temporal monitoring of soil and plant indicators under forage cactus cultivation by geoprocessing in Brazilian semi-arid region. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 107, p. 103155, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103155>.

SINGER, J. M.; ANDRADE, D. F. Analysis of longitudinal data. In: **Handbook of Statistics**, v. 18: Bio-Environmental and Public Health Statistics, eds. P.K. Sen and C.R. Rao. Amsterdam: North Holland, 115-160, 2000.

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. 25, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>.

SOUSA JÚNIOR, V. P.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M.; SOUSA DE ASSIS, R. J. Land-Use and Land-Cover Dynamics in the Brazilian Caatinga Dry Tropical Forest. **Conservation**, v. 2, n. 4, p. 739-752, 2022. <https://doi.org/10.3390/conservation2040048>.

SOUSA, L. B., et al. Spatiotemporal analysis of rainfall and droughts in a semiarid basin of Brazil: land use and land cover dynamics. **Remote Sensing**, v. 15, n. 10, p. 2550, 2023. <https://doi.org/10.3390/rs15102550>.

SPADONI, G. L.; CAVALLI, A.; CONGEDO, L.; MUNAFÒ, M. Analysis of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) multi-temporal series for the production of forest cartography. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 20, p. 100419, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100419>.

STEUR, G.; VERBURG, R. W.; WASSEN, M. J.; VERWEIJ, P. A. Shedding light on relationships between plant diversity and tropical forest ecosystem services across spatial scales and plot sizes. **Ecosystem Services**, v. 43, p. 101107, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101107>.

SU, H.; SHEN, W.; WANG, J.; ALI, A.; LI, M. Machine learning and geostatistical approaches for estimating aboveground biomass in Chinese subtropical forests. **Forest Ecosystems**, v. 7, n. 64, p. 1-20, 2020. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00276-7>.

SUNDERLAND, T. et al. Global dry forests: a prologue. **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 1-9, 2015. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>.

VANCLAY, J. K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forest**. Wallingford: CAB INTERNATIONAL, 1994, 312 p. Disponível em: <https://www.periodicos.capes.gov.br/index.php/acervo/buscaador.html?task=detalhes&id=W1551469744>. Acesso em: 26 out. 2024.

VATRAZ, S. et al. Efeitos de tratamentos silviculturais sobre o crescimento de *Laetia procera* (Poepp.) Eichler em Paragominas, PA, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 93, p. 095-102, 2012. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr93/cap10.pdf>. Acesso em: 21 jun. 2024.

VAUCLIN, M.; VIEIRA, S. R.; VACHAUD, G.; NIELSEN, D. R. The use of cokriging with limited field soil observations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, n. 2, p. 175-184, 1983. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700020001x>.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma caatinga**. Associação Plantas do Nordeste; The Nature Conservancy do Brasil, Recife, 2002.

VIANA, A. C. N.; JARDIM, F. C. S. Natural regeneration dynamics of *Couratari guianensis* in a tropical forest selectively logged in Moju, state of Para, Brazil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 2, p. 112-119, 2013. <https://doi.org/10.4322/rca.2013.018>.

WANG, L.; LV, T.; ZHANG, X.; HU, H.; CAI, X. Global research trends and gaps in ecological compensation studies from 1990 to 2020: A scientometric review. **Journal for Nature Conservation**, v. 65, p. 126097, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126097>.

WARE, I. M. et al. Multi-stemmed habit in trees contributes climate resilience in tropical dry forest. **Sustainability**, v. 14, n. 11, p. 6779, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14116779>.

WU, D.; LI, Y.; KONG, H.; MENG, T.; SUN, Z.; GAO, H. Scientometric analysis-based review for drought modelling, indices, types, and forecasting especially in Asia. **Water**, v. 13, n. 18, p. 2593, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13182593>.

XIE, H.; ZHANG, Y.; CHOI, Y.; LI, F. A scientometrics review on land ecosystem service research. **Sustainability**, v. 12, n. 7, p. 2959, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12072959>.

XIE, H.; ZHANG, Y.; ZENG, X.; HE, Y. Sustainable land use and management research: A scientometric review. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 2381-2411, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01002-y>.

YADAV, B. K. V.; NANDY, S. Mapping aboveground woody biomass using forest inventory, remote sensing and geostatistical techniques. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 1-12, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4551-1>.

YANG, Y.; SCOTT, R.; SHANG, S. Modeling evapotranspiration and its partitioning over semi-arid shrub ecosystem from satellite imagery: A multiple validation. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 7, e073495, 2013. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.7.073495>.

YANG, S.; YUAN, Q. Are Scientometrics, Informetrics, and Bibliometrics Different? In: **Proceedings of the 16th International Conference on Scientometrics & Informetrics**, Wuhan, China, 16–20 out. 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/318940072_Are_Scientometrics_Informetrics_and_Bibliometrics_different. Acesso em: 24 ago. 2024.

ZEPPEL, M. J. B. et al. Drought and resprouting plants. **New Phytologist**, v. 206, n. 2, p. 583-589, 2015. <https://doi.org/10.1111/nph.13205>.

ZHONG, B.; WU, H.; LI, H.; SEPASGOZAR, S.; LUO, H.; HE, L. A scientometric analysis and critical review of construction related ontology research. **Automation in Construction**, v. 101, p. 17-31, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.12.013>.

ZHOU, Z., et al. Analysis and prediction of vegetation dynamic changes in China: Past, present and future. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106642, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106642>.

ZORAN, M. A.; ZORAN, L. F. V.; DIDA, A. I. Forest vegetation dynamics and its response to climate changes. In: Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology, 18., 2016, Edinburg. **Proceedings...** Edinburg: SPIE Digital Library, 2016. p. 99981V1-99981V11. <https://doi.org/10.1117/12.2241374>.

CAPÍTULO I

ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA SOBRE A DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA, CRESCIMENTO E PRODUÇÃO EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS

RESUMO

As florestas tropicais sazonalmente secas possuem uma importância econômica, social e ecológica, sendo essenciais para a biodiversidade, recursos locais e serviços ecossistêmicos. Além disso, elas desempenham um papel crucial na mitigação climática, contribuindo para o estoque global de carbono. No entanto, revisões quantitativas sobre a dinâmica de sua composição, estrutura, crescimento e produção ainda são escassas, evidenciando a necessidade de mais estudos para entender melhor esses processos. Nesse contexto, foi realizada uma revisão cienciométrica, com o objetivo de analisar o progresso das pesquisas relacionadas à dinâmica de florestas tropicais secas. Para isso, foram pesquisados artigos disponíveis na base Scopus, de 2000 a 2023. Foram determinados quatro grupos de busca para título, resumo e palavras-chave, a fim de identificar estudos relacionados à dinâmica de florestas tropicais. Um total de 323 artigos foi recuperado, após a exclusão de réplicas. Nos dados recuperados, foi utilizado o pacote bibliometrix do *software* R para examinar o *corpus* da literatura. Apenas 22% dos países do mundo apresentaram algum registro científico sobre dinâmica de florestas secas. O Brasil foi o país com maior número de artigos publicados, número de citações e redes de colaboração. Além disso, o termo Brasil foi o mais utilizado nas pesquisas, além de biomassa, floresta seca, silvicultura e biodiversidade. Em resumo, a análise realizada revelou a importância de compreender a dinâmica das florestas tropicais secas, ressaltando-se a necessidade de se ampliar a pesquisa nessa área para abordar todos os aspectos relacionados às consequências das mudanças e exploração desses ecossistemas nos diferentes setores da sociedade e do meio ambiente.

Palavras-chaves: Floresta caducifólia seca; Mata seca; Caatinga; Cerrado; Chaco; Floresta seca de África; Análise espaço-temporal; Inventário contínuo; Mortalidade; Recrutamento; Diâmetro; Altura; Crescimento; Biomassa.

ABSTRACT

Seasonally dry tropical forests have economic, social, and ecological importance, being essential for biodiversity, local resources, and ecosystem services. Additionally, they play a crucial role in climate mitigation, contributing to the global carbon stock. However, quantitative reviews on the dynamics of their composition, structure, growth, and production are still scarce, highlighting the need for more studies to better understand these processes. In this context, a scientometric review was carried out with the aim of analyzing the progress of research related to the dynamics of dry tropical forests. For this purpose, articles available in the Scopus database from 2000 to 2023 were searched. Four search groups for titles, abstracts, and keywords were established to identify studies related to the dynamics of tropical dry forests. A total of 323 articles were retrieved after excluding duplicates. The bibliometrix package in R software was used to examine the literature corpus. Only 22% of the world's countries had scientific records on dry forest dynamics. Brazil was the country with the highest number of published articles, citations, and collaboration networks. Furthermore, the term Brazil was the most frequently used in research, along with biomass, dry forest, silviculture, and biodiversity. In summary, the analysis revealed the importance of understanding the dynamics of dry tropical forests, emphasizing the need to expand research in this area to address all aspects related to the consequences of changes and the exploitation of these ecosystems in various sectors of society and the environment.

Keywords: Deciduous dry forest; Dry forest; Caatinga; Cerrado; Chaco; African dry forest; Spatio-temporal analysis; Continuous inventory; Mortality; Recruitment; Diameter; Height; Ingrowth; Biomass.

1. INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) são compostas por ecossistemas frágeis devido aos escassos recursos hídricos e a intensa exploração de recursos naturais (Hoffmann et al., 2009; Fathizadeh et al., 2018). Nas últimas décadas, atividades antrópicas, como desmatamento, turismo, urbanização e o avanço das fronteiras agrícolas e pecuárias, afetaram negativamente as FTSS, gerando um mosaico de fragmentos, com vegetação natural e manchas de terras abandonadas em diferentes estágios de degradação natural e regeneração (Aguilar-Peralta et al., 2020; Morais et al., 2021).

Sabe-se que uma grande proporção do desmatamento dessas florestas é resultado da elevada densidade populacional, que estão relacionadas ao clima, geografia e um grande percentual de fontes neotropicais de água doce (Portillo-Quintero et al., 2015), o que contribui significativamente para a formação de uma paisagem predominantemente fragmentada (Fajardo et al., 2005; Portillo-Quintero; Sánchez-Azofeifa, 2010). Nesse sentido, a exploração não sustentável da vegetação das FTSS está associada a um passivo ambiental, o que ressalta a importância do desenvolvimento de pesquisas para compreender a dinâmica da floresta, a partir do monitoramento espacial e temporal da vegetação.

Diante disso, nos últimos anos, diversos estudos sobre a dinâmica da composição, estrutura, crescimento e produção vêm sendo desenvolvidos em florestas tropicais secas em todo o mundo (Kalacska et al., 2007; Hoffmann et al., 2009; Lebrija-Trejos et al., 2010; Prado-Júnior et al., 2016; Rito et al., 2016; Rao et al., 2019; Lima et al., 2021; Costa Junior et al., 2022; Ruggiero et al., 2022; Ferreira et al., 2023). No entanto, de acordo com DryFlor et al. (2016) e Calvo-Rodriguez et al. (2017), até 2005, apenas 14% dos artigos científicos sobre florestas tropicais focavam nas FTSS, com forte ênfase na Costa Rica, México e Brasil. Desde 2005, a pesquisa em FTSS tem aumentado, mas, em 2018, ainda compreendia apenas menos de 25% da pesquisa anual em florestas tropicais (Stan; Sanchez-Azofeifa, 2019).

Além disso, existem poucas revisões sobre a pesquisa da dinâmica das florestas tropicais secas no mundo, e estas se resumem na combinação qualitativa da literatura, e não abrangem um conteúdo concreto e diversificado sobre o tema. Portanto, é particularmente importante usar métodos bibliométricos para analisar quantitativamente as características da literatura no campo da dinâmica florestal, e avaliar objetivamente o *status* da pesquisa e o histórico de desenvolvimento do assunto, como o proposto por Huang et al. (2020) para o abandono de terras agrícolas.

Esse processo de avaliação da ciência não é recente no meio acadêmico, destacando-se a cienciometria, dentre as abordagens de pesquisa quantitativas (Netto et al., 2015). De acordo

com Martinez et al. (2019), a “Scientometrics” é definida como o estudo quantitativo da ciência, comunicação e política científica, o que inclui medir o impacto da pesquisa, investigar o impacto de instituições e periódicos, em um determinado campo de pesquisa, e, ainda, fornecer outras informações sobre citações científicas. A análise cienciométrica é multidimensional, ela requer a análise combinada de diferentes indicadores (Vinkler, 2006) e pode ser desenvolvida com os seguintes objetivos (Vanti, 2002): identificar as tendências e o crescimento do conhecimento em uma área; determinar o desempenho dos sistemas de recuperação da informação; avaliar os aspectos estatísticos da linguagem, das palavras e das frases; e medir o crescimento de determinadas áreas e o surgimento de novos temas.

Além disso, as citações de publicações podem representar conexões entre um autor individual e um assunto, tópico, metodologia e os coautores (Adams et al., 2016). De acordo com Zhao e Strotmann (2015), pode-se usar a análise de citações para (i) mapear áreas de estudo para investigar suas estruturas intelectuais, (ii) avaliar implicações acadêmicas e avaliar fontes de informação, (iii) rastrear a difusão de ideias e fluxos de conhecimento, (iv) auxiliar na recuperação de informações, organização e representação, e (v) investigar os usuários e a utilização da literatura acadêmica.

Nesse contexto, foi realizada uma revisão cienciométrica, com o objetivo de analisar o progresso das pesquisas relacionadas à dinâmica de florestas tropicais secas. Para isso, foram pesquisados artigos disponíveis na Scopus, de 2000 a 2023, sobre o tema.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Esta revisão utilizou ferramentas de análise cienciométrica para examinar estudos relacionados à dinâmica de composição florística, estrutura, crescimento e produção em florestas tropicais secas no mundo.

A metodologia adotada para a seleção dos dados foi baseada no fluxo de trabalho, recomendado por Zupic e Čater (2015), para a condução de estudos de mapeamento científico, compreendendo as seguintes etapas:

1. **Design do estudo:** definição das questões de pesquisa relevantes para o estudo;
2. **Compilação dos dados:** escolha das bases de dados bibliográficas a serem consultadas, bem como a obtenção dos dados dessas fontes;
3. **Análise dos dados:** utilização de ferramentas estatísticas ou bibliométricas para realizar a limpeza e o tratamento dos elementos coletados;
4. **Visualização:** definição dos métodos mais adequados para a representação visual dos resultados obtidos;

5. **Interpretação:** descrição e interpretação das descobertas, com o objetivo de oferecer uma compreensão aprofundada dos dados coletados.

2.1. Coleta de dados

Como o banco de dados de resumos e citações da Elsevier, ou seja, a base Scopus, possui as investigações revisadas por pares mais abrangentes associadas ao tópico do estudo, ele foi selecionado para o presente estudo (Anglada-Tort; Sanfilippo, 2019, Luo et al., 2018). A construção da estratégia de busca foi realizada de forma integrada, porém estruturada em etapas temáticas para garantir maior abrangência e precisão nos resultados. Assim, após sucessivos testes preliminares e refinamentos nos descritores, foram definidos quatro grupos de termos (Figura 1), que foram combinados e aplicados simultaneamente na base. A organização dos grupos seguiu a seguinte lógica: **Grupo 1** – delimitou a busca para estudos desenvolvidos em florestas secas; **Grupo 2** – definiu a busca para estudos sobre dinâmica florestal; **Grupo 3** – demarcou os parâmetros comumente avaliados em estudos sobre dinâmica florestal; e, **Grupo 4** – formado por metodologias e métricas avaliadas dentro dos parâmetros da dinâmica florestal.

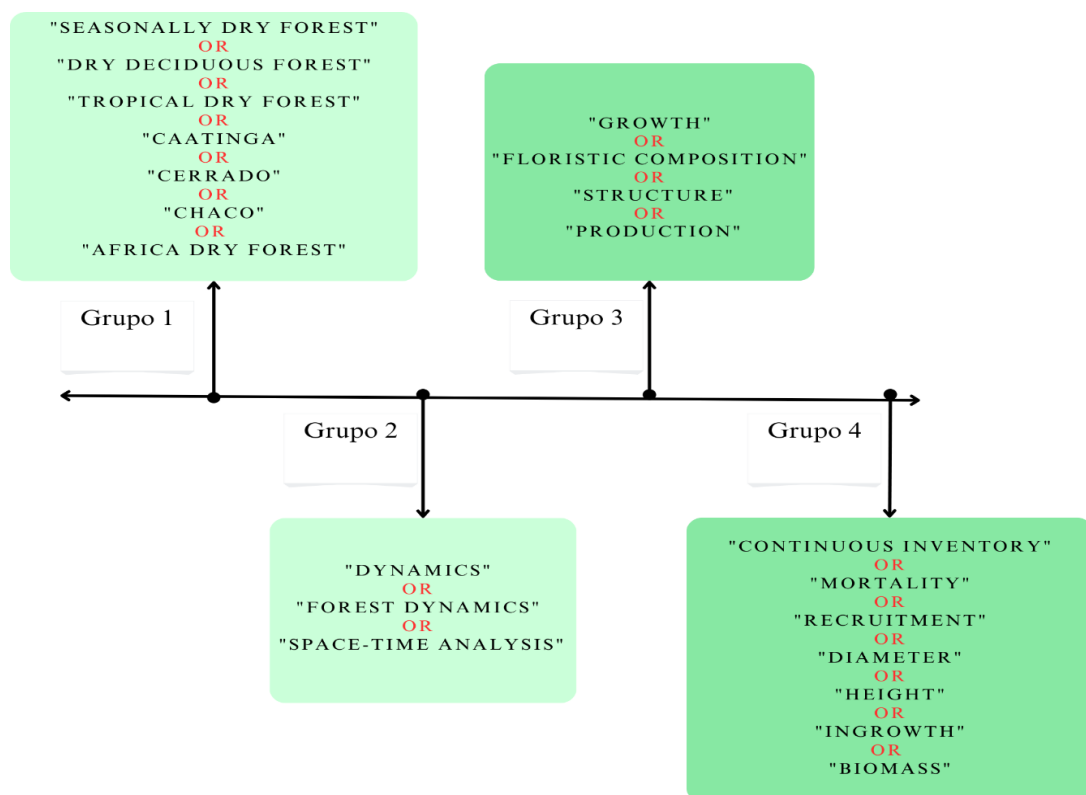


Figura 1– Esquema utilizado para a pesquisa dos artigos científicos na base de dado Scopus.

No presente estudo, foi avaliado o período de 2000–2023, pois, durante a busca, poucos estudos anteriores ao ano de 2000 foram encontrados no banco de dados. Os dados foram

recuperados em 29 de setembro de 2024. Inicialmente, realizou-se uma triagem das publicações, incluindo, principalmente, 11 aspectos (tipo de publicação, palavras-chave, correspondência, título, resumo, contagem de citações, ano, mês/dia, volume, número e objeto digital), no entanto, com o intuito de analisar os documentos mais influentes em periódicos reconhecidos, a busca foi limitada a artigos, totalizando 323, recuperados após a exclusão de réplicas (Tabela 1).

Tabela 1 – Principais informações sobre a coleção.

Descrição	Resultado
Período	2000-2023
Fontes (Revistas, Livros etc.)	159
Publicações	323
Palavras-chave	1937
Taxa de Crescimento Anual %	11,61
Média de citações	26,24
Autores	1328
Autores de documentos de autoria única	8
Coautores por Publicações	4,8
Coautoria internacional %	41,09

2.2. Ferramenta R bibliometrix

Com o resultado do banco de dados Scopus, o pacote bibliometrix do *software* R foi aplicado para examinar o *corpus* da literatura, a partir do Bibioshiny em *dashboard*. O Bibliometrix é uma ferramenta de código aberto para a realização de análises abrangentes de mapeamento científico. Essa ferramenta é implementada em R, portanto, o pacote é flexível e facilita a integração com outros pacotes estatísticos ou gráficos (Aria; Cuccurullo, 2017; Agbo et al., 2021).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Produção científica e média de citação anual

Na Figura 2, é apresentada a evolução da produção científica anual de estudos sobre a dinâmica de florestas tropicais secas entre 2000 e 2023, evidenciando o número de publicações realizadas a cada ano. A partir de 2015, é possível notar um aumento expressivo, com o número de artigos ultrapassando 20 publicações anuais. Embora o crescimento não tenha sido uniforme ao longo dos anos, 2021 destacou-se como o ano com a maior taxa de crescimento, alcançando

36 publicações. Esse aumento na produção científica demonstra um esforço crescente da comunidade acadêmica em investigar esse ecossistema. Esse incremento no número de publicações está diretamente ligado à importância da disseminação do conhecimento científico, que é fundamental para impulsionar a ciência e promover avanços em diversas áreas. Conforme destacado por Bornmann et al. (2021), os pesquisadores têm a necessidade de divulgar suas descobertas para tornar seus resultados acessíveis à comunidade científica.

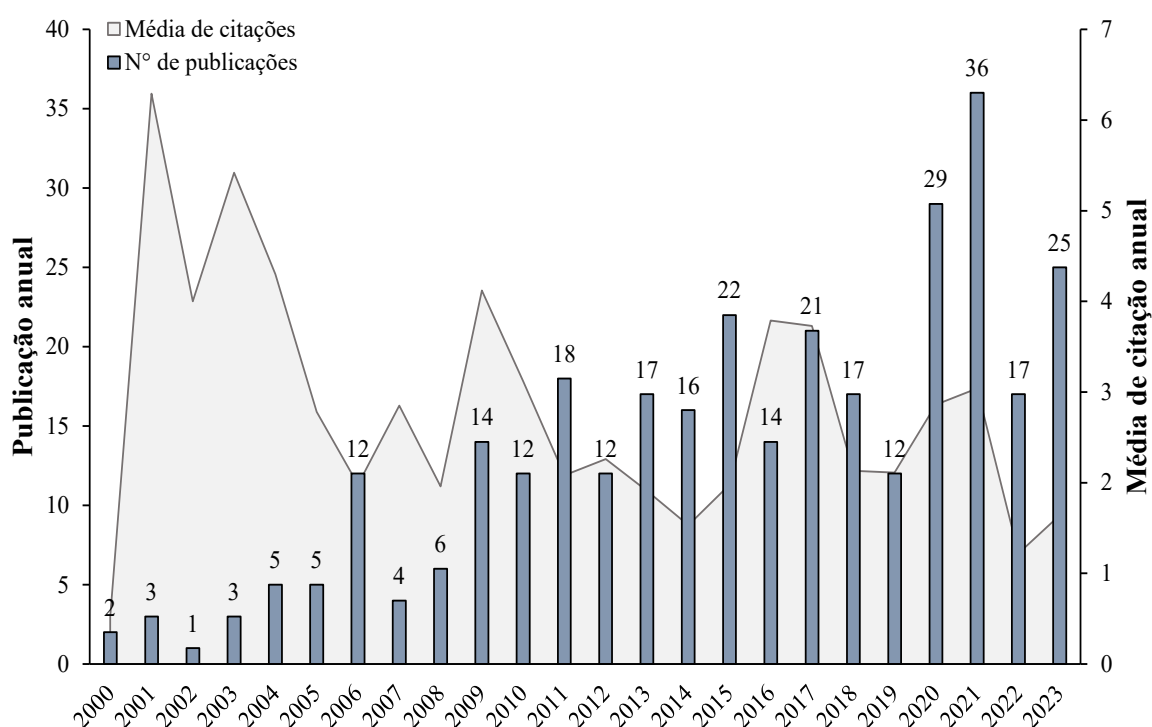


Figura 2— Evolução da produção científica e citação média anual sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus por ano.

Observa-se, ainda, que a média de citação anual de artigos sobre dinâmica de florestas secas sofreu constantes oscilações (Figura 2). No entanto, vale ressaltar que o estudo dispõe de limitações, algumas inerentes à abordagem bibliométrica, como a escolha das bases de dados (Scopus) utilizadas para a obtenção das publicações. Além disso, os termos utilizados para o delineamento das buscas nestas bases também podem atuar como limitação na geração do banco de dados para análises, fazendo com que o número total de publicações compiladas não represente o valor real de artigos publicados sobre dinâmica de florestas secas.

3.2. Fontes/periódicos mais relevantes, mais citados e com maiores fatores de impacto (SJR)

Trezentos e vinte e três artigos relacionados à dinâmica de florestas tropicais secas foram publicados em 159 periódicos. Nas Figura 3 e Figura 4, os principais periódicos estão representados, com base no número de artigos publicados e citações aos seus artigos, respectivamente. Desses números, Forest Ecology and Management ocupa o primeiro lugar com o maior número de artigos publicados (27 publicações) e de citações, esse último com um total de 1111, ao longo dos anos 2000-2023. O Journal of Ecology (10 artigos publicados e 605 citações) ocupa o segundo lugar de periódicos produtivos e influentes. Com base nos dados recuperados para o período, fica evidente que esses podem ser considerados os periódicos mais influentes e produtivos da área, pois contribuíram significativamente para a publicação de pesquisas relacionadas à dinâmica de florestas tropicais secas.

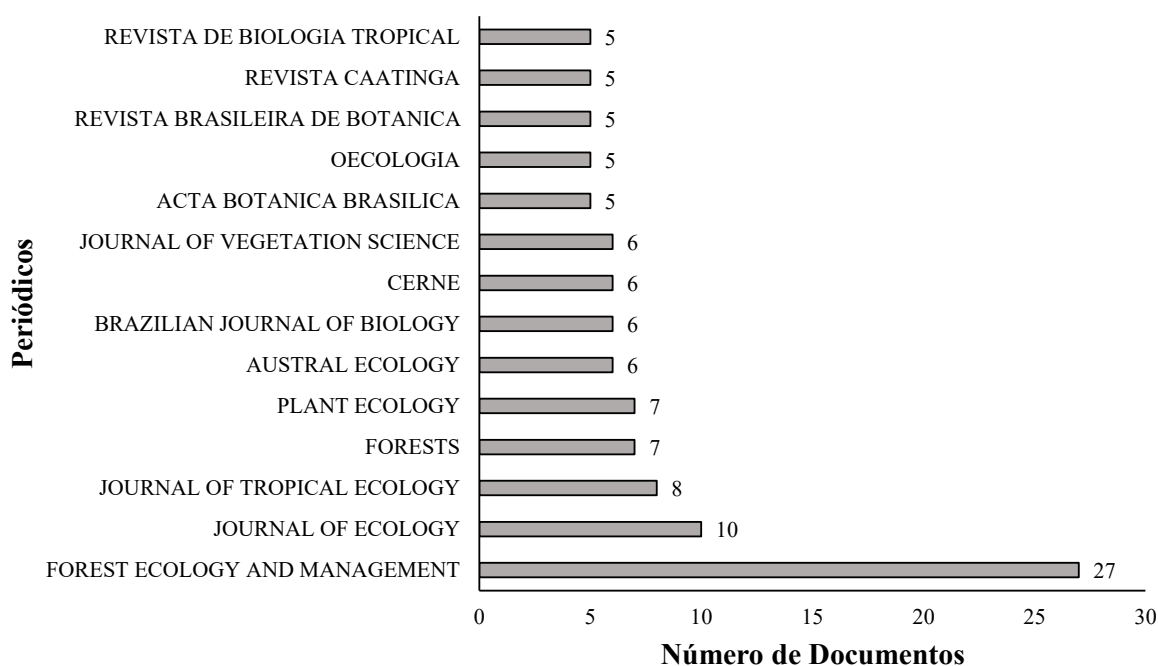


Figura 3 – Periódicos mais relevantes com publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

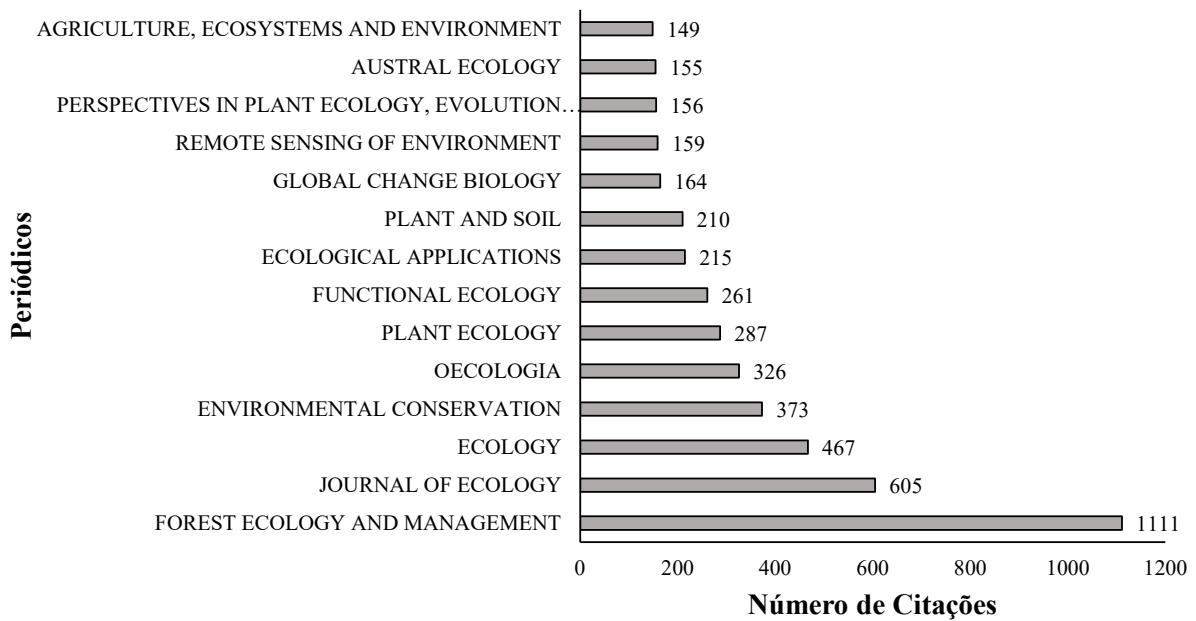


Figura 4 – Periódicos com maior número de citações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

Os periódicos mencionados são amplamente reconhecidos em pesquisa e possuem altos fatores de impacto (SJR). A revista *Forest Ecology and Management* (SJR = 1,2) tem como foco artigos científicos que relacionam a ecologia florestal com o manejo de florestas, que buscam aplicar conhecimentos biológicos e ecológicos no manejo e conservação de plantações e florestas naturais (Forest Ecology and Management, 2024). Por sua vez, o periódico *Journal of Ecology* (SJR = 2,14) publica trabalhos de pesquisa originais sobre todos os aspectos da ecologia das plantas, tanto em ecossistemas aquáticos quanto terrestres (Journal of Ecology, 2024). Já a *Ecology* (SJR = 1,95) publica pesquisas e artigos de síntese que abrangem todos os aspectos da ecologia, com uma ênfase especial em artigos que desenvolvem novos conceitos, testam teorias ecológicas ou promovem uma maior compreensão da diversidade de fenômenos ecológicos (Ecology, 2024).

3.3. Autores mais relevantes e mais citados e seus respectivos países

O autor com o maior número de artigos é identificado como o mais produtivo pelo *software*, da mesma forma, o que tem mais citações no conjunto de dados é denominado o mais influente. Como resultado da análise do conjunto de dados, existem 1.328 autores contribuintes para o campo da dinâmica de florestas tropicais secas, entre eles, 57 autores contribuíram com pelo menos 3 artigos. Nas Figura 5 e Figura 6, os autores com mais artigos e citações estão

listados, respectivamente. Tais informações serviram de base para interpretar a produtividade e influência do autor. De acordo com os dados, Marimon BS é o autor mais produtivo, com 13 artigos, no entanto, mesmo que tenha se classificado como o *top 1* em número de publicações, o número de citações de estudos produzidos por Marimon BS não seguiu a mesma tendência. Sendo Hoffmann WA considerado o autor mais influente, com 1095 citações (Figura 6).

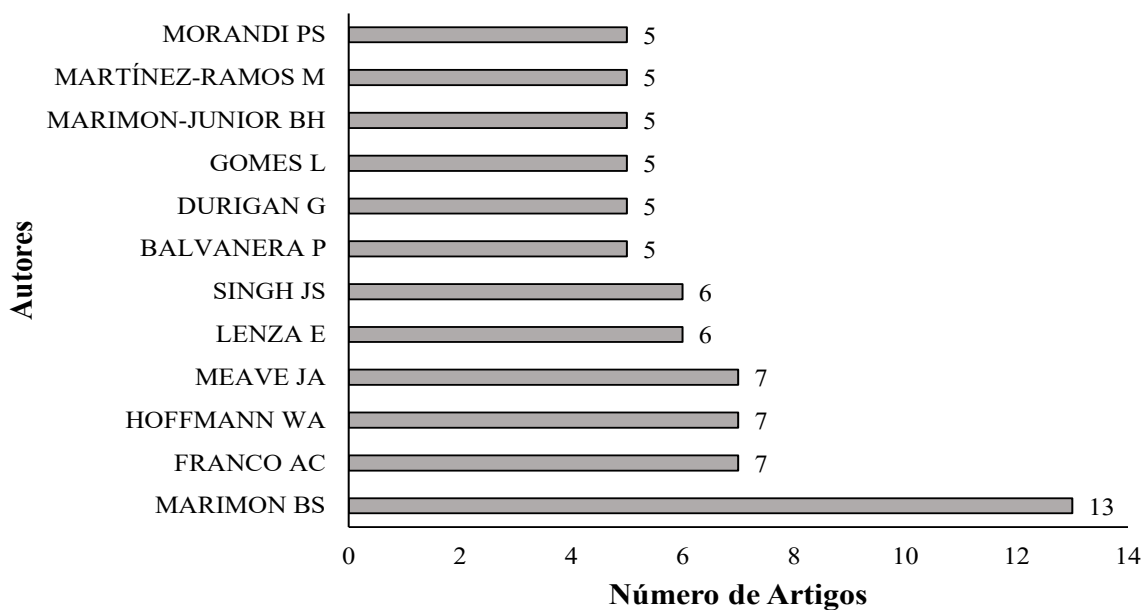


Figura 5 – Autores mais relevantes com publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

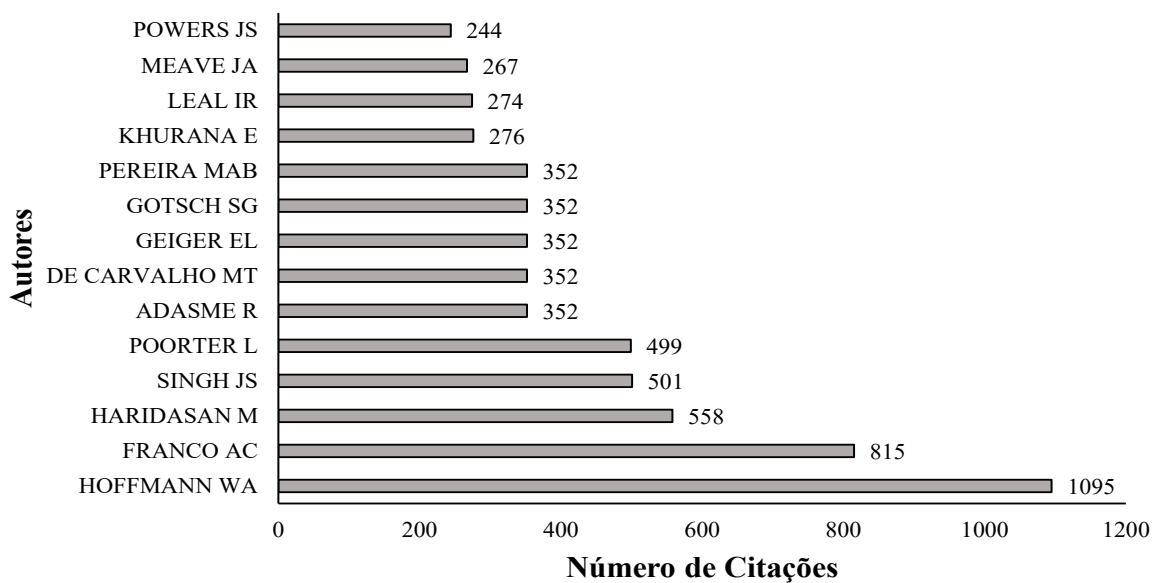


Figura 6 – Autores mais citados em publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

Um dos estudos mais influentes de Marimon BS, com colaboração de oitos coautores, é intitulado “Monodominance in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): Structure and dynamics of natural regeneration”, que avalia a estrutura e a dinâmica da regeneração natural ao longo de cinco anos, com o intuito de identificar padrões que afetam o estabelecimento de mudas e explicam a manutenção da dominância de *B. rubescens* em zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica no Brasil central. Os autores enfatizaram que o estabelecimento de mudas pode enfrentar limitações devido a períodos mais secos, como eventos de “El Niño”, ou devido a condições específicas de luminosidade, que afetam o solo da floresta, e, ainda, que a manutenção da monodominância de *B. rubescens* é explicada pela formação de um banco de plântulas duradouro, que pode oferecer uma vantagem competitiva para a regeneração em condições prévias à abertura de clareiras (Marimon et al., 2012).

Com relação a Hoffmann WA, destaca-se o artigo, escrito com um coautor, que tem como objetivo compreender o impacto do fogo na demografia das árvores e arbustos da savana, comparando os efeitos do fogo na morte e na rebrota de sete espécies de savana do cerrado, variando de subarbustos a árvores, que foi publicado no periódico *Forest Ecology and Management* no ano de 2003. Os autores descreveram importantes resultados, capazes de auxiliar na compreensão da dinâmica da vegetação após distúrbios, a exemplo, a forma de crescimento da espécie determina, em grande parte, a resposta da população após a queima, pois, para as três espécies de árvores e um arbusto avaliados no estudo, os indivíduos rebrotados não atingiram o tamanho reprodutivo mínimo em 1 ano após a queima, enquanto outro arbusto e os dois subarbustos conseguiram atingir o tamanho reprodutivo durante esse período (Hoffmann; Solbrig, 2003). Além disso, os autores destacaram que a queimada aumentou a mortalidade de indivíduos para cinco das sete espécies, principalmente entre os indivíduos com diâmetros de caule menor que 4 cm.

Com relação à nacionalidade dos autores correspondentes, ou seja, o pesquisador responsável diretamente pelo contato e correspondências do artigo, foram observadas 142 contribuições brasileiras (Figura 7). É possível observar as quantidades e tipos de colaborações realizadas por esses países, em cinza, destaca-se a quantidade de publicações com envolvimento de autores de múltiplos países, enquanto, em preto, é representado o número de publicações que envolvem apenas um único país. É perceptível que a maioria das publicações é escrita por autores de um mesmo país. No entanto, das publicações brasileiras, 44 têm coautorias internacionais. Em contraste, apenas 23 das publicações americanas têm coautorias de outros países. Tal resultado é esperado, pois o Brasil abriga a maior floresta tropical seca contínua do

planeta, assim, o País apresenta grande potencial para produção científica sobre o tema, o que gera parcerias com pesquisadores de todo o mundo.

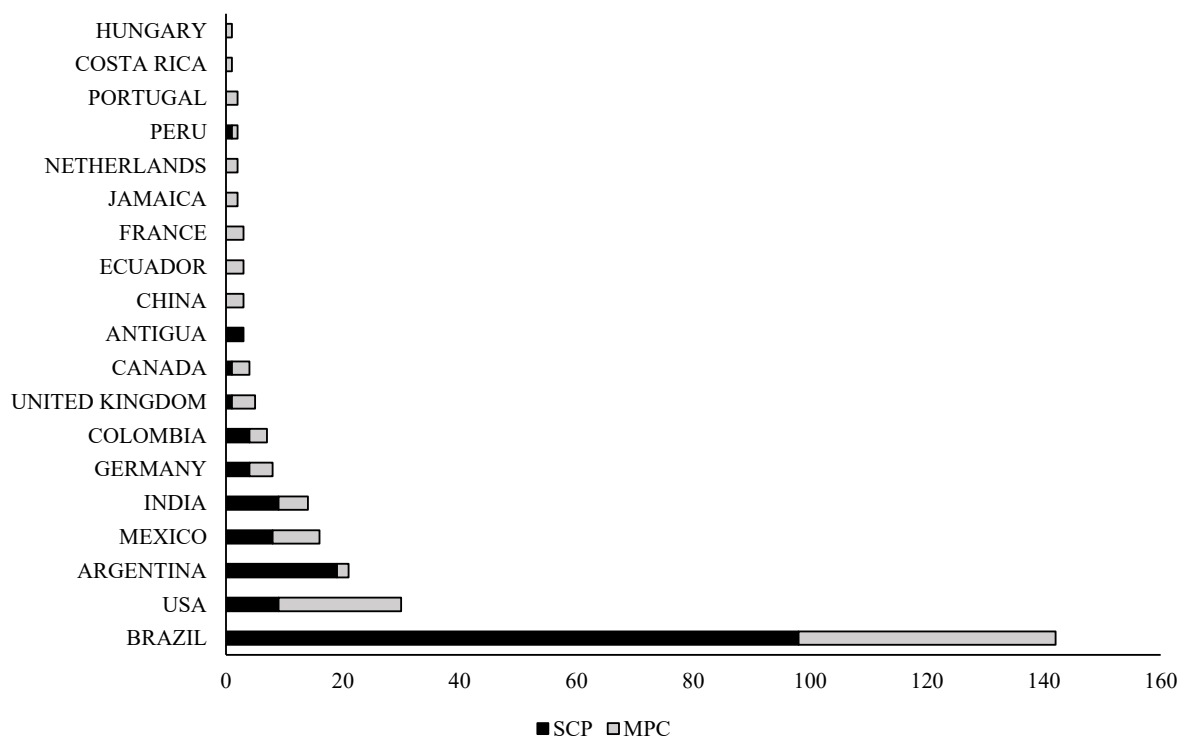


Figura 7 – Países do autor correspondente de publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

*SCP - Publicações de um único país; MCP - Publicações de vários países.

3.4. Afiliações mais relevantes e redes de contribuição

A Universidade de Brasília, localizada no Brasil, foi a instituição com maior número de publicações sobre o tema, envolvida em 31% dos artigos publicados na base de dados (Figura 8). Em segundo lugar, está a instituição mexicana Universidad Nacional Autónoma de México, que teve participação em 17% das publicações. Em seguida, a Banaras Hindu University (Índia), a qual participou com 8% dos artigos publicados.

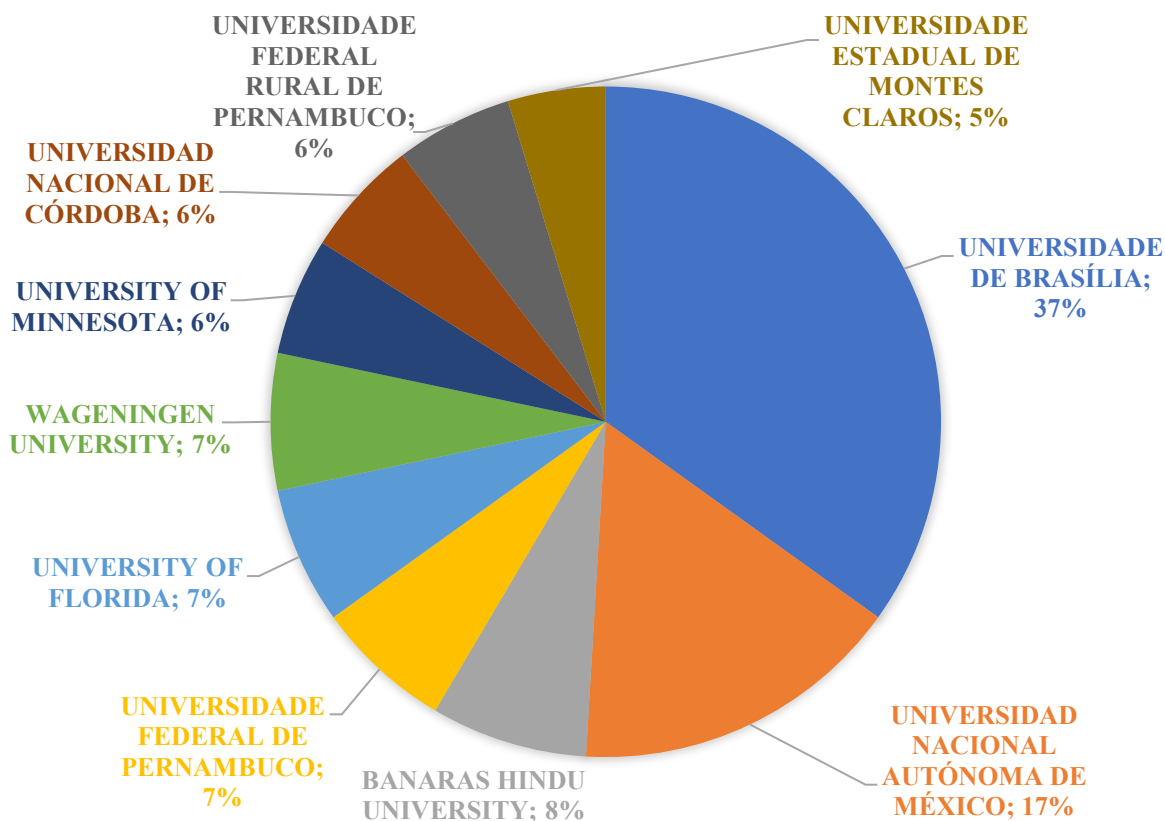


Figura 8 – Afiliações mais relevantes em publicações sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

3.5. Produção científica dos países e maior número de citações

Na Figura 9, estão ilustradas a produção científica e a rede de colaborações entre países envolvidos em pesquisas sobre a dinâmica de florestas secas. Foram considerados 43 países distintos, ou seja, apenas 22% dos países do mundo apresentaram algum registro científico sobre dinâmica de florestas secas. Os países representados por cores azuis intensas têm um maior número de artigos publicados. As linhas vermelhas representam a espessura proporcional ao número de colaborações entre os países. Os países que mais se destacam em termos de frequência de colaborações são o Brasil e os Estados Unidos, com um total de 32 colaborações. Em seguida, tem-se: o Brasil e o Reino Unido, com 14 colaborações; o Brasil e a Alemanha, com 9 colaborações; e os Estados Unidos e o México, com 9 colaborações. É importante ressaltar que esses resultados são subjetivos, pois se baseiam na nacionalidade dos pesquisadores, institutos e revistas que trabalham nessa temática, e, mesmo o Brasil sendo o país com o maior número de publicações e colaborações, o resultado não se baseia nas regiões que possuem florestas secas.

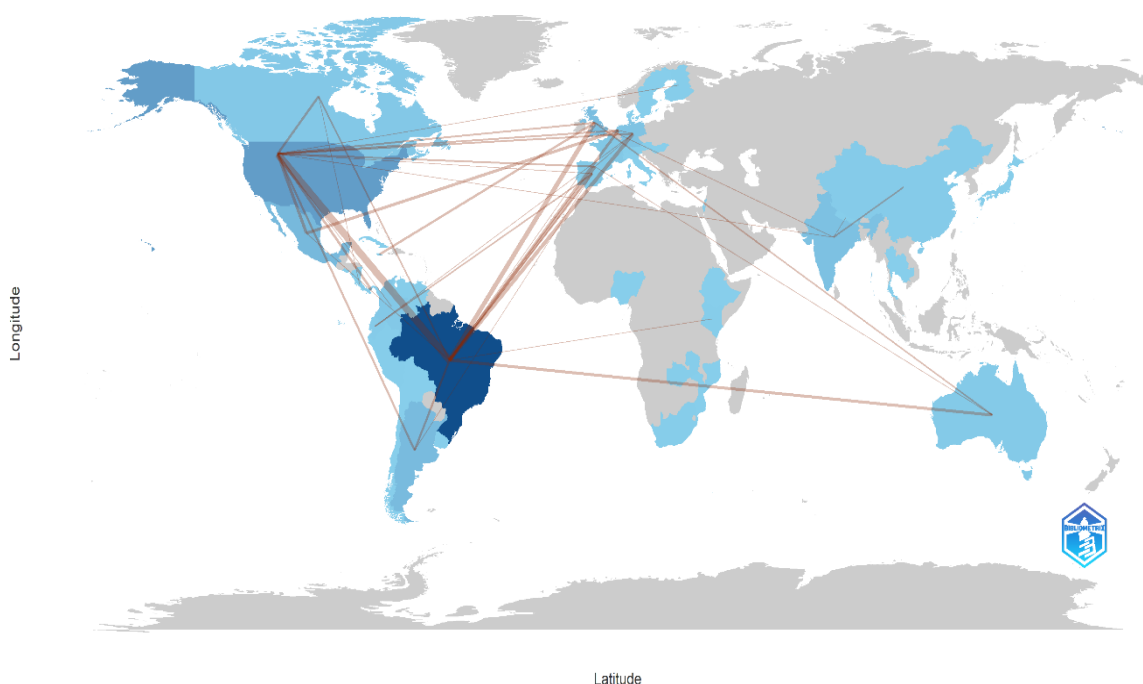


Figura 9 – Produção científica e rede de colaborações entre os países sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

Vale ressaltar que o Brasil se destacou no número de instituições de filiação dos primeiros autores, nacionalidade desses primeiros autores, área de estudo e citações. Acredita-se que essa liderança se deve a alguns possíveis pressupostos: a) o fato de o Brasil abrigar a maior floresta tropical seca contínua do mundo; b) a riquíssima biodiversidade brasileira, o que garante uma ampla gama de possibilidades de produtos e serviços ambientais e, também, justifica o fato da maioria dos estudos terem se dado na região Neotropical, pois a ocorrência de maior biodiversidade se dá nas áreas tropicais do globo (Dutra; Souza, 2017); c) a degradação avançada e a processos de desertificação, resultantes da antropização do semiárido do Brasil, que têm levado a uma crescente necessidade de pesquisas sobre o estado de ocorrência de espécies vegetais (Alves et al., 2020).

3.6. Artigos mais citados no mundo

Na Tabela 2, estão listados os 10 artigos mais citados na pesquisa de dinâmica de florestas secas no mundo. Dentre várias abordagens, avaliar o número de vezes que uma publicação relacionada a um determinado tema foi citada resulta na interpretação da influência de um artigo (Merigó et al. 2015). Nesse contexto, destaca-se como artigo mais influente, com 352 citações, o estudo de Hoffmann et al. (2009), que tem como foco principal avaliar o efeito

do fogo em três limites de savana-floresta no Brasil central. Os autores observaram que, para que as espécies florestais alcancem um tamanho que seja resistente ao fogo e não propensas à destruição total, é necessário ter intervalos mais longos sem ocorrência de incêndios. Entretanto, esses intervalos mais longos sem fogo são eventos raros em regimes naturais de incêndio em savanas tropicais. Assim, a sucessão florestal ocorre preferencialmente em áreas onde há alta disponibilidade de recursos no solo, pois permite um crescimento mais rápido dos indivíduos arbustivo-arbóreos, reduzindo o tempo necessário para que elas atinjam um porte resistente ao fogo.

Tabela 2 – Artigos mais citados no mundo sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

Artigo	Total de citações	DOI
HOFFMANN WA, 2009, ECOLOGY	352	10.1890/08-0741.1
HOFFMANN WA, 2003, FOR. ECOL. MANAGE.	233	10.1016/S0378-1127(02)00566-2
PRADO-JUNIOR JA, 2016, J. ECOL.	201	10.1111/1365-2745.12543
HOFFMANN WA, 2004, OECOLOGIA	170	10.1007/s00442-004-1595-2
POWERS JS, 2009, FOR. ECOL. MANAGE.	151	10.1016/j.foreco.2008.10.036
LEBRIJA-TREJOS E, 2010, PERSPECT. PLANT. ECOL. EVOL. SYST.	129	10.1016/j.ppees.2010.09.002
ROSCOE R, 2001, GEODERMA	127	10.1016/S0016-7061(01)00080-5
RITO KF, 2017, J. ECOL.	120	10.1111/1365-2745.12712
KALACSKA M, 2007, REMOTE SENS. ENVIRON.	110	10.1016/j.rse.2006.11.007
ROSSATTO DR, 2009, FUNCT ECOL	107	10.1111/j.1365-2435.2009.01568.x

Vale salientar que Hoffmann WA é considerado o autor mais influente sobre o tema de pesquisa, com 1095 citações (Figura 6), corroborando com esse resultado e seguindo a mesma linha de pesquisa de Hoffmann et al. (2009) e Hoffmann et al. (2003), com o objetivo de compreender o impacto do fogo na demografia das árvores e arbustos do cerrado, comparando os efeitos do fogo na morte e na rebrota de sete espécies, variando de subarbustos a árvores, tendo um total de 233 citações por diversos autores no mundo. Já no artigo de Hoffmann et al. (2004), que obteve 170 citações, no qual, com base em experimentos de campo e viveiro, comparou-se o sucesso do estabelecimento de mudas, potencial hídrico foliar antes do amanhecer, alocação de biomassa e concentração de carboidratos nas raízes de espécies congêneres, com sementes coletadas em diferentes ambientes de cerrado. Para esse autor, o

fogo é considerado uma restrição muito mais absoluta ao sucesso das espécies florestais típicas de outros ambientes (mata atlântica e transição de floresta amazônica).

A publicação de Prado-Júnior et al. (2016) também é considerada influente, com um total de 201 citações, ocupando o *top* 3 de artigos mais citados no mundo sobre dinâmica de florestas tropicais secas. Os autores buscaram responder como a mudança de biomassa líquida acima do solo e sua dinâmica de biomassa subjacente (ingresso de biomassa, crescimento e mortalidade) podem ser explicadas por quatro hipóteses alternativas e contestadas: as hipóteses de fertilidade do solo, taxa de biomassa, complementaridade de nicho e quantidade de vegetação. Em síntese, Prado-Júnior e colaboradores observaram que a dinâmica da biomassa em florestas secas é moldada, principalmente, pela densidade da vegetação e, depois, pela qualidade da vegetação, obedecendo a hipótese da razão de massa. Florestas secas apresentam relações características-productividade diferentes das florestas úmidas, pois povoamentos com valores de características “lentos” são “rápidos” em termos de produtividade. Além disso, a predominância de espécies conservadoras, em vez de espécies aquisitivas, está associada ao alto crescimento e armazenamento de biomassa, provavelmente porque essas espécies conservadoras têm melhor desempenho em ambientes susceptíveis a estresse hídrico (Paine et al. 2015).

Outros artigos que garantem a quinta (151 citações), sexta (129 citações), sétima (127 citações) e oitava colocação (120 citações) contribuem com estudos sobre a diversidade e estrutura de florestas tropicais secas em regeneração (Powers et al., 2009), mudanças na vegetação durante a sucessão da floresta tropical seca (Lebrija-Trejos et al., 2010), dinâmica da matéria orgânica do solo em um Latossolo do Cerrado (Roscoe et al., 2001) e, o efeito da precipitação anual na composição e a estrutura da vegetação em floresta tropical seca (Rito et al., 2016), respectivamente. As pesquisas relacionadas ao uso do sensoriamento remoto no estudo da dinâmica florestal fizeram com que o artigo de Kalacska et al. (2007) fosse classificado como a nona publicação mais influente no tema (110 citações). Nesse estudo, os autores destacaram que, devido à natureza dinâmica da fenologia foliar (caducifólia), é necessário que o domínio espectro-temporal (mudanças nas assinaturas espectrais ao longo do tempo-estação) seja levado em consideração ao escolher imagens para a aplicação de sensoriamento remoto em florestas secas neotropicais. O estudo de Rossatto et al. (2009), com 107 citações, fecha a *top* 10 de artigos mais influentes, avaliando os padrões de fenologia foliar, crescimento radial do caule e crescimento de galhos de cerrado e árvores florestais co-ocorrentes, na região do Cerrado do Brasil central, para obter informações sobre a influência desses parâmetros na dinâmica dos limites floresta-savana.

3.7. Palavras-chave mais frequentes em estudos que abordam o tema de pesquisa

Uma análise de palavra-chave é considerada para entender os domínios de pesquisa, ou seja, as tendências de pesquisa e os pontos mais ativos dos dados coletados. Na Figura 10, são apresentadas as palavras-chave utilizadas pelos autores em estudos sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus. De acordo com a análise, foram extraídas 50 palavras utilizadas em, no mínimo, 15 artigos. A palavra-chave com maior frequência nos artigos analisados é *Brazil* (Brasil), com 104 ocorrências, seguida de *Biomass* (Biomassa), *Dry forest* (Floresta seca), *Forestry* (silvicultura), *Cerrado*, *Biodiversity* (Biodiversidade), *Tropical forest* (Floresta tropical), *recruitment* (recrutamento) e *ecosystems* (ecossistema).



Figura 10 – Palavras-chave utilizadas pelos autores em estudos sobre dinâmica de florestas tropicais secas na Scopus.

Outras palavras também se destacam na nuvem de palavras-chaves, a exemplo de *mortality* (mortalidade) e *sucession* (sucessão), que serviram para filtrar estudos como o de Sáenz-Pedroza et al. (2020). Nesse estudo, os autores destacaram que as taxas demográficas e a densidade de plantas de grande porte foram afetadas pela sazonalidade, sendo que, durante a

estação chuvosa no estágio inicial, houve altas taxas de ingresso e ganho de espécies, enquanto, na estação chuvosa no estágio intermediário, ocorreu uma alta taxa de mortalidade, resultando em um aumento na densidade de plantas e espécies no início da sucessão, seguido por uma posterior estabilização. Em contraste, os autores observaram que a densidade de plantas pequenas diminuiu constantemente após apenas 5 anos de abandono da terra, enquanto a densidade de espécies aumentou com o progresso do estágio sucessional. Esses padrões contrastantes podem ser atribuídos a um declínio no domínio das espécies.

3.8. Implicações práticas

Com base no objetivo de analisar o progresso das pesquisas relacionadas à dinâmica das florestas tropicais secas, as implicações práticas deste estudo são fundamentais para orientar futuras ações e políticas no campo da ecologia e da conservação ambiental. A revisão cienciométrica revelou que as florestas tropicais secas, como a Caatinga e o Cerrado, desempenham um papel crucial em diversas questões, como a biodiversidade, o ciclo do carbono e os serviços ecossistêmicos. Assim, o avanço das pesquisas nessa área pode gerar benefícios significativos, especialmente em um contexto de mudanças climáticas e degradação ambiental.

Entretanto, é essencial destacar a necessidade de direcionar esforços para fortalecer a pesquisa e o monitoramento das dinâmicas de composição, estrutura, crescimento e produção dessas florestas. A análise dos estudos realizados até 2023 evidenciou uma lacuna considerável na literatura, indicando que, com base nas palavras-chave utilizadas para a filtragem da literatura, ainda existe um conhecimento limitado sobre os impactos das mudanças ambientais nesses ecossistemas. A partir desse diagnóstico, futuras pesquisas poderão fornecer subsídios valiosos para a formulação de estratégias mais eficazes de manejo e conservação, fundamentais para mitigar os efeitos das mudanças climáticas e assegurar a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos.

Além disso, o fato de o Brasil ser o país com o maior número de publicações sobre o tema ressalta sua importância central nas pesquisas relacionadas às florestas tropicais secas. Nesse sentido, é imprescindível que políticas públicas sejam implementadas para estimular e apoiar a continuidade dessas pesquisas, promovendo a colaboração internacional e a troca de conhecimentos. A análise também revelou que apenas 22% dos países no mundo têm registros sobre esse tema, o que reforça a necessidade de ampliar a disseminação e o engajamento de outras nações na pesquisa sobre esses ecossistemas.

4. CONCLUSÕES

De acordo com a análise cienciométrica, foram registrados apenas 323 artigos sobre a dinâmica das florestas tropicais secas entre os anos de 2000 e 2023. Esses estudos abrangem apenas 22% dos países do mundo, com o Brasil liderando em número de publicações, citações, redes de colaboração e afiliações institucionais. Isso reforça a necessidade de maior disseminação dessa temática globalmente.

Apesar da produção científica na área ainda ser limitada, alguns autores e instituições, como Hoffmann WA e a Universidade de Brasília, têm se destacado por suas contribuições e alto reconhecimento. No entanto, é essencial destacar a necessidade de direcionar esforços para fortalecer a pesquisa e o monitoramento das dinâmicas de composição, estrutura, crescimento e produção dessas florestas.

5. REFERÊNCIAS

- ADAMS, W. C.; LIND INFELD, D.; WIKRENT, K. L.; BINTOU CISSE, O. Network bibliometrics of public policy journals. **Policy Studies Journal**, v. 44, n. 1, p. 133-151, 2016. <https://doi.org/10.1111/psj.12149>.
- AGBO, F. J.; OYELERE, S. S.; SUHONEN, J.; TUKIAINEN, M. Scientific production and thematic breakthroughs in smart learning environments: a bibliometric analysis. **Smart Learning Environments**, v. 8, n. 1, p. 1-25, 2021. <https://doi.org/10.1186/s40561-020-00145-4>.
- AGUILAR-PERALTA, J. S. et al. Contrasting patterns of morphology, fluctuating asymmetry and leaf herbivory in three plant species of different successional stages of a tropical dry forest. **Trees**, v. 34, p. 1075-1086, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01982-z>.
- ALVES, C. A. B. et al. Distribution and future projections for *Schinopsis brasiliensis* Engler (Anacardiaceae) in the semi-arid region of Brazil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 1361-1378, 2020. [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)071721](https://doi.org/10.21438/rbgas(2020)071721).
- ANGLADA-TORT, M.; SANFILIPPO, K. R. M. Visualizing music psychology: A bibliometric analysis of psychology of music, music perception, and musicae scientiae from 1973 to 2017. **Music & Science**, v. 2, 2019. <https://doi.org/10.1177/205920431881178>.
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959-975, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>.

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, e118881, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>.

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

CALVO-RODRIGUEZ, S. et al. Assessing ecosystem services in Neotropical dry forests: a systematic review. **Environmental Conservation**, v. 44, n. 1, p. 34-43, 2017. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000400>.

DJOUDI, H.; VERGLES, E.; BLACKIE, R. R.; KOAME, C. K.; GAUTIER, D. Dry forests, livelihoods and poverty alleviation: understanding current trends. **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 54-69, 2015. <https://doi.org/10.1505/146554815815834868>.

DRYFLOR; BANDA-R, K.; DELGADO-SALINAS, A.; DEXTER, K. G.; LINARES-PALOMINO, R.; OLIVEIRA-FILHO, A. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, n. 6306, p. 1383-1387, 2016. <https://doi.org/10.1126/science.aaf508>.

DUTRA, R. M. S.; DE SOUZA, M. M. O. Agroextrativismo e geopolítica da natureza: alternativa para o Cerrado na perspectiva analítica da cienciometria. **Ateliê Geográfico**, v. 11, n. 3, p. 110-133, 2017. <https://doi.org/10.5216/ag.v11i3.43644>.

ECOLOGY. **Aims and Scope**. 2024. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/19399170/aims-and-scope/read-full-aims-and-scope>. Acesso em: 28 out. 2024.

FAJARDO, L. et al. Tropical dry forests of Venezuela: Characterization and current conservation status. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p. 531-546, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00071.x>.

FATHIZADEH, O.; HOSSEINI, S. M.; KEIM, R. F.; BOLOORANI, A. D. A seasonal evaluation of the reformulated Gash interception model for semi-arid deciduous oak forest stands. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 601-613, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.058>.

FERREIRA, M. B. et al. Distribution of thornless *Mimosa tenuiflora*, *Piptadenia stipulacea* and *Cnidoscolus quercifolius* in a seasonally dry tropical forest remnant. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 32, n. 3, p. 1-18, 2023. <https://doi.org/10.1080/14728028.2023.2207131>.

FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT. **Aims and scope**: Science to Sustain the World's Forests. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/forest-ecology-and-management/about/aims-and-scope>. Acesso em: 28 out. 2024.

JOURNAL OF ECOLOGY. **Overview**. 2024. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/13652745/aims-and-scope/read-full-aims-and-scope>. Acesso em: 28 out. 2024.

HOFFMANN, W. A. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, 2009. <https://doi.org/10.1890/08-0741.1>.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, v. 140, p. 252-260, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1595-2>.

HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, v. 180, n. 1-3, p. 273-286, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00566-2).

HUANG, Y.; LI, F.; XIE, H. A scientometrics review on farmland abandonment research. **Land**, v. 9, n. 8, p. 263, 2020. <https://doi.org/10.3390/land9080263>.

KALACSKA, M. et al. Ecological fingerprinting of ecosystem succession: Estimating secondary tropical dry forest structure and diversity using imaging spectroscopy. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, n. 1, p. 82-96, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.007>.

LEBRIJA-TREJOS, E.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; BONGERS, F. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, n. 4, p. 267-275, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.09.002>.

LIMA, T. L. et al. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, e119700, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>.

LUO, J.; JI, C.; QIU, C.; JIA, F. Agri-food supply chain management: Bibliometric and content analyses. **Sustainability**, v. 10, n. 5, p. 1573, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10051573>.

MARENGO, J. A. et al. Drought in Northeast Brazil: A review of agricultural and policy adaptation options for food security. **Climate Resilience and Sustainability**, v. 1, n. 1, p. e17, 2022. <https://doi.org/10.1002/cli2.17>.

MARIMON, B. S. et al. Monodominance in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): structure and dynamics of natural regeneration. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 134-139, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.07.001>.

MARTINEZ, P.; AL-HUSSEIN, M.; AHMAD, R. A scientometric analysis and critical review of computer vision applications for construction. **Automation in Construction**, v. 107, e102947, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2019.102947>.

MORA, F. et al. Testing chronosequences through dynamic approaches: time and site effects on tropical dry forest succession. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 38-48, 2015. <https://doi.org/10.1111/btp.12187>.

MORAIS, L. F. D.; CAVALCANTE, A. C. R.; AQUINO, D. D. N.; NOGUEIRA, F. H. M.; CÂNDIDO, M. J. D. Spectral responses in rangelands and land cover change by livestock in regions of the Caatinga biome, Brazil. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, e18261, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97784-5>.

PAINE, C. T. et al. Globally, functional traits are weak predictors of juvenile tree growth, and we do not know why. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 4, p. 978-989, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12401>.

POORTER, L. et al. Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. **Ecology**, v. 91, n. 9, p. 2613-2627, 2010. <https://doi.org/10.1890/09-0862.1>.

PORTILLO-QUINTERO, C. et al. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. **Regional Environmental Change**, v. 15, p. 1039-1049, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>.

PORTILLO-QUINTERO, C. A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 144-155, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.

POWERS, J. S.; BECKNELL, J. M.; IRVING, J.; PEREZ-AVILES, D. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 959-970, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.036>.

PRADO-JUNIOR, J. A. et al. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. **Journal of Ecology**, p. 817-827, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12543>.

RAO, K.; ANDEREGG, W. R.; SALA, A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; KONINGS, A. G. Satellite-based vegetation optical depth as an indicator of drought-driven tree mortality. **Remote Sensing of Environment**, v. 227, p. 125-136, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.026>.

RITO, K. F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; QUEIROZ, R. T.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828-838, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. **Geoderma**, v. 104, n. 3-4, p. 185-202, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00080-5).

ROSSATTO, D. R.; HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. Differences in growth patterns between co-occurring forest and savanna trees affect the forest-savanna boundary. **Functional Ecology**, v. 23, n. 4, p. 689-698, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01568.x>.

RUGGIERO, A. R.; SCHORN, L. A.; SANTOS, K. F. D.; FENILLI, T. A. B. Dynamics of Tree Population Structure After Disturbance of Araucaria Forest Remnants. **Floresta e Ambiente**, v. 29, n. 4, e20210063, 2022. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2023-0063>.

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. 25, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>.

STAN, K.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Tropical dry forest diversity, climatic response, and resilience in a changing climate. **Forests**, v. 10, n. 5, p. 443, 2020. <https://doi.org/10.3390/f10050443>.

SUNDERLAND, T. et al. Global dry forests: a prologue. **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 1-9, 2015. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>.

VANTI, N. A. P. Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento. **Ciência da Informação**, v. 31, n. 2, p. 369-379, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-19652002000200016>.

VINKLER, P. Composite scientometric indicators for evaluating publications of research institutes. **Scientometrics**, v. 68, n. 3, p. 629-642, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11192-006-0123-z>.

ZUPIC, I.; ČATER, T. Bibliometric methods in management and organization. **Organizational Research Methods**, v. 18, n. 3, p. 429-472, 2015. <https://doi.org/10.1177/1094428114562629>.

ZHAO, D.; STROTMANN, A. Analysis and visualization of citation networks. **Synthesis Lectures on Information Concepts, Retrieval, and Services**, v. 7, n. 1, p. 1-207, 2015. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-02291-3>.

CAPÍTULO II
ANÁLISE TEMPORAL DA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLOGIA E DINÂMICA EM
FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

RESUMO

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) ocorrem em extensas áreas não contínuas nos continentes africano, latino-americano e na região Ásia-Pacífico. Este estudo teve como objetivo analisar a dinâmica da composição florística, estrutura fitossociológica, crescimento e produção em um fragmento de floresta seca antropizada no semiárido brasileiro, considerando diferentes históricos de distúrbios, entre 2008 e 2023, e associando os eventos de seca, registrados com base no Índice Padronizado de Precipitação (SPI), à dinâmica da vegetação. A pesquisa foi conduzida em dois fragmentos de caatinga no município de Floresta-PE: Área I, desmatada com uso de correntões em 1987, e Área II, sem histórico recente de desmatamento. Para o monitoramento da vegetação, instalaram-se 40 parcelas permanentes (20 m x 20 m) em cada área, com coletas de dados realizadas em 2008 e de 2011 a 2023, anualmente, considerando apenas indivíduos e fustes com circunferência a 1,30 m do solo ≥ 6 cm. Foram avaliados o número de indivíduos e fustes, listagem florística, parâmetros fitossociológicos, índice de diversidade de Shannon-Weaver, ingresso, mortalidade, crescimento bruto em biomassa. O SPI foi calculado para quantificar o déficit ou excesso de chuva no período analisado, enquanto os dados de mortalidade e ingresso foram submetidos à análise geoestatística, baseada nas semivariâncias clássicas. Na Área I, entre 2008 e 2023, observou-se uma redução de 19% no número de indivíduos e de 18% nos fustes. Já na Área II, a diminuição foi de 40% e 41%, respectivamente. A espécie *Cenostigma bracteosum* se destacou em ambos os fragmentos em todos os parâmetros fitossociológicos, enquanto *Jatropha mollissima* se consolidou como a segunda espécie com maior VI entre 2018 e 2023. Os parâmetros de estrutura horizontal demonstraram decréscimo em ambas áreas, exceto na área basal da Área I. O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') apresentou uma tendência de redução ao longo dos anos. A mortalidade, o ingresso e o crescimento bruto de indivíduos arbustivo-arbóreos se revelaram intimamente associados aos eventos de seca registrados, demonstrando o impacto direto do déficit hídrico na dinâmica da vegetação. A espécie *Cenostigma bracteosum* apresentou a maior biomassa nas duas áreas, destacando-se por seu crescimento contínuo e resiliência, mesmo durante períodos de seca. A elevada mortalidade, os baixos valores de ingresso e a oscilação do crescimento bruto ao longo do período de estudo estão relacionados aos déficits hídricos, como evidenciado pela análise dos dados de precipitação e pelo SPI.

Palavras-chave: Caatinga, Seca, Mortalidade, Ingresso, Produção, SPI, Geoestatística.

ABSTRACT

Seasonally Dry Tropical Forests (SDTF) occur in extensive non-continuous areas across the African, Latin American, and Asia-Pacific continents. This study aimed to analyze the dynamics of floristic composition, phytosociological structure, growth, and production in a disturbed dry forest fragment in the Brazilian semi-arid region, considering different disturbance histories between 2008 and 2023 and associating recorded drought events based on the Standardized Precipitation Index (SPI) with vegetation dynamics. The research was conducted in two Caatinga fragments in the municipality of Floresta-PE: Area I, cleared using chains in 1987, and Area II, with no recent deforestation history. To monitor vegetation, 40 permanent plots (20 m x 20 m) were installed in each area, with data collected in 2008 and from 2011 to 2023, considering only individuals and stems with a circumference at 1.30 m above ground ≥ 6 cm. Evaluations included the number of individuals and stems, floristic listing, phytosociological parameters, Shannon-Weaver diversity index, recruitment, mortality, biomass growth, and increment. The SPI was calculated to quantify rainfall deficits or excesses during the analyzed period, while mortality and recruitment data were subjected to geostatistical analysis based on classical semivariations. In Area I, between 2008 and 2023, there was a 19% reduction in the number of individuals and an 18% reduction in stems. In Area II, the decrease was 40% and 41%, respectively. The species *Cenostigma bracteosum* stood out in both fragments across all phytosociological parameters, while *Jatropha mollissima* ranked as the second species with the highest VI from 2018 to 2023. Horizontal structure parameters showed a decrease in both areas, except for basal area in Area I. The Shannon-Weaver diversity index (H') showed a declining trend over the years. The mortality and recruitment of shrub-tree individuals, stems, and biomass were closely associated with recorded drought events, demonstrating the direct impact of water deficits on vegetation dynamics. High mortality and low recruitment values throughout the study period were linked to water deficits, as evidenced by precipitation data and SPI analysis.

Keywords: Caatinga, Drought, Mortality, Recruitment, Production, SPI, Geostatistics.

1. INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) são características de regiões semiáridas que apresentam elevado déficit hídrico, chuvas irregulares e mal distribuídas, cuja fisionomia da vegetação varia ao longo do ano, sendo a deciduidade das folhas uma importante estratégia de enfrentamento da estação seca (Dryflor et al., 2016; Aguilar-Peralta et al., 2020; Marengo et al., 2022). Estão distribuídas em extensas áreas não contínuas no continente africano, na América Latina e na região da Ásia-Pacífico (Bastin et al., 2017, Siyum, 2020).

O Bioma Caatinga, majoritariamente localizado no Nordeste brasileiro, abriga o maior e mais biodiverso núcleo de FTSS contínua do mundo (Allen et al., 2017; Queiroz et al., 2017; Silva et al., 2017), possuindo uma grande diversidade de espécies endêmicas e de paisagens, sendo responsável por gerar e desempenhar, respectivamente, diversos produtos e serviços ecossistêmicos para a população (Lima et al., 2021). No entanto, ações antrópicas, principalmente relacionadas às atividades de agricultura de subsistência e pecuária extensiva, historicamente têm levado à degradação de sua vegetação, cujos efeitos são intensificados, principalmente, pelo aumento populacional e expansão de áreas urbanas e industriais (Sousa et al., 2021; Jardim et al., 2022; Silva et al., 2022a).

Associado à exploração insustentável da vegetação das FTSS, assim como as alterações climáticas, existe um passivo ambiental a ser compensado, surgindo a necessidade de aprofundar ainda mais as pesquisas, a fim de entender a dinâmica da floresta seca após sofrer distúrbios antrópicos. Nesse sentido, o monitoramento espaço-temporal da vegetação compreende uma ferramenta essencial para auxiliar na busca de alternativas de uso sustentável dos recursos florestais.

Estudos sobre a dinâmica das comunidades ou populações florestais são realizados por meio de análise da variação na composição florística e estrutura florestal no espaço e ao longo do tempo, por meio de avaliações da produtividade, crescimento, ingresso e mortalidade (Sousa et al., 2012; Rao et al., 2019; Ruggiero et al., 2023). Vale salientar que a ocorrência de árvores e arbustos com múltiplos fustes é uma característica marcante das espécies da caatinga (Ferreira et al., 2014; Lima et al., 2021; Costa Junior et al., 2022a). Assim, tal característica deve ser considerada nos estudos de dinâmica do crescimento populacional da vegetação, de modo que seus componentes (mortalidade, ingresso, crescimento e outros) sejam o resultado dos valores referentes aos indivíduos e aos fustes.

Para compreender a dinâmica das comunidades florestais, é essencial considerar que as mudanças na estrutura florestal são fortemente influenciadas por fatores ambientais, como a seca. As secas prolongadas são consideradas uma das principais causas de alterações estruturais

nas florestas, afetando a regeneração e elevando as taxas de mortalidade de indivíduos de uma floresta (Senf et al., 2021; Bauman et al., 2022). Esse fenômeno pode induzir a mortalidade dos indivíduos arbustivo-arbóreos diretamente pela escassez hídrica ou disponibilidade reduzida de carbono, assim como tornar os indivíduos arbustivo-arbóreos mais suscetíveis a estresses bióticos e abióticos (Stephenson et al., 2019; Calvo-Rodrigues et al., 2021).

A região Nordeste do Brasil concentra mais de 50% dos registros dos eventos de seca do País, o que afeta diretamente a população, economia, e, principalmente, a dinâmica da vegetação local (Azevedo et al., 2018; Oliveira-Júnior et al., 2021). Nesse sentido, faz-se necessário conhecer e monitorar a ocorrência dos fenômenos de seca para identificar seu comportamento e variabilidade com melhor precisão, a fim de prever e se prevenir de potenciais impactos na vegetação (Merabti et al., 2023), sendo possível realizar tal monitoramento com o auxílio dos índices de seca.

Atualmente, a exploração, empregabilidade e aplicabilidade de índices de seca em diversos estudos, nos mais diferentes biomas, no Brasil e no mundo, vêm ganhando espaço. Com o objetivo de caracterizar os diferentes efeitos (e.g., antrópicos, naturais e outros) que causam na população e nos biomas, têm-se usado índices, a exemplo do Standard Precipitation Index (SPI), um dos índices de seca mais explorados no mundo (Zarei, 2019; Brasil Neto et al., 2021; Liu et al., 2021; Silva Junior et al., 2022). O SPI é amplamente utilizado por diversos pesquisadores do mundo nas áreas de climatologia, meteorologia, agricultura, gestão florestal e de recursos hídricos, pela sua capacidade de calcular, para qualquer escala de tempo, o fenômeno de seca e pela simplicidade de cálculo, dependendo apenas de dados de precipitação (Mahmoudi et al., 2021).

Diante do exposto, é essencial entender as mudanças nos padrões da dinâmica florestal, a fim de desenvolver práticas de manejo sustentável da floresta para produção. Assim, objetivou-se analisar a dinâmica da composição florística, da estrutura fitossociológica, de crescimento e de produção em floresta seca antropizada no semiárido brasileiro, com diferentes históricos de distúrbios, entre os anos de 2008 e 2023, além de associar os eventos de seca registrados na região, com base no SPI, na dinâmica da vegetação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Itapemirim, pertencente à Agrimex S.A., localizada no município de Floresta- PE, mesorregião do São Francisco pernambucano e microrregião de Itaparica, sob as coordenadas 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste. A área total da Fazenda é de, aproximadamente, 6.000 ha. O estudo foi realizado em duas áreas amostrais, com diferentes históricos de distúrbios, sendo: Área 1 - Último corte raso realizado na área foi no ano de 1987; e Área 2 - Sem registro de intervenções recentes, considerada como área conservada (Figura 1).

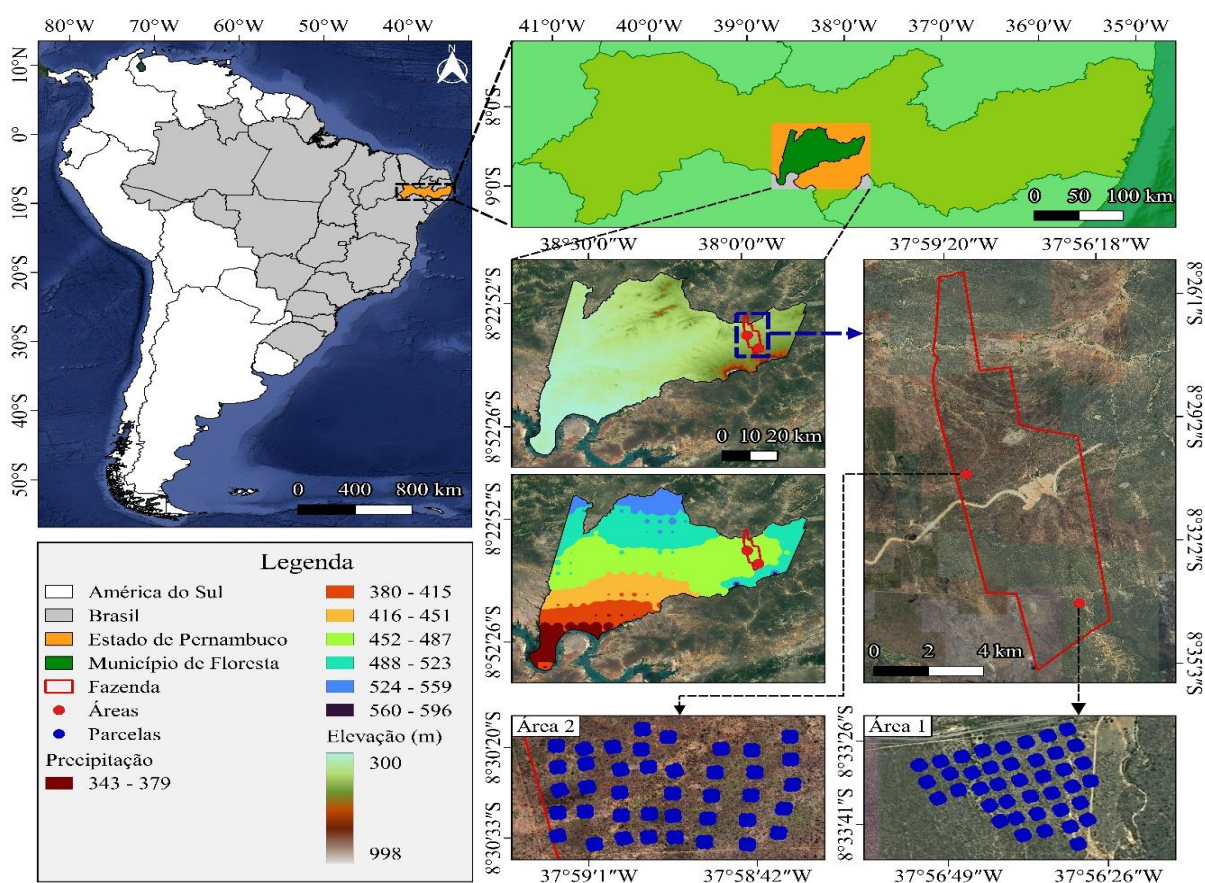


Figura 1 – Localização geográfica e distribuição espacial das unidades amostrais na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.

O município de Floresta está inserido na ecorregião da Depressão Sertaneja Meridional. Esta região é caracterizada como uma das mais impactadas pela ação antrópica, com poucas áreas protegidas, tanto em número quanto em área total, e ausência de categoria de proteção (Velloso et al., 2002; Medeiros et al., 2022). O clima da região é caracterizado do tipo BSh – quente, semiárido, tipo estepe, marcado por uma estação seca e outra chuvosa (Beck et al.,

2018). Possui temperatura média anual de 27,8°C, com médias anuais de precipitação da ordem de 520,7 mm, com período de chuva concentrado de janeiro a junho, cujos meses mais chuvosos são março e abril (Costa Júnior et al., 2022b). O solo da região é caracterizado como Luvisolos Crônicos pouco profundo, com textura superficial arenosa à média (Embrapa, 2018). A prática predominante da região é o uso de pastoreio extensivo de animais domésticos, principalmente caprinos (Leal et al., 2017).

A vegetação da área é do tipo arbustivo-arbórea, com ocorrência de árvores com múltiplos fustes, cactáceas, estrato herbáceo e bromeliáceas, como a macambira (*Bromelia laciniosa* Mart. ex Schultes f.) e caroá (*Neoglaziovia variegata* (Arr. Cam.) Mez.), além da ocorrência da espécie *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett, utilizada pelas populações tracionais para confeccionar peças de artesanato (Figura 2). Observa-se, ainda, a ocorrência de espécies caducifólias, fitofisionomia típica de uma Savana Estépica arborizada (IBGE, 2012).

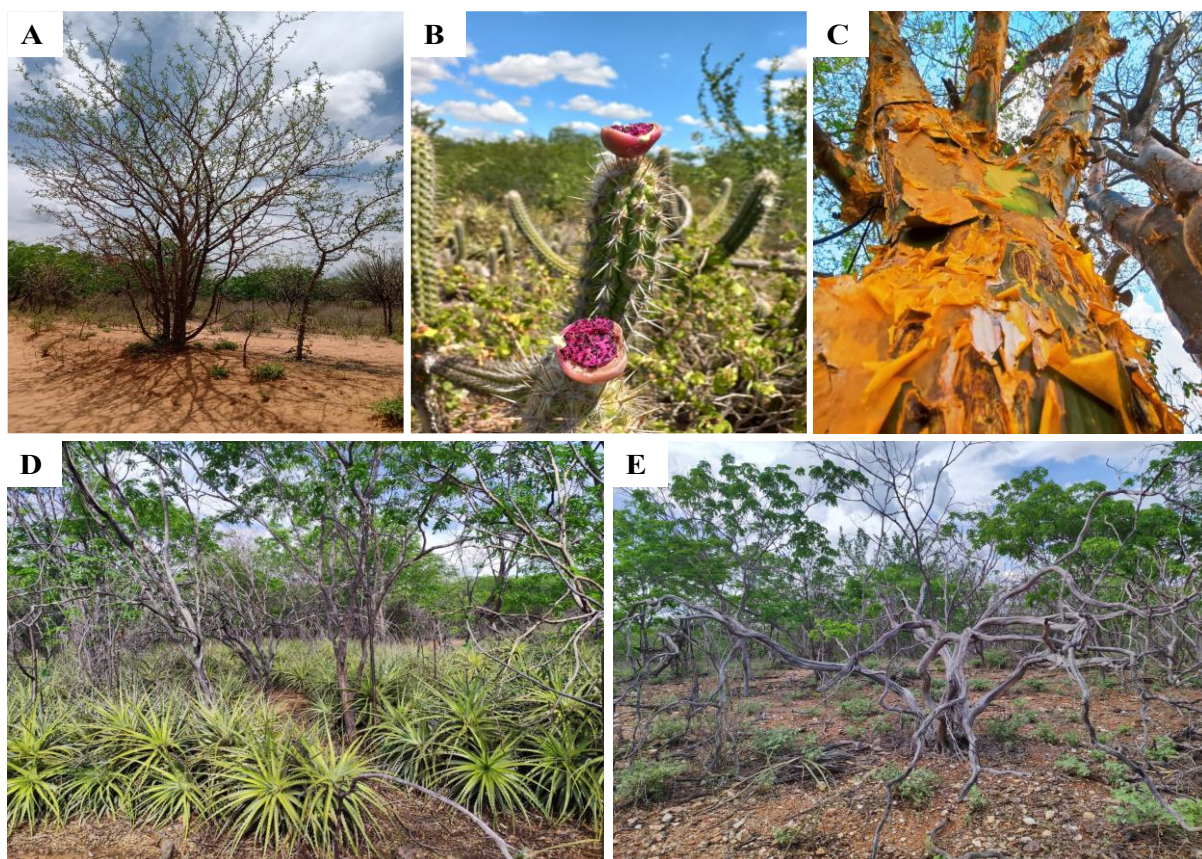


Figura 2 – Características da vegetação nas unidades amostrais, espécies múltiplos fustes (A), cactáceas (B), caule da *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett (C), espécies arbóreas competindo com bromélias (D) e árvores mortas (E), na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.

2.2. Caracterização das áreas experimentais

A Área I está situada próxima à rodovia estadual PE-360, ao sul da fazenda. O último manejo no uso e cobertura do solo na área foi realizado no ano de 1987, com a retirada da

vegetação, com auxílio de correntes, para plantio de eucalipto, porém a área foi abandonada e se encontra em processo de regeneração desde então.

A Área II está localizada no interior da fazenda e sua vegetação é considerada conservada, pois não apresenta histórico recente de corte, sendo os produtos florestais explorados eventualmente, apenas para manutenções de cercas que limitam o local. Ambas áreas possuem, aproximadamente, 50 ha cada e atualmente são pastejadas por animais, principalmente caprinos, de forma extensiva.

2.3. Coleta de dados

Os dados são provenientes de 80 parcelas permanentes, situadas nas áreas de estudo (40 em cada área), com dimensões de 20 m x 20 m (400 m²), equidistantes 80 m entre si, com 50 m da bordadura, totalizando 3,2 ha de área amostrada. As parcelas foram instaladas em campo no ano de 2008, sendo monitoradas anualmente desde 2011. Para a obtenção das coordenadas das parcelas, foi utilizada uma Antena Digital Trimble Catalyst interligada a um dispositivo smartphone, que, em conjunto, são capazes de rastrear sinais L1/L2C do GPS. A coleta das coordenadas geográficas foi realizada com precisão sub-métrica (0,3 m a 0,75 m).

Na instalação das parcelas, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência a 1,30m do solo ($C \geq 6$ cm) foram mensurados, identificados e etiquetados em sua C, visando padronizar o local da medição. De 2011 a 2023, anualmente, todos os indivíduos foram remedidos e aqueles que atingiram os limites mínimos ($C \geq 6$ cm) foram incluídos na amostragem, assim como, os mortos e caídos. A identificação botânica foi realizada em campo e comparada, por meio de exsicatas, no Herbário Sérgio Tavares do Departamento de Ciência Florestal da Universidade Federal Rural de Pernambuco. A nomenclatura dos táxons foi revisada de acordo com a lista de espécies de flora do Brasil (BFG, 2015), e a classificação botânica seguiu o APG IV (APG IV, 2016).

Neste estudo, um indivíduo/fuste foi considerado morto quando não apresentava sinais visíveis de atividade meristemática, com presença de caule seco e de casca sem tecido vivo, e, quando descascada superficialmente, apresentava características determinantes para atribuir a mortalidade. Foram considerados ingressos quando atingiram os critérios de inclusão mínimos para serem considerados arbóreos, isto é, circunferência a 1,30 m do solo (C) igual/maior que 6 cm, de acordo com as recomendações do protocolo de medições de parcelas permanentes para caatinga. Todas as bifurcações que ocorreram abaixo de 1,30 m, em uma mesma árvore, e que tivessem o critério mínimo de inclusão adotado ($C \geq 6$ cm) foram consideradas fustes.

2.4. Caracterização pluviométrica e temperatura do ar via TerraClimate

Para caracterizar os padrões e a variabilidade das chuvas e de temperatura do ar (T_{ar} , °C) na região de estudo, foram utilizados dados de frequência mensal do modelo TerraClimate, que são cobertos por dados de balanço hídrico e climático, com resolução espacial de aproximadamente 4 km ($1/24^\circ$), com uma resolução temporal de 1958 até o presente (Abatzoglou et al., 2018). O conjunto de dados TerraClimate é dividido em variáveis climáticas primárias e secundárias. As variáveis climáticas primárias são: temperatura máxima, temperatura mínima, pressão de vapor, acúmulo de precipitação, radiação descendente de ondas curtas na superfície e velocidade do vento. Variáveis climáticas secundárias são: evapotranspiração de referência (modelo padronizado ASCE Penman-Monteith), escoamento, evapotranspiração real, déficit hídrico climático, umidade do solo, água equivalente à neve, índice de severidade de seca de Palmer (PDSI) e déficit de pressão de vapor.

Para o presente estudo, foi utilizada a precipitação anual (mm) e temperatura média do ar (T_{ar} , °C). Os dados foram obtidos especificamente da plataforma Climate Engine (plataforma de processamento de imagens da TerraClimate, com dados de pontos georreferenciados), disponível no seguinte endereço: <<https://climateengine.com/>>. Posteriormente, a precipitação e temperatura média obtidas para a área de estudo foram associadas aos parâmetros da dinâmica da vegetação, buscando verificar se existe relação entre tais variáveis.

2.4.1. Validação dos dados do TerraClimate

Para avaliar os dados do TerraClimate, foram utilizadas regressões lineares de 2011 a 2023, com base nos dados mensais obtidos (chuva e T_{ar}), usando o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de Pearson (r) e a raiz quadrada do erro médio (RMSE, mm/°C). Como ajuste e fator de correlação com dados pluviométricos e de temperatura do TerraClimate, os dados observados foram obtidos de uma estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET - do município de Ibimirim, PE, mesorregião do São Francisco pernambucano e microrregião de Itaparica, sob as coordenadas 8°30'34" Latitude Sul e 37°42'42" Longitude Oeste, a uma altitude de 434,23 m (INMET, 2021), que foram comparados aos dados observados no TerraClimate (onde está localizada a estação meteorológica). A partir da validação dos dados do sensor, foi realizada a extração dos valores mensais de chuva e T_{ar} da área de estudo, no período de 01 de janeiro de 2011 a 31 de dezembro de 2023.

2.5. Análise do Standardized Precipitation Index (SPI)

A formulação do SPI é baseada na função densidade de probabilidade Gamma (Eq. 1), calculada de forma mensal, onde α é o parâmetro de forma ($\alpha > 0$), β é o parâmetro de escala ($\beta > 0$), estimados empregando-se o método de máxima verossimilhança; o x é a quantidade de chuva. Os valores atribuídos são normalizados e transformados para uma distribuição normal padrão (i.e. média 0 e variância 1) (Edwards; McKee, 1997). O cálculo do SPI usa apenas valores pluviométricos (Lyra et al., 2017; Oliveira Júnior et al., 2021) e categoriza um evento de seca quando o SPI apresenta valores contínuos negativos. Quando o SPI é positivo, ocorre o encerramento do evento de seca (McKee et al., 1993). Maiores detalhes sobre as formulações matemáticas e procedimentos estatísticos utilizados no cálculo do SPI podem ser encontrados em McKee et al. (1993).

$$F(x) = \int_0^x f(x)dx = \frac{1}{\Gamma(\alpha)\beta^\alpha} \int_0^x x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}} dx \quad (\text{Eq.1})$$

Após o cálculo, o SPI foi categorizado de acordo com a Tabela 1 e analisado na escala mensal (SPI-1). Para o cálculo do SPI, foi utilizado o pacote SPEI da biblioteca do *software* R versão 4.0.3 (R Core Team, 2020).

Tabela 1 – Classificação do SPI, segundo McKee *et al.* (1993).

SPI	Classificação
$\geq 2,00$	Extremamente Úmido
1,00 a 1,99	Severamente Úmido
0,50 a 0,99	Moderadamente Úmido
0,49 a -0,49	Próximo ao Normal
-0,50 a -0,99	Moderadamente Seco
-1,00 a -1,99	Severamente Seco
$\leq -2,00$	Extremamente Seco

O objetivo de calcular o SPI foi quantificar o déficit ou excesso de chuva no período avaliado (2012-2021) e associar tais resultados aos parâmetros avaliados, buscando verificar se existe relação desses com eventos de seca registrados na área de estudo.

2.6. Análise da Florística, Fitossociologia e Diversidade

Com as medições e avaliações nos diferentes anos, foram avaliados os parâmetros florísticos, fitossociológicos e a diversidade para quatro períodos distintos, sendo três com amplitude de cinco anos e um período com intervalo de quinze anos, período que corresponde ao ciclo de corte mínimo estabelecido pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH, 2006). Desta forma, foram utilizados, para efeito comparativo, os intervalos de tempo: 2008-2013; 2013-2018; 2018-2023; e 2008-2023.

2.6.1. Análise da estrutura horizontal da vegetação

Os dados de campo foram utilizados para calcular as estimativas de parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal (frequência, densidade, dominância e valor de importância), absolutos e relativos, de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Vale salientar que, quando os indivíduos apresentaram mais de um fuste, foi realizado o cálculo do diâmetro equivalente, com base na seguinte fórmula (Eq.2):

$$d_{eq} = \sqrt{\sum_i D_i^2} \quad (\text{Eq.2})$$

Em que:

d_{eq} = Diâmetro equivalente;

D_i^2 = Quadrado do diâmetro à altura do peito do i -ésimo fuste de uma determinada planta.

2.6.1.1. Frequência

A frequência é um descritor do número de observações realizadas pelo pesquisador de seu objeto de estudo e pode ser expressa de forma absoluta ou percentual (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974; Freitas; Magalhães, 2012).

A **frequência absoluta** indica a porcentagem (ou proporção) de ocorrência de uma espécie em uma determinada área, de acordo com a equação 3:

$$FA_i = \left(\frac{u_i}{u_t} \right) \quad (\text{Eq.3})$$

Já a **frequência relativa** é a relação entre a frequência absoluta de cada espécie e a soma das frequências absolutas de todas as espécies amostradas, de acordo com a equação 4:

$$FA_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^p FA_i} \right) * 100 \quad (\text{Eq.4})$$

Em que, FA_i = frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal; FR_i = frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal; u_i = número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre; e u_t = número total de unidades amostrais.

2.6.1.2. Densidade

A densidade é um parâmetro ecológico que mostra a ocupação do espaço pelo indivíduo, e como a frequência pode ser expressa de forma absoluta ou percentual (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974; Freitas; Magalhães, 2012).

A **densidade absoluta** é o número de indivíduos de uma espécie por unidade de área. Em geral, a unidade amostra utilizada em formações florestais é um hectare (10.000 m²), de acordo com a equação 5:

$$DA_i = \left(\frac{n_i}{A} \right) \quad (\text{Eq.5})$$

Já a **densidade relativa** indica a participação de cada espécie em relação ao número total de árvores/indivíduos, de acordo com a equação 6:

$$DA_i = \left(\frac{DA_i}{DT} \right) * 100 \quad (\text{Eq.6})$$

Em que, DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; DR_i = densidade relativa (%) da i-ésima espécie; DT = densidade total, em número de indivíduos por hectare (soma das densidades de todas as espécies amostradas); n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem; N = número total de indivíduos amostrados; e A = número total de unidades amostrais.

2.6.1.3. Dominância

A Dominância é definida como a taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma espécie. Quando se emprega o método de parcelas, pode ser expressa pela área basal total do tronco, ou pela área de coberturas da copa (ou seu diâmetro, ou seu raio), ou, ainda, pelo número de indivíduos amostrados.

Para comunidades florestais, a dominância, geralmente, é obtida através da área basal, que expressa quantos metros quadrados a espécie ocupa numa unidade de área. Os valores individuais de área basal (A) podem ser calculados a partir do perímetro ou do diâmetro (Eq.7):

$$g_i = \left(\frac{\pi * DAP^2}{40.000} \right), \text{ se o D estiver em cm.} \quad (\text{Eq.7})$$

Em que, g_i = área basal da i-ésima espécie, em m^2 ; e D = diâmetro à altura do peito.

A **dominância absoluta** é calculada a partir da somatória da área basal dos indivíduos de cada espécie, de acordo com a equação 8:

$$DoA_i = \left(\frac{g_i}{A} \right) \quad (\text{Eq.8})$$

Já a **dominância relativa** representa a relação entre a área basal total de uma espécie e a área basal total de todas as espécies amostradas, de acordo com a equação 9:

$$DoR_i = \left(\frac{DoA_i}{DoT} \right) \quad (\text{Eq.9})$$

Em que, DoA_i = dominância absoluta da i-ésima espécie, em $m^2 \cdot ha^{-1}$; DoR_i = dominância relativa (%) da i-ésima espécie; DoT = dominância total, em m^2/ha (soma das dominâncias de todas as espécies); g_i = área basal da i-ésima espécie, em m^2 ; e A = número total de unidades amostrais.

2.6.1.4. Valor de importância

Representa em que grau a espécie se encontra bem estabelecida na comunidade e resulta em valores relativos já calculados para a densidade, a frequência e a dominância, atingindo, portanto, valor máximo de 300, de acordo com a equação 10:

$$IVI_i = FR_i + DR_i + DoR_i \quad (\text{Eq.10})$$

2.6.2. Diversidade Florística

Para o cálculo da diversidade florística, foi empregado o índice de Shannon (H'), também denominado de Shannon-Weaver, um índice não-paramétrico, baseado na abundância proporcional de espécies, que busca unir a riqueza de espécies e a similaridade em uma única informação (Magurran, 1988). Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade de área, de acordo com o descrito no estudo de Souza e Soares (2013). Para seu cálculo, foi utilizado logaritmo na neperiana (e), conforme a equação 11.

$$H' = \frac{[N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N} \quad (\text{Eq.11})$$

Em que, H' = Índice de Shannon-Weaver; n_i = Número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie; N = Número total de indivíduos amostrados; S = Número total de espécies amostradas; e $\ln$ = logaritmo de base neperiana.

2.7. Análise dos Componentes da Dinâmica Florestal

Com relação aos componentes da dinâmica, os dados foram avaliados com o intuito de identificar padrões de comportamento na vegetação nos períodos avaliados. Os dados foram analisados a nível de comunidade e espécie. Para isso, foram selecionadas, em cada área, as espécies arbustivas-arbóreas com densidade absoluta no primeiro inventário (2008) igual ou superior a 50 indivíduos por hectare (Tabela 2).

Tabela 2 – Levantamento das espécies arbustivas-arbóreas com densidade absoluta (DA) igual ou superior a 50 indivíduos por hectare.

ESPÉCIES	DA - 2008 (ÁREA I)	DA - 2008 (ÁREA II)
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	356,25	682,5
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	63,75	227,5
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	61,25	-
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Walp.	-	70,63
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	-	63,75
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	-	61,88
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	52,50	-

2.7.1. Estoque de biomassa

O estoque de biomassa da área de estudo foi estimado por meio da equação alométrica geral (Equação 12), desenvolvida por Dalla Lana et al. (2018), que foi ajustada com dados obtidos no inventário florestal realizado na área II no ano de 2013. Os autores selecionaram estas espécies com base na representatividade das mesmas para área, as quais, juntas, somaram mais de 90% da densidade total.

$$\ln \widehat{B_{to}} = -1,2884 + 1,6102 \times \ln(d) + 0,4343 \times \ln(h) \quad (\text{Eq. 12})$$

2.7.2. Mortalidade e Ingresso

Com base nas estimativas do número de árvores, fustes mortos e ingressos nos períodos avaliados (2008-2013; 2013-2018; 2018-2023; 2008-2023), por hectare, foram estimados a mortalidade e o recrutamento correspondentes. Para a biomassa morta e o ingresso de cada período, foram utilizadas as estimativas por hectare e por espécie.

2.7.2.1. Modelagem geoestatística e mapas de krigagem da mortalidade e ingresso

Para as análises geoestatísticas, foram utilizados os dados numéricos de mortalidade e ingresso de árvores e fustes, obtidos nas 80 parcelas permanentes instaladas nas áreas de estudo,

no período de 2012 a 2023. Vale destacar que, em 2011, não houve registro de mortalidade ou ingresso nas áreas avaliadas, o que justifica o início das análises a partir de 2012. Os dados foram submetidos à análise de geoestatística, realizada com base no cálculo das semivariâncias clássicas (Eq. 13), que estima a estrutura e a dependência espacial entre os pares de observações.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que, $\gamma(h)$ - é o estimador da semivariância experimental, obtida pelos valores amostrados $Z(X_i)$, $Z(X_i+h)$; $N(h)$ - é o número de pares de valores medidos separados pelo vetor ou distância de atraso; h - é a distância entre pares amostrais (i.e., é a distância entre duas amostras); $Z(X_i)$ e $Z(X_i+h)$ - são os valores da i -ésima observação da variável regionalizada, coletados nos pontos X_i e X_i+h ($i = 1, \dots, n$), separados pelo vetor h .

A dependência espacial foi analisada por meio do ajuste do semivariograma, com base na estimativa da semivariância, utilizando o programa GS+ versão 7.0 (Gamma Design Software, 2000). A identificação da existência de estrutura espacial nos dados se baseou na interpretação visual dos semivariogramas, considerando-se características como o formato da curva, o alcance e a presença de platô, que indicam a estabilização da semivariância, a partir de determinada distância entre os pontos amostrais.

Os dados foram ajustados aos modelos esférico, exponencial e gaussiano (Eqs. 14, 15 e 16), respectivamente, de acordo com Deutsch et al. (1998). Os modelos esférico, exponencial e gaussiano são denominados na literatura de modelos teóricos transitivos, sendo mais comuns para ajustes dos semivariogramas (Gois et al., 2015). A seleção do modelo que melhor representou a estrutura espacial dos dados foi realizada com base no coeficiente de determinação (R^2), priorizando-se os ajustes com valores mais próximos de 1, o que indica maior qualidade de representação entre os valores experimentais e os estimados pelo modelo teórico.

Modelo Esférico:

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C * \left[1,5 \frac{h}{a} - 0,5 \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right], & \text{para } 0 \leq h \leq a \\ C_0 + C, & \text{para } h > a \end{cases} \quad (\text{Eq. 14})$$

Modelo Exponencial:

$$\gamma(h) = C_0 + C * \left[1 - \exp\left(-\frac{3h}{a}\right) \right] \quad (\text{Eq. 15})$$

Modelo Gaussiano:

$$\gamma(h) = C_0 + C * \left[1 - \exp\left(-\frac{(3h)^2}{a^2}\right) \right] \quad (\text{Eq. 16})$$

Em que, $\gamma(h)$ - é o estimador da semivariância experimental; $C_0 + C$ - é o patamar (i.e., é o efeito pepita mais a dispersão da variância, dado pelas siglas C_0 e C , respectivamente); h - é a distância entre pares amostrais; e a - é o alcance (m).

Os melhores modelos dos semivariogramas ajustados foram validados pela validação cruzada do teste de Jack-Knifing, em que a média deve ser próxima a zero e o desvio-padrão próximo a 1 (e.g., Vauclin et al., 1983). O programa utilizado para essa análise foi o GEO-EAS[®] (England et al., 1989). O grau de dependência espacial (GDE) foi classificado de acordo com Cambardella et al. (1994), que sugere dependência forte (Ft) (GDE < 25%); dependência moderada (Md) (GDE entre 25 e 75%) e dependência fraca (Fc) (GDE > 75%) conforme representado na Eq. 17.

$$\text{GDE}(\%) = \frac{C_0}{C_0 + C_1} \quad (\text{Eq. 17})$$

Em que:

GDE = Grau de dependência espacial;

C_0 = Efeito Pepita;

$C_0 + C_1$ = Patamar.

A krigagem dos dados foi realizada no *plugin* SmartMap do *software* QGis. A krigagem foi calibrada com base nos semivariogramas validados, implementados no *plugin*, para avaliação das características espaciais dos dados. O *software* ajusta diferentes tipos de modelos (esférico, exponencial, gaussiano, entre outros) aos dados amostrais e escolhe o que melhor se adapta, com base em critérios como o menor erro de ajuste (geralmente, usando a validação cruzada). Contudo, a geração dos modelos de semivariograma e a validação deles foram realizadas nos *softwares* GS+ e Geoeasy, por se tratar de *softwares* pioneiros na modelagem geoestatísticas.

2.7.3. Crescimento bruto

As estimativas de crescimento bruto em biomassa foram obtidas anualmente, por árvores individuais, para o período de 2011-2023, empregando-se a metodologia de Beers (1962), adaptada por Ferreira et al. (2014). Os autores propuseram uma modificação a fim de

considerar os indivíduos multifustes existentes na Caatinga, característica muito importante para o cálculo dos componentes tradicionais de crescimento para essa vegetação. Assim, as medidas de crescimento bruto foram calculadas pela equação 18.

$$CB = G_2 + M_{fuste} - G_1 \quad (\text{Eq. 18})$$

Em que, CB = crescimento bruto ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$); G_1 = biomassa de indivíduos no início do período de mensuração; G_2 = biomassa de indivíduos no final do período de mensuração; e M_{fuste} = biomassa de fustes mortos durante o período (kg).

O crescimento foi calculado considerando a biomassa de árvores individuais sobrevivente, ou seja, apenas as plantas vivas/medidas na primeira (2011) e última (2023) ocasião do monitoramento, totalizando 695 e 1091 árvores vivas em todas as etapas de monitoramento para as áreas I e II, respectivamente. Sendo assim, para a referida análise, foram excluídos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos mortos integralmente, além dos fustes e árvores ingressos a partir do 2012, a fim de evitar superestimativas de crescimento.

2.8. Análises estatísticas

A priori, foram verificadas as suposições de normalidade residual e homogeneidade de variância para os dados de mortalidade e ingresso, usando os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett (p-Valor > 0,05), respectivamente (Zar, 2010). Além disso, foi testada a transformação de Box-Cos nos dados, entretanto, não foi possível chegar à normalidade dos dados. Assim, para avaliar a estatística entre as variações, optou-se por utilizar análises estatísticas não paramétricas.

A comparação dos parâmetros fitossociológicos e do índice de diversidade de Shannon-Weaver entre os inventários (2008, 2013, 2018 e 2023) foi realizada com base na análise dos intervalos de confiança, calculados de acordo com a metodologia proposta por Jackknife, que se baseia na média e desvio padrão das amostras a um nível de confiança de 95%. A produção em biomassa, mortalidade e o ingresso anual para cada espécie da Tabela 3 (2008, 2013, 2018 e 2023) foi comparada por meio do teste de Wilcoxon e, entre períodos, pelo teste de Friedman e teste de comparações múltiplas de Dunn (Zar, 2010).

As análises fitossociológicas e de crescimento foram realizadas por meio do *software* Mata Nativa 4 (Cientec, 2016). Já as análises estatísticas foram realizadas por meio dos pacotes “stats” e lme4 do programa R (R Development Core Team, 2018).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Validação da precipitação e temperatura do TerraClimate

A partir de dados mensais e anuais acumulados de chuva (mm) e temperatura média do ar (°C), obtidos pela estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e dados estimados pelo modelo TerraClimate, na Figura 3, é apresentada a validação dos dados observados com os estimados. A calibração e validação de dados estimados por modelos globais para o território brasileiro, como é o caso do modelo TerraClimate, vêm sendo abordadas e aplicadas em estudos de variáveis climáticas, conforme apontado no estudo de Filgueiras et al. (2022). A correlação desses dados permite a exploração, com precisão, dos dados climáticos em regiões onde não se tem estações meteorológicas.

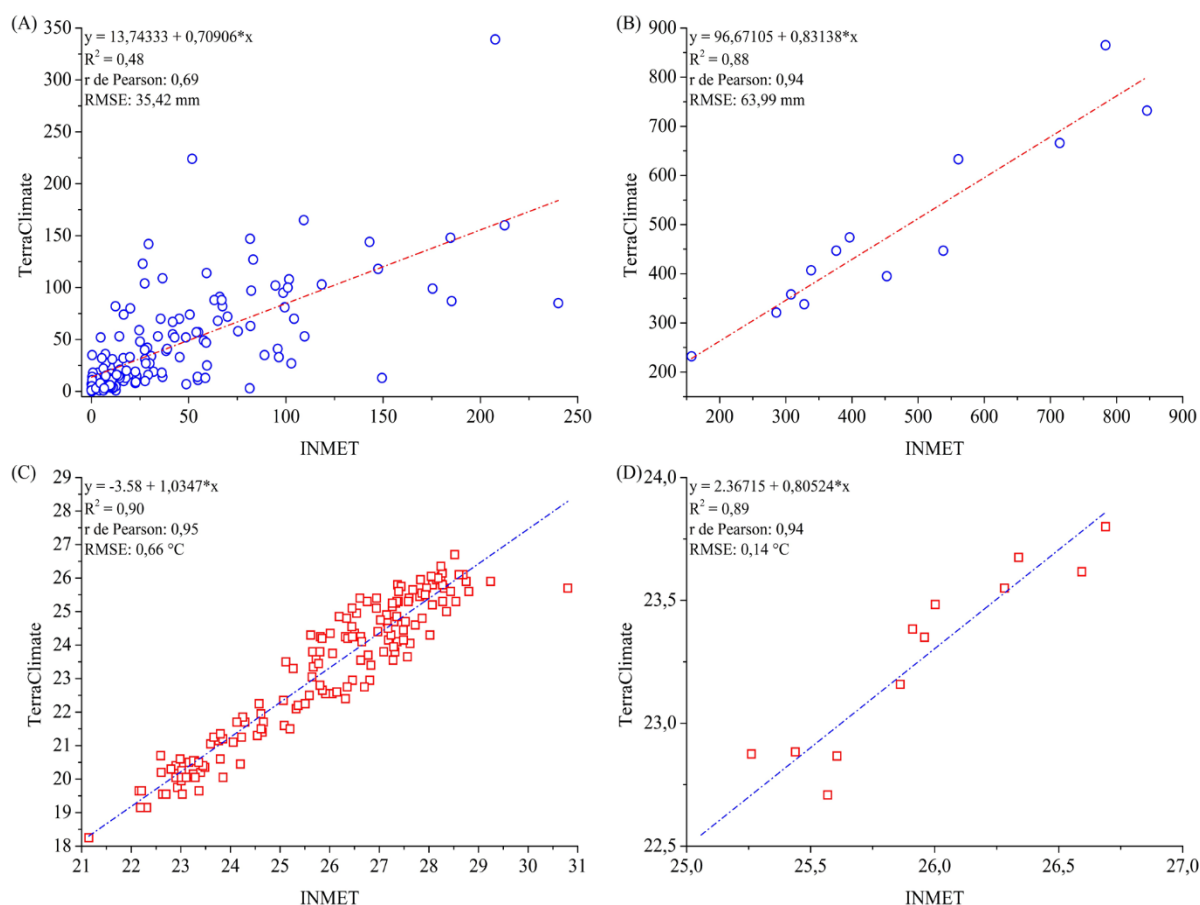


Figura 3 – Validação dos dados observados (INMET) com os estimados (TerraClimate) para chuva mensal (A) e anual (B); e temperatura média compensada do ar mensal (C) e anual (D) entre os anos de 2011 e 2023.

Com base no coeficiente de determinação (R^2), verificou-se que o ajuste da estação com os dados de chuva do TerraClimate apresenta uma tendência, com valores de 0,48 e de 0,88 para os dados mensais e anuais, respectivamente. Quanto ao coeficiente de correlação de

Pearson, foram de 0,69 e de 0,94 para os dados mensais e anuais, respectivamente, apresentando um ajuste adequado, possibilitando a exploração e aplicabilidade dos dados estimados. Estes resultados são semelhantes aos observados por Silva et al. (2022b), que avaliaram a dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal e degradação do solo na microrregião do Vale do Ipojuca, no estado Pernambuco, semiárido brasileiro, por meio de índices de vegetação, no qual, os autores validaram dados de chuva estimados pelo TerraClimate com uma estação meteorológica do INMET, a fim de caracterizar os efeitos da chuva na dinâmica da vegetação, em que obtiveram um R^2 de 0,59 e r de Pearson de 0,77 para os dados mensais explorados. Quanto à Raiz Quadrada do Erro Médio (RMSE), os valores observados nesse estudo foram de 35,42 mm e 63,99 mm para os dados mensais e anuais, respectivamente, corroborando com RMSE de 26,86 mm observados no estudo de Silva et al. (2022b).

Para os dados de temperatura do ar, o R^2 apresentou um ajustes com valor na ordem de 0,90 e 0,89 para as validações mensais e anuais, respectivamente, seguidos do r de Pearson de 0,95 e 0,94 e RMSE 0,66 °C e 0,14 °C. Resultados semelhantes foram observados por Filgueiras et al. (2022), ao comparar e calibrar variáveis climáticas estimadas pelo modelo TerraClimate com estações do INMET para todo o território brasileiro, de 2000 a 2017, no qual, obtiveram R^2 e RMSE com valores na ordem de 0,72 e 2,04, respectivamente.

Os menores valores de R^2 para dados de chuvas são explicados pela alta variabilidade desta variável ao longo do espaço e do tempo, e, principalmente, pelos dados estimados por sensores globais serem superestimados em uma maior grade temporal, influenciando diretamente em reduções significativas no R^2 . Arias e Barriga (2022) avaliaram o desempenho de dados de precipitação, via CHIRPS e TerraClimate, em uma bacia andina colombiana, e enfatizaram em seu estudo que uma maior grade amostral de dados estimados acarreta em uma maior superestimativa no conjunto de dados, assim, reduzir a grade implicará em um melhor ajuste, logo, aumentando a confiabilidade dos dados estimados.

3.2. Dinâmica das chuvas e temperaturas anuais de 2000 a 2023

Com base na validação dos dados do TerraClimate, foram extraídos os valores dos pixels que compõem a região das parcelas experimentais para o total de chuvas e temperaturas médias entre 2000 e 2023, conforme Figura 4. Nota-se que, até o ano de 2011, tanto a precipitação quanto as temperaturas médias foram próximas às normais climatológicas registradas para o município (27,8°C e 520,7 mm, respectivamente), no entanto, apresentou uma tendência de redução da precipitação a partir do ano 2012, ao mesmo tempo em que a temperatura média anual aumentou consideravelmente.

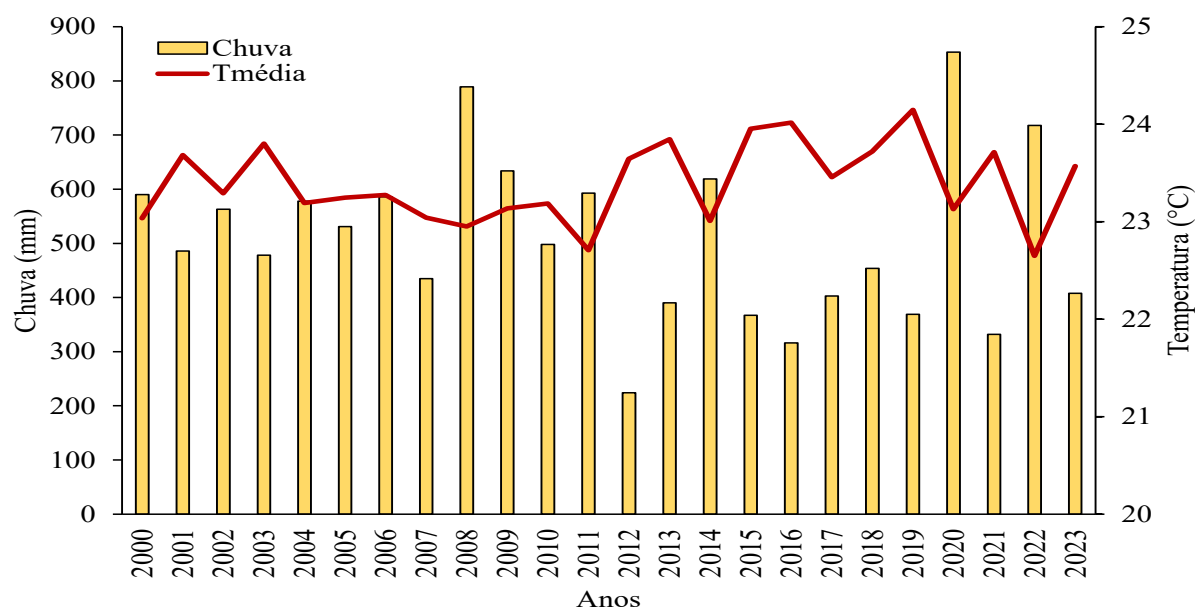


Figura 4 – Médias anuais das chuvas e temperaturas médias (Tméd) de 2000 a 2023 para as parcelas experimentais do município de Floresta, PE.

Durante o período de estudo (2008-2023), foram registrados anos de grandes secas no Nordeste brasileiro. Especialmente na região semiárida nordestina do Brasil, extensas áreas foram afetadas pelos eventos de seca registrados entre os anos de 2012-2016, o que resultou em acentuado déficit hídrico e consequente estresse para a vegetação, pelo menor suprimento de água (Azevedo et al., 2018; Marengo et al., 2020.; Medeiros et al., 2021). Segundo Marengo et al. (2018), o ano hidrológico 2012-2013 foi o que apresentou a maior intensidade de seca, coincidindo com os dados obtidos para a região de estudo, em que o ano de 2012 foi considerado o ano mais crítico, com precipitação inferior a 250 mm (Figura 4).

Pode-se constatar, ainda, que, durante o período de seca, o ano de 2014 apresentou pico de chuva de 619 mm, o que é explicado por Mariano et al. (2018) e Cunha et al. (2019), pois, para os autores, 2013 e 2014 são considerados anos de transição entre grandes secas que ocorreram no Nordeste brasileiro. Todavia, os anos de 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 e 2021 tiveram chuvas abaixo de 500 mm na área de estudo, corroborando o estudo de Silva et al. (2022b), que, avaliando a degradação de uma microrregião no semiárido do NEB, com base em índices biofísicos e mapas de chuva, observaram eventos de grandes secas após o ano de 2016, com precipitações inferiores a 400 mm.

3.3. Standardized Precipitation Index (SPI) mensal de 2000 a 2023

Na série temporal do SPI-12, entre os anos de 2000 e 2023, nas áreas experimentais (Figura 5), é possível observar, em concordância com os dados de precipitação, que houve registros de secas entre os anos de 2012 e 2019. Estas ocorrências coincidem com o período de seca histórica na região Nordeste do Brasil (Marengo et al. 2018). O valor de SPI-12, para o ano de 2014, o categorizou como moderadamente úmido. Esse resultado corrobora com os resultados obtido por Mariano et al. (2018) e Cunha et al. (2019), que consideram tal ano como transição entre secas na região em função da precipitação. Nota-se, ainda, que tais resultados se assemelham com as médias de precipitação obtidas para os demais anos na área de estudo (Figura 4), em que 2012 foi considerado o ano mais crítico com relação ao déficit hídrico, sendo o mesmo categorizado como extremamente seco ($-2,00 <$) pelo referido índice. Costa Júnior et al. (2022b), quantificando a ocorrência de períodos de seca com índices SPI para o município de Ibimirim-PE, destacaram que, na década de 2010, houve três episódios moderadamente secos e um extremamente seco, assim como os resultados obtidos na presente pesquisa.

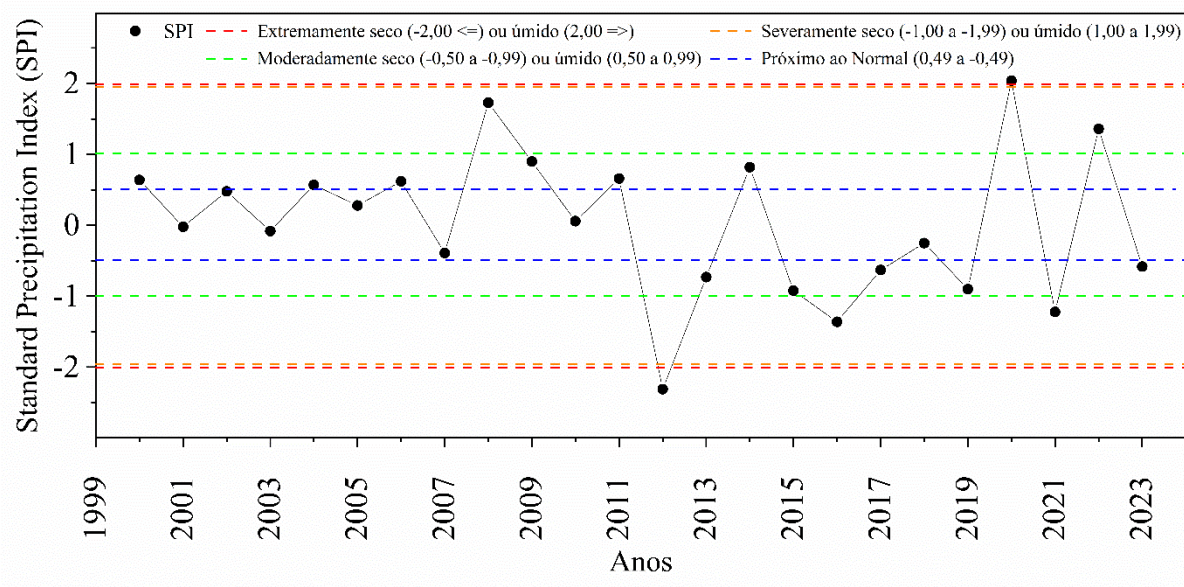


Figura 5 – Standardized Precipitation Index (SPI) anual de 2000 a 2023 para as parcelas experimentais do município de Floresta, PE.

Entre os anos de 2000 e 2006, foi observada uma incidência de condições normais para a região do presente estudo, decorrente da fase ENOS-neutra. Por outro lado, o ano de 2008 se caracterizou como um ano de chuvas severas na região (Figura 5), decorrente, principalmente, do fenômeno da La Niña no Nordeste brasileiro no ano de 2007, proporcionando aumento das chuvas, assim como de sua frequência no Nordeste brasileiro. A La Niña, por se tratar de um

fenômeno que pode durar de 9 a 12 meses, pode ter seus efeitos e impactos sentidos no ano seguinte, como é o caso do município de Floresta, impactado por fortes chuvas no ano de 2008. Os resultados encontrados neste estudo são semelhantes aos obtidos por Jardim et al. (2021), analisando as dinâmicas climáticas espaço-temporais de municípios ao longo de um gradiente longitudinal de leste a nordeste do estado de Pernambuco, no Nordeste do Brasil, de 1993 a 2018, destacam que, para o município de Ibimirim (40 km da área de estudo), os efeitos da La Niña acarretaram fortes chuvas na região no ano de 2008.

Analisar os efeitos das secas e das chuvas em condições mais amenas até as condições extremas se faz fundamental quando se estuda um bioma como o da Caatinga, constituído, principalmente, por ser uma vegetação composta por espécies xerófitas, caracterizado por árvores de pequeno porte e troncos tortuosos com a presença de espinhos, e que, durante a seca, os indivíduos arbustivo-arbóreos perdem suas folhas, observando-se, apenas, a presença dos troncos brancos, com uma vegetação caracteristicamente seca (Silva et al., 2017; Souza et al., 2020).

3.4. Florística

Na Área I, a composição florística revelou a ocorrência de 9 famílias em 2008, representando 19 gêneros e 22 espécies. Em 2013, foram identificadas 8 famílias, 18 gêneros e 21 espécies. Os dados coletados nos anos de 2018 e 2023 corroboram as informações anteriores, conforme apresentado na Tabela 3. Durante o período de 2008 a 2013, observou-se um aumento de 3,8% no número total de árvores e um crescimento de 7% no número de fustes. No entanto, a partir de 2013, houve uma redução no número de indivíduos, com uma diminuição de 19% nos indivíduos arbustivo-arbóreos e 18% nos fustes até 2023.

Já na Área II, por ser considerada mais conservada e sem registros recentes de atividades exploratórias de alto impacto, foi registrada a ocorrência de 11 famílias em 2008, sendo 24 gêneros e 26 espécies; em 2013, de 9 famílias, com 23 gêneros e 25 espécies, destacando a inclusão da espécie *Neocalyptrocalyx longifolium* (Tabela 4). Nos anos de 2018 e 2023, foram registradas 8 famílias, com 21 e 20 gêneros, além de 22 e 21 espécies, respectivamente. Além disso, observou-se uma redução gradual no número de indivíduos ao longo do período estudado. Em comparação a 2008, houve uma diminuição de 9% em 2013, seguida por reduções de 35% em 2018 e 40% em 2023. A dinâmica do número de fustes acompanhou esse padrão, apresentando reduções de 8% em 2013, 41% em 2018 e 48% em 2023.

Tabela 3 – Composição florística da Área I, densidade absoluta (DA) de indivíduos (N° ind.ha⁻¹) e fustes (N° fustes.ha⁻¹), em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.

Família/Nome Científico	Nome Comum	N° de ind.ha ⁻¹				N° de fustes.ha ⁻¹			
		2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
Anacardiaceae									
<i>Astronium urundeuva</i> (Engl.) Fr. All.	Aroeira	16	19	18	18	31	34	29	28
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	4	4	4	4	9	9	8	7
Apocynaceae									
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	7	9	9	9	24	28	33	36
Boraginaceae									
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) JS Mill.	Moleque Duro	2	2	1	1	4	4	1	1
Burseraceae									
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana de Cambão	3	3	3	2	4	4	4	3
Combretaceae									
<i>Combretum glaucocarpum</i> (Mart.)	Sipaúba	44	41	23	18	57	50	29	23
Euphorbiaceae									
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & L. Hoffm.	Favela Brava	1	2	2	2	3	3	6	5
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	28	24	18	17	74	62	47	43
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	38	49	23	17	64	83	36	24
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth.	Quebra Faca	6	7	5	4	9	11	8	6
<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	Pinhão Bravo	53	42	56	76	78	59	73	151
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	Maniçoba	4	3	1	1	4	3	2	2
Fabaceae									
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico	4	3	3	3	5	4	4	4
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong). Steud.	Mororó	3	4	1	1	3	4	1	1
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira	356	379	354	339	1072	1199	1139	1096
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de Embira	64	61	32	28	282	297	156	120
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema Preta	6	3	1	1	43	31	7	4
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Siigler & Ebinger	Jurema Branca	4	1	1	1	8	1	1	1
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & Jobson	Quipembe	61	75	59	53	118	145	114	106
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.)H.S. Irwin & Barneby	Pau de Besouro	3	4	3	2	7	6	3	3
Sapotaceae									
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D. Penn.	Quixabeira Brava	1	1	1	1	4	2	3	3
Verbenaceae									
<i>Lippia organoides</i> Kunth.	Alecrim de Vaqueiro	2	-	-	-	5	-	-	-
Total Geral		708	735	606	596	1906	2039	1701	1665

Tabela 4 – Composição florística da Área II, densidade absoluta (DA) de indivíduos (N° ind.ha⁻¹) e fustes (N° fustes.ha⁻¹), em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.

Familia/Nome Científico	Nome Comum	Nº de ind.ha ⁻¹				Nº de fustes.ha ⁻¹			
		2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
Anacardiaceae									
Astronium urundeuva (Allemão) Engl.	Aroeira	43	47	41	36	91	97	79	64
Schinopsis brasiliensis Engl.	Baraúna	9	9	6	5	12	13	8	6
Spondias tuberosa Arruda	Umbuzeiro	1	1	1	1	4	4	4	4
Apocynaceae									
Aspidosperma pyrifolium Mart.	Pereiro	64	65	53	43	277	305	205	156
Boraginaceae									
Varronia leucocephala (Moric.) J.S.Mill.	Moleque duro	2	-	-	-	4	-	-	-
Burseraceae									
Commiphora leptophloeos (Mart.) J.B.Gillett	Imburana de cambão	14	11	10	8	24	21	19	16
Capparaceae									
Cynophalla flemortouosa (L.) J.Presl	Feijão bravo	2	1	1	1	4	3	3	2
Neocalyptrocalyx longifolium (Mart.) Cornejo & Iltis	Icó	-	1	1	1	-	2	1	1
Combretaceae									
Combretum glaucocarpum Mart.	Sipaúba	6	8	3	1	11	14	3	1
Euphorbiaceae									
Cnidioscolus bahianus (Ule) Pamorto & K.Hoffm.	Faveleira brava	1	1	-	-	6	5	-	-
Cnidioscolus quercifolius Pohl	Faveleira	41	42	35	35	93	95	91	100
Croton heliotropiifolius Kunth	Quebra faca	42	46	26	21	83	92	47	39
Jatropha mollissima (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	24	28	50	94	27	33	64	161
Manihot carthaginensis subsp. glaziovii (Müll.Arg.) Allem	Maniçoba	48	26	6	5	58	31	8	6
Sapium glandulosum (L.) Morong	Burra leiteira	6	5	2	2	11	10	3	3
Fabaceae									
Anadenanthera colubrina var. cebil (Griseb.) Altschul	Angico	62	59	36	31	81	77	42	36
Bauhinia cheilantha (Bong.) Steud.	Mororó	71	71	26	13	111	116	38	16
Cenostigma bracteosum (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira	683	674	524	471	1994	2024	1419	1211
Erythrostemon calycina (Benth.) L.P.Queiroz	Calycina	6	3	1	-	14	3	1	-
Libidibia ferrea (Mart. Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro	2	2	1	1	3	3	2	2
Mimosa ophthalmocentra Mart. ex Benth.	Jurema de embira	228	134	68	58	730	401	151	126
Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir.	Jurema preta	33	25	8	6	102	71	13	8
Piptadenia retusa (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	Jurema branca	19	17	10	9	56	49	26	20
Senna macranthera (DC. emorto Collad.) H.S.Irwin & Bameby	Pau de besouro	1	1	-	-	3	3	-	-
Malpighiaceae									
Ptilochaeta sp.	Ptilochaeta sp.	1	1	1	1	1	1	1	1
Olacaceae									
Ximenia americana L.	Ameixa	1	4	-	-	4	9	-	-
Rhamnaceae									
Ziziphus joazeiro Mart.	Juazeiro	1	-	-	-	1	-	-	-
Total Geral		1406	1280	908	843	3802	3479	2225	1978

A redução de árvores e fustes também é visível em maior parte das espécies individualmente. A *Mimosa ophthalmocentra*, por exemplo, nas duas áreas, apresentou uma queda de mais de 50% em seu número de árvores e fustes entre 2008 e 2023. Além disso, a espécie *Lippia origanoides* não foi observada na área I a partir da segunda etapa de monitoramento, enquanto as espécies *Varronia leucocephala*, *Cnidoscolus bahianus*, *Erythrostemon calycina*, *Senna macranthera*, *Ximenia americana* e *Ziziphus joazeiro* deixaram de fazer parte da composição florística da área II. Tal resultado é alarmante, pois indica que, provavelmente, a perda de espécies não é um fenômeno isolado, mas parte de um padrão mais amplo de alteração na flora da região.

A perda de espécies durante as etapas de monitoramento pode estar relacionada à fragilidade de determinadas espécies frente às condições ambientais da região, além do impacto do pastejo frequente de animais na área de estudo. Um exemplo disso é a espécie *Z. joazeiro*, que costuma ser encontrada em locais com maior disponibilidade de água subterrânea, como em áreas de mata ciliar, onde o solo retém água por mais tempo (Andrade-Lima, 1981). Esse comportamento explica seu desaparecimento das parcelas deste estudo à medida que o estresse hídrico aumentou. A escassez prolongada de água, combinada com a pressão do pastejo, pode ter comprometido a capacidade de sobrevivência das espécies citadas em áreas mais expostas e com menor retenção hídrica.

A redução gradual da vegetação, em termos de árvores e fustes, em ambas áreas estudadas, pode ser atribuída às condições climáticas adversas, especialmente às secas severas e consecutivas, que resultaram em alta taxa de mortalidade. Conforme indicado pela Figura 4, a precipitação ao longo do período analisado se manteve abaixo da média climatológica da região (520,7 mm), com exceção dos anos de 2011, 2014 e 2020. Além disso, os episódios de seca registrados entre 2012 e 2019, conforme indicado pelo índice SPI (Figura 5), coincidem com um período de seca histórica no Nordeste do Brasil (Marengo et al., 2018).

Corroborando esses resultados, Calvo-Rodrigues et al. (2021) avaliaram a influência das variáveis climáticas sazonais, como temperatura, precipitação e evapotranspiração potencial, na dinâmica de acúmulo de carbono florestal em florestas tropicais secas da Costa Rica e Brasil. Esses autores encontraram uma correlação significativa entre essas variáveis climáticas e a mortalidade anual, além da perda de carbono nas florestas, resultados que refletem o impacto negativo das secas sobre a vegetação, como observado no presente estudo.

O aumento no número de árvores e fustes na Área I entre 2008 e 2013 indica uma fase de crescimento e regeneração da vegetação, possivelmente beneficiada por condições ambientais favoráveis. Esse resultado pode estar relacionado à precipitação anual, que foi

relativamente alta nos anos que precederam 2012, destacando-se o ano de 2008, que registrou 789 mm de chuva na área de estudo (Figura 4), acima da precipitação normal climatológica da região. Esse cenário pode ter proporcionado maior disponibilidade hídrica para as plantas, e, aliado à baixa densidade de indivíduos, contribuiu significativamente para o aumento do número de árvores e fustes. No entanto, esse resultado não foi observado para a Área II.

Na Área II, a redução constante durante os períodos de monitoramento, mesmo no intervalo de 2008 a 2013, considerado favorável para a Área I, pode estar relacionada à densidade de árvores e fustes nessa área, que foi, aproximadamente, o dobro da observada na Área I. Nesse contexto, estudos anteriores (Zhang et al., 2017; Zhang et al., 2020) enfatizaram que, em povoamentos mais densos, os indivíduos arbustivo-arbóreos tendem a enfrentar maior competição com os vizinhos, o que pode resultar em taxas de mortalidade mais elevadas e consequente redução de ingressos na vegetação. Portanto, os resultados observados sugerem que a competição entre árvores por recursos, principalmente por água, somadas ao período de seca registrados na região, pode ser um dos principais agentes que influenciou na mortalidade.

A família Fabaceae foi a mais representativa em número de espécies, árvores e fustes para as duas áreas de estudo (Tabela 3 e Tabela 4), seguida da Euphorbiaceae. Esse resultado indica que estas famílias exercem uma função ecológica importante na composição florística da floresta. Esse resultado é esperado, pois a Fabaceae é uma das famílias botânicas com maior número de espécies no mundo (CHASE et al., 2016) e, geralmente, está associada a regiões como a da área de estudo, ou seja, de clima sazonalmente seco ou árido (Pennington et al., 2004).

Apesar da redução constante no número de árvores e fustes, as espécies da família Fabaceae, especialmente a *Cenostigma bracteosum*, mantiveram-se como as mais representativas. Esse fenômeno pode ser explicado pelo fato de que as espécies desta família são reconhecidas como um grupo importante para a produtividade e a estabilidade do ecossistema (Marquard et al., 2009). Suas adaptações a solos intemperizados facilitam seu estabelecimento em ambientes restritivos (Crews, 1999). Além disso, a capacidade das Fabaceae de fixar nitrogênio por meio da nodulação contribui para o estabelecimento de outras espécies (Meira-Neto et al., 2017).

A relação fuste/árvore em nível da comunidade não apresentou grandes variações ao longo dos períodos analisados, permanecendo em três fustes por árvore na Área I, enquanto, na Área II, essa relação diminuiu de três para dois fustes por árvore (Tabela 5). A presença de múltiplos fustes é uma característica marcante das espécies das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), sendo uma estratégia importante para a regeneração,

especialmente quando submetidas a perturbações severas (Lima et al., 2021). O desenvolvimento de vários fustes, nesse contexto, não apenas aumenta a chance de sobrevivência após distúrbios, mas também contribui para a resiliência do ecossistema como um todo, uma vez que as espécies capazes de rebrotar desempenham um papel crucial na regeneração e na manutenção da cobertura vegetal em florestas secas (Bond; Midgley, 2001).

Tabela 5 – Relação fuste/árvore (F/A) para as comunidades e o conjunto de espécies com maior densidade na Área I e II, localizadas em floresta tropical sazonalmente seca nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023.

ESPÉCIES	F/A			
	2008	2013	2018	2023
Área I				
Comunidade	3	3	3	3
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	4	5	5	4
<i>Cenostigma bracteosum</i>	3	3	3	3
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	2	2	2	2
<i>Jatropha molíssima</i>	1	1	2	2
Área II				
Comunidade	3	3	2	2
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	4	5	4	4
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	3	3	2	2
<i>Cenostigma bracteosum</i>	3	3	3	3
<i>Bauhinia cheilantha</i>	2	2	1	1
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	1	1	1

De modo geral, as espécies de maior densidade (Tabela 2), que apresentaram um número elevado de fustes em relação ao número de árvores, foram a *Mimosa ophthalmocentra*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Cenostigma bracteosum*, reconhecidas pela sua alta capacidade de rebrota, resultando em múltiplos fustes. Esses resultados estão em consonância com o estudo de Lima et al. (2021), realizado na mesma propriedade onde a pesquisa foi conduzida, em área que recebeu corte raso, no qual observaram que *C. bracteosum* e *A. pyrifolium* apresentaram uma alta capacidade de rebrota, contribuindo, em 2015, com, aproximadamente, 98% da densidade de brotos, dois anos após o corte raso da vegetação.

3.5. Estrutura horizontal da vegetação

As espécies *Cenostigma bracteosum* e *Mimosa ophthalmocentra* foram as mais dominantes em ambas áreas de estudo durante o primeiro período de monitoramento (2008-2013). Nesse intervalo, juntas, essas espécies representaram mais de 50% da densidade e dominância, além de, aproximadamente, 40% do Índice de Valor de Importância (IVI) nas Áreas I e II, o que evidencia sua ampla distribuição e forte dominância ecológica (Tabela 6). Esses dados sublinham o papel fundamental dessas espécies na composição e na dinâmica das florestas secas da região. De forma semelhante, Barbosa et al. (2012) observaram resultados parecidos em um fragmento de floresta seca no município de Arcoverde, onde *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra* foram as únicas espécies registradas em todas as unidades amostrais, além de apresentarem os maiores valores fitossociológicos, confirmando sua relevância ecológica nesses ecossistemas.

As duas espécies citadas pertencem à família Fabaceae, popularmente conhecida como leguminosas. Uma característica notável dessa família é sua capacidade de formar associações com bactérias que promovem a fixação biológica de nitrogênio. Conforme destacado por Gei et al. (2018), essa fixação não só melhora a aclimação fotossintética das plantas, mas também aumenta a eficiência no uso da água. Além disso, muitas espécies dessa família apresentam folhas bipinadas e folíolos pequenos, o que contribui para a regulação da temperatura foliar e a retenção de água. Essas adaptações são particularmente vantajosas em ambientes com climas quentes e de baixa umidade, como a vegetação abordada neste estudo.

Tabela 6 – Análise da estrutura horizontal na Área I, entre os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, em ordem decrescente com base no VI referente ao ano de 2008.

Nome Científico	AB				DA				DR				FA				FR			
	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	1,656	2,241	2,864	3,795	356,25	379,38	354,38	339,38	50,35	51,62	58,45	56,92	97,50	97,50	97,50	97,50	22,94	24,07	25,66	25,16
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,390	0,475	0,327	0,370	63,75	60,63	31,88	27,50	9,01	8,25	5,26	4,61	45,00	42,50	30,00	30,00	10,59	10,49	7,89	7,74
<i>Jatropha mollissima</i>	0,109	0,078	0,094	0,284	52,50	41,88	46,25	75,63	7,42	5,70	7,63	12,68	47,50	45,50	55,00	65,00	11,18	10,49	14,47	16,77
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,249	0,199	0,247	0,311	28,13	24,38	18,13	16,88	3,98	3,32	2,99	2,83	27,50	22,50	25,00	30,00	6,47	5,56	6,58	7,74
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,042	0,055	0,031	0,036	44,38	41,25	23,13	18,13	6,27	5,61	3,81	3,04	40,00	40,00	30,00	27,50	9,41	9,88	7,89	7,10
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,128	0,219	0,254	0,338	61,25	75,00	58,75	53,13	8,66	10,20	9,69	8,91	15,00	15,00	12,50	12,50	3,53	3,70	3,29	3,23
<i>Astronium urundeuva</i>	0,114	0,142	0,180	0,233	16,25	19,38	18,13	17,50	2,30	2,64	2,99	2,94	32,50	32,50	32,50	32,50	7,65	8,02	8,55	8,39
<i>Croton blanchetianus</i>	0,037	0,066	0,028	0,022	37,50	48,75	22,50	16,88	5,30	6,63	3,71	2,83	12,50	12,50	12,50	12,50	2,94	3,09	3,29	3,23
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,172	0,188	0,069	0,020	2,50	2,50	2,50	1,88	0,35	0,34	0,41	0,31	10,00	10,00	10,00	7,50	2,35	2,47	2,63	1,94
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,107	0,050	0,009	0,008	5,63	2,50	0,63	0,63	0,80	0,34	0,10	0,10	7,50	2,50	2,50	2,50	1,76	0,62	0,66	0,65
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,069	0,071	0,093	0,121	4,38	4,38	4,38	3,75	0,62	0,60	0,72	0,63	12,50	12,50	12,50	12,50	2,94	3,09	3,29	3,23
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,014	0,022	0,036	0,059	6,88	8,75	8,75	8,75	0,97	1,19	1,44	1,47	17,50	20,00	20,00	20,00	4,12	4,94	5,26	5,16
<i>Manihot carthaginensis</i>	0,027	0,009	0,004	0,007	3,75	2,50	1,25	1,25	0,53	0,34	0,21	0,21	10,00	5,00	2,50	2,50	2,35	1,23	0,66	0,65
<i>Senna macranthera</i>	0,005	0,007	0,004	0,004	3,13	3,75	2,50	1,88	0,44	0,51	0,41	0,31	10,00	12,50	7,50	5,00	2,35	3,09	1,97	1,29
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,006	0,010	0,005	0,007	5,63	6,88	5,00	4,38	0,80	0,94	0,82	0,73	7,50	10,00	10,00	10,00	1,76	2,47	2,63	2,58
<i>Piptadenia retusa</i>	0,004	0,001	0,002	0,002	3,75	1,25	1,25	1,25	0,53	0,17	0,21	0,21	7,50	5,00	5,00	5,00	1,76	1,23	1,32	1,29
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,014	0,012	0,018	0,025	3,75	3,13	3,13	3,13	0,53	0,43	0,52	0,52	5,00	5,00	5,00	5,00	1,18	1,23	1,32	1,29
<i>Varronia leucocephala</i>	0,005	0,007	0,001	0,001	1,88	1,88	0,63	0,63	0,27	0,26	0,10	0,10	5,00	5,00	2,50	2,50	1,18	1,23	0,66	0,65
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,001	0,004	0,0004	0,001	2,50	4,38	0,63	1,25	0,35	0,60	0,10	0,21	5,00	7,50	2,50	2,50	1,18	1,85	0,66	0,65
<i>Lippia origanoides</i>	0,002	-	-	-	1,88	-	-	-	0,27	-	-	-	5,00	-	-	-	1,18	-	-	-
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	0,001	0,003	0,007	0,008	1,25	1,88	1,88	1,88	0,18	0,26	0,31	0,31	2,50	2,50	2,50	2,50	0,59	0,62	0,66	0,65
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,002	0,002	0,003	0,003	0,63	0,63	0,63	0,63	0,09	0,09	0,10	0,10	2,50	2,50	2,50	2,50	0,59	0,62	0,66	0,65
Total	3,156	3,860	4,274	5,655	707,5	735	606,25	596,25	100	100	100	100	425	405	380	387,50	100	100	100	100

Continua...

Tabela 6 – Continuação.

Nome Científico	DoA				DoR				VI				VI%			
	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	1,035	1,401	1,790	2,372	52,49	58,06	67,00	67,10	125,78	133,75	151,12	149,18	41,93	44,58	50,37	49,73
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,244	0,297	0,204	0,231	12,36	12,30	7,64	6,54	31,96	31,04	20,80	18,89	10,65	10,35	6,93	6,30
<i>Jatropha mollissima</i>	0,068	0,049	0,059	0,177	3,45	2,01	2,21	5,01	22,04	18,20	24,31	34,47	7,35	6,07	8,10	11,49
<i>Cnidoscopus phyllacanthus</i>	0,156	0,125	0,154	0,195	7,91	5,16	5,78	5,51	18,35	14,04	15,34	16,08	6,12	4,68	5,11	5,36
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,026	0,034	0,019	0,022	1,33	1,42	0,73	0,63	17,01	16,90	12,44	10,77	5,67	5,63	4,15	3,59
<i>Pityrocarpa moniliformis</i>	0,080	0,137	0,159	0,211	4,05	5,68	5,94	5,98	16,23	19,59	18,92	18,12	5,41	6,53	6,31	6,04
<i>Astronium urundeuva</i>	0,071	0,089	0,113	0,145	3,61	3,68	4,21	4,12	13,55	14,34	15,76	15,44	4,52	4,78	5,25	5,15
<i>Croton blanchetianus</i>	0,023	0,042	0,017	0,014	1,17	1,72	0,65	0,40	9,41	11,44	7,65	6,45	3,14	3,81	2,55	2,15
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,108	0,118	0,043	0,013	5,46	4,88	1,62	0,35	8,16	7,69	4,66	2,60	2,72	2,56	1,55	0,87
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,067	0,032	0,006	0,005	3,39	1,31	0,22	0,15	5,95	2,26	0,98	0,90	1,98	0,75	0,33	0,30
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,043	0,044	0,058	0,075	2,19	1,84	2,17	2,13	5,75	5,53	6,18	5,99	1,92	1,84	2,06	2,00
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,009	0,014	0,022	0,037	0,44	0,56	0,83	1,04	5,53	6,69	7,54	7,67	1,84	2,23	2,51	2,56
<i>Manihot glaziovii</i>	0,017	0,006	0,002	0,005	0,86	0,23	0,08	0,13	3,75	1,81	0,95	0,99	1,25	0,60	0,32	0,33
<i>Senna macranthera</i>	0,003	0,004	0,002	0,003	0,16	0,17	0,09	0,07	2,96	3,77	2,48	1,68	0,99	1,26	0,83	0,56
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,004	0,006	0,003	0,004	0,18	0,26	0,13	0,12	2,74	3,66	3,58	3,43	0,91	1,22	1,19	1,14
<i>Piptadenia retusa</i>	0,003	0,001	0,001	0,001	0,13	0,03	0,04	0,04	2,42	1,44	1,56	1,54	0,81	0,48	0,52	0,51
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,009	0,007	0,011	0,016	0,45	0,31	0,43	0,45	2,15	1,97	2,26	2,26	0,72	0,66	0,75	0,75
<i>Varronia leucocephala</i>	0,003	0,004	0,0003	0,0003	0,16	0,17	0,01	0,01	1,60	1,66	0,77	0,76	0,53	0,55	0,26	0,25
<i>Bauhinia cheilanta</i>	0,001	0,002	0,0002	0,001	0,05	0,10	0,01	0,02	1,58	2,55	0,77	0,87	0,53	0,85	0,26	0,29
<i>Lippia organoides</i>	0,001	-	-	-	0,07	-	-	-	1,51	-	-	-	0,50	-	-	-
<i>Cnidoscopus bahianus</i>	0,001	0,002	0,004	0,005	0,05	0,07	0,16	0,15	0,81	0,64	1,12	1,11	0,27	0,31	0,37	0,37
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,001	0,001	0,002	0,002	0,07	0,04	0,07	0,06	0,75	0,74	0,83	0,81	0,25	0,25	0,28	0,27
Total	1,972	2,412	2,671	3,534	100	100	300	100	300	300	300	300	100	100	100	100

Tabela 7 – Análise da estrutura horizontal na Área II, entre os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, em ordem decrescente com base no VI referente ao ano de 2008.

Nome Científico	AB				DA				DR				FA				FR			
	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	3,758	4,321	3,553	3,997	682,5	674,38	523,75	471,25	48,53	52,69	57,67	55,93	100	100	100	100	11,05	11,268	13,79	14,81
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,986	0,534	0,204	0,299	227,5	133,75	67,50	58,13	16,18	10,45	7,43	6,90	100	97,50	82,50	75,00	11,05	10,99	11,38	11,11
<i>Astronium urundeuva</i>	0,668	0,738	0,737	0,856	43,125	46,88	40,63	35,63	3,07	3,66	4,47	4,23	72,5	72,50	70,00	62,50	8,01	8,17	9,66	9,26
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,586	0,676	0,814	1,131	41,25	41,88	35,00	35,00	2,93	3,27	3,85	4,15	65	65,00	60,00	60,00	7,18	7,32	8,28	8,89
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,474	0,586	0,450	0,437	63,75	65,00	53,13	42,50	4,53	5,08	5,85	5,04	62,5	65,00	60,00	55,00	6,91	7,32	8,28	8,15
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,316	0,348	0,200	0,276	61,875	59,38	35,63	31,25	4,4	4,64	3,92	3,71	60,00	60,00	50,00	47,50	6,63	6,76	6,90	7,04
<i>Bauhinia cheilantha</i>	0,067	0,079	0,029	0,022	70,625	70,63	26,25	13,13	5,02	5,52	2,89	1,56	62,5	65,00	50,00	32,50	6,91	7,32	6,90	4,81
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,389	0,346	0,052	0,058	32,5	25,00	7,50	6,25	2,31	1,95	0,83	0,74	47,5	42,50	17,50	17,50	5,25	4,79	2,41	2,59
<i>Manihot glaziovii</i>	0,163	0,120	0,042	0,041	47,5	25,63	6,25	5,00	3,38	2,00	0,63	0,59	50,00	47,50	22,50	17,50	5,52	5,35	3,10	2,59
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,371	0,373	0,405	0,466	13,75	11,25	10,00	8,13	0,98	0,88	1,10	0,96	37,5	35,00	32,50	30,00	4,14	3,94	4,48	4,44
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,051	0,066	0,034	0,046	41,875	45,633	26,25	20,63	2,98	3,56	2,89	2,45	40,00	45,00	37,50	32,50	4,42	5,07	5,17	4,81
<i>Jatropha mollissima</i>	0,022	0,032	0,083	0,304	23,75	27,50	50,00	93,75	1,69	2,15	5,51	11,13	52,5	55,00	67,50	82,50	5,8	6,20	9,31	12,22
<i>Piptadenia retusa</i>	0,098	0,094	0,049	0,060	18,75	16,88	10,00	9,38	1,33	1,32	1,10	1,11	42,5	35,00	17,50	17,50	4,7	3,94	2,41	2,59
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,086	0,098	0,053	0,024	8,75	9,38	6,25	5,00	0,62	0,73	0,69	0,59	27,5	27,50	17,50	15,00	3,04	3,10	2,41	2,22
<i>Sapium glandulosum</i>	0,133	0,118	0,014	0,022	6,25	5,00	1,88	1,88	0,44	0,39	0,21	0,22	20,00	20,00	7,50	7,50	2,21	2,25	1,03	1,11
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,007	0,010	0,002	0,002	5,625	7,50	3,13	1,25	0,4	0,59	0,34	0,15	20,00	22,50	12,50	5,00	2,21	2,54	1,72	0,74
<i>Erythrostemon calycina</i>	0,017	0,003	0,001	-	5,625	2,50	0,63	-	0,4	0,20	0,07	-	10,00	5,00	2,50	-	1,1	0,56	0,34	-
<i>Spondias tuberosa</i>	0,066	0,071	0,078	0,090	0,625	0,63	0,63	0,63	0,04	0,05	0,07	0,07	2,50	2,50	2,50	2,50	0,28	0,28	0,34	0,37
<i>Libidibia ferrea</i>	0,01	0,012	0,013	0,015	1,875	1,88	1,25	1,25	0,13	0,15	0,14	0,15	5,00	5,00	5,00	5,00	0,55	0,56	0,69	0,74
<i>Cynophalla flemortouosa</i>	0,007	0,009	0,009	0,010	1,875	1,25	1,25	1,25	0,13	0,10	0,14	0,15	5,00	5,00	5,00	5,00	0,55	0,56	0,69	0,74
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	0,009	0,010	-	-	1,25	0,63	-	-	0,09	0,05	-	-	5,00	2,50	-	-	0,55	0,28	-	-
<i>Varronia leucocephala</i>	0,004	-	-	-	1,875	-	-	-	0,13	-	-	-	5,00	-	-	-	0,55	-	-	-
<i>Senna macranthera</i>	0,001	0,001	-	-	1,25	1,25	-	-	0,09	0,10	-	-	5,00	5,00	-	-	0,55	0,56	-	-
<i>Ximenia americana</i>	0,003	0,006	-	-	1,25	4,38	-	-	0,09	0,34	-	-	2,50	2,50	-	-	0,28	0,28	-	-
<i>Ziziphus joazeiro</i>	0,001	-	-	-	0,625	-	-	-	0,04	-	-	-	2,50	-	-	-	0,28	-	-	-
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	-	0,001	0,0003	0,0003	-	1,25	0,63	0,63	-	0,10	0,07	0,07	-	2,50	2,50	2,50	-	0,28	0,34	0,37
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,001	0,001	0,001	0,001	0,625	0,63	0,63	0,63	0,04	0,05	0,07	0,07	2,50	2,50	2,50	2,50	0,28	0,28	0,34	0,37
Total	8,294	8,654	6,823	8,159	1406,25	1280	908,13	843	100	100	100	100	905	887,50	725		100	100	100	100

Continua...

Tabela 7 – Continuação.

Nome Científico	DoA				DoR				VI				VI%			
	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023	2008	2013	2018	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	2,349	2,701	2,221	2,498	45,32	49,93	52,08	48,99	104,90	113,88	123,55	119,74	34,97	37,96	41,18	39,91
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,616	0,334	0,128	0,187	11,89	6,17	2,99	3,67	39,12	27,61	21,81	21,68	13,04	9,20	7,27	7,23
<i>Astronium urundeuva</i>	0,418	0,461	0,460	0,535	8,06	8,53	10,80	10,50	19,13	20,36	24,92	23,98	6,38	6,79	8,31	7,99
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,366	0,423	0,509	0,707	7,07	7,82	11,94	13,86	17,19	18,41	24,07	26,90	5,73	6,14	8,02	8,97
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,296	0,366	0,281	0,273	5,71	6,77	6,59	5,36	17,15	19,17	20,71	18,55	5,72	6,39	6,90	6,18
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,198	0,218	0,125	0,173	3,81	4,02	2,94	3,38	14,84	15,42	13,76	14,13	4,95	5,14	4,59	4,71
<i>Bauhinia cheilantha</i>	0,042	0,050	0,018	0,014	0,80	0,92	0,43	0,28	12,73	13,76	10,21	6,65	4,24	4,59	3,40	2,22
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,243	0,217	0,032	0,036	4,69	4,00	0,76	0,71	12,25	10,75	4,00	4,05	4,08	3,58	1,33	1,35
<i>Manihot glaziovii</i>	0,102	0,075	0,026	0,025	01,96	1,39	0,62	0,50	10,87	8,74	4,41	3,68	3,62	2,91	1,47	1,23
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,232	0,233	0,253	0,291	4,48	4,31	5,94	5,71	9,60	9,13	11,52	11,12	3,2	3,04	3,84	3,71
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,032	0,041	0,022	0,029	0,62	0,76	0,50	0,56	8,02	9,40	8,57	7,83	2,67	3,13	2,86	2,61
<i>Jatropha mollissima</i>	0,014	0,020	0,52	0,190	0,26	0,38	1,21	3,73	7,75	8,72	16,03	27,08	2,58	2,91	5,34	9,03
<i>Piptadenia retusa</i>	0,061	0,059	0,031	0,037	1,18	1,08	0,72	0,73	7,21	6,34	4,23	4,44	2,4	2,11	1,41	1,48
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,054	0,061	0,033	0,015	1,04	1,13	0,78	0,30	4,70	4,96	3,88	3,11	1,57	1,65	1,29	1,04
<i>Sapium glandulosum</i>	0,083	0,074	0,009	0,014	1,61	1,36	0,20	0,27	4,26	4,00	1,44	1,60	1,42	1,33	0,48	0,53
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,004	0,006	0,001	0,001	0,08	0,12	0,03	0,02	2,69	3,24	2,10	0,91	0,9	1,08	0,70	0,30
<i>Erythrostemon calycina</i>	0,011	0,002	0,0004	-	0,21	0,03	0,01	-	1,71	0,79	0,42	-	0,57	0,26	0,14	-
<i>Spondias tuberosa</i>	0,041	0,045	0,049	0,056	0,79	0,83	1,14	1,10	1,11	1,16	1,55	1,54	0,37	0,39	0,52	0,51
<i>Libidibia ferrea</i>	0,006	0,007	0,008	0,010	0,12	0,14	0,19	0,19	0,80	0,85	1,02	1,08	0,27	0,28	0,34	0,36
<i>Cynophalla flemortuosa</i>	0,004	0,005	0,006	0,006	0,07	0,10	0,13	0,13	0,77	0,76	0,96	1,02	0,26	0,25	0,32	0,34
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	0,005	0,005	-	-	0,1	0,12	-	-	0,74	0,45	-	-	0,25	0,15	-	-
<i>Varronia leucocephala</i>	0,003	-	-	-	0,05	-	-	-	0,74	-	-	-	0,25	-	-	-
<i>Senna macranthera</i>	0,001	0,001	-	-	0,01	0,02	-	-	0,66	0,68	-	-	0,22	0,23	-	-
<i>Ximenia americana</i>	0,002	0,004	-	-	0,04	0,07	-	-	0,40	0,69	-	-	0,13	0,23	-	-
<i>Ziziphus joazeiro</i>	0,001	-	-	-	0,01	-	-	-	0,33	-	-	-	0,11	-	-	-
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	-	0,001	0,0003	0,0002	-	0,01	0,01	0,004	-	0,39	0,42	0,45	-	0,13	0,14	0,15
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,001	0,0003	0,0002	0,0004	0,01	0,005	0,005	0,01	0,32	0,34	0,42	0,45	0,11	0,11	0,14	0,15
Total	5,184	5,409	4,264	5,100	100	100	100	100	300	300	300	300	100	100	100	100

Entre o período de 2013-2018, houve uma notável mudança na distribuição das espécies com os maiores parâmetros fitossociológicos, com *Cnidoscolus quercifolius* e *Astronium urundeuva* se destacando na Área II como a segunda e terceira espécies de maior VI, respectivamente. Esse reposicionamento pode estar relacionado ao aumento significativo na área basal de *C. quercifolius*, indicando um crescimento expressivo dessa espécie, possivelmente favorecido por condições ambientais mais adequadas, menor competição por recursos ou pela sua proteção contra a herbívora por meio dos seus pelos urticantes (Ferreira et al., 2023).

Por outro lado, a redução de mais de 50% na densidade de *Mimosa ophthalmocentra*, que ocupava o segundo lugar no *ranking* de VI no período anterior (2008-2013), contribuiu diretamente para essa alteração. A queda na densidade dessa espécie pode ser atribuída a fatores como a alta mortalidade induzida pelo estresse hídrico prolongado ou pela competição por recursos em um ambiente de seca severa, típico da região semiárida. Esses resultados indicam uma reestruturação na dinâmica da vegetação, com algumas espécies ganhando destaque, à medida que outras perdem dominância, refletindo a resiliência e a capacidade adaptativa de certas espécies frente às mudanças ambientais.

Entre o período de 2013-2018, na Área I, a espécie que se destacou foi *Jatropha mollissima*, ultrapassando *M. ophthalmocentra* e assumindo o segundo lugar entre as espécies com maior VI. Esse aumento expressivo se deve, principalmente, à maior frequência de *J. mollissima* nas unidades amostrais, além de um crescimento constante em densidade. Esse comportamento pode estar associado a uma menor taxa de mortalidade e/ou uma maior taxa de ingresso, em comparação com *M. ophthalmocentra*, que apresentou uma redução expressiva durante o mesmo período.

A espécie *Jatropha mollissima* manteve seu destaque entre 2018-2023, agora, em ambas áreas de estudo, consolidando-se como a segunda espécie com maior VI, representando, aproximadamente, 12%, ficando atrás, apenas, de *Cenostigma bracteosum*. Ao comparar o período de 2008 a 2023, observa-se um aumento significativo na área basal de *J. mollissima*, superior a 60% e 90% nas Área I e II, respectivamente. Além disso, diferentemente da maioria das outras espécies, também houve um aumento no número de árvores, com um crescimento de 30% na Área I e 75% na Área II, durante o período mencionado. A capacidade adaptativa desta espécie observada no presente estudo pode estar relacionada a suas características que a tornam mais resistente às condições ambientais desafiadoras da região, como a seca prolongada, o que favoreceu sua maior dominância e ampla distribuição ecológica nas áreas de estudo.

O sistema radicular de *J. mollissima* contribui significativamente para esta adaptabilidade. Estudos apontam que suas mudas possuem raízes axiais primárias e secundárias, facilitando a absorção de água e nutrientes, mesmo em solos pobres (Alves et al., 2008; Lyra et al., 2012; Silva et al., 2016). Além disso, Brito et al. (2019) identificaram quatro regiões meristemáticas adicionais na região hipocótilo-radícula em espécies do gênero *Jatropha*, além do meristema apical responsável pela formação da raiz principal. Essas raízes adicionais desempenham um papel fundamental na captação eficiente de recursos em solos áridos, o que confere à espécie maior resiliência em condições de estresse hídrico.

A emissão de várias raízes adventícias é outra característica importante de *J. mollissima*, facilitando seu desenvolvimento em ambientes desafiadores, como foi observado, também, em *J. curcas* (Brito et al., 2019). Esse sistema radicular, classificado como ramificado, permite que a planta explore melhor o solo, maximizando a absorção de água e nutrientes. Esses resultados, associados ao observado da área de estudo, sugerem uma possível vantagem competitiva de *J. mollissima* em ambientes com limitações hídricas, o que favoreceu seu crescimento e estabelecimento durante esse período de monitoramento.

A *C. bracteosum*, em todos os períodos de monitoramento, permaneceu como a espécie de maior destaque, em todos os parâmetros fitossociológicos e nas duas áreas de estudo. No ano de 2023, a espécie representou mais de 50% da densidade nas duas áreas e dominância superior a 60% na área I e de 40% na área II. A *C. bracteosum* apresenta características que podem explicar seu sucesso ecológico em relação a outras espécies. Em um estudo com mudas submetidas a diferentes níveis de irrigação, essa espécie mostrou comportamento típico de plantas de baixo recurso, também conhecidas como conservadoras. Essa estratégia inclui um crescimento mais lento e a alocação de biomassa de maneira menos vulnerável às flutuações na disponibilidade de água, além de uma maior eficiência no uso hídrico, em comparação com espécies de alto recurso (Ferreira et al., 2015). Tais adaptações permitem que *C. bracteosum* tenha um desempenho superior no estabelecimento, crescimento e sobrevivência das plantas jovens sob estresse hídrico, contribuindo para sua elevada densidade populacional na Caatinga.

Ressalta-se, ainda, que a alta abundância e dominância ecológica de uma única espécie, a *C. bracteosum*, enquanto a maioria das outras populações apresenta parâmetros significativamente menores, é um padrão comum em florestas tropicais secas. Nesses ecossistemas a distribuição de dispersão das espécies, muitas vezes, são limitados (Pennington et al., 2009). Segundo esses autores, em fragmentos de florestas secas com pouca imigração, a deriva ecológica pode fazer com que espécies endêmicas se tornem localmente dominantes. Em contraste, em ambientes como florestas úmidas e savanas, onde as taxas de imigração são

maiores, há uma maior diversidade de espécies, porém com abundâncias mais distribuídas entre elas.

Em 2008, foi estimada uma densidade de 707 ind.ha⁻¹ e 1406,25 ind.ha⁻¹, nas áreas 1 e 2, respectivamente (Tabela 6 e Tabela 7). No entanto, ao longo dos períodos de monitoramento, observou-se uma redução gradual dessa densidade, especialmente entre 2013 e 2018, com uma diminuição estimada na densidade absoluta de 17,5% para a área I e 47,6% para a área II. É importante destacar que esse período coincide com uma das secas mais severas registradas na região semiárida do Brasil, que se estendeu de 2012 a 2016 (Marengo et al., 2018). A falta de disponibilidade hídrica durante esse período pode explicar a redução tanto da densidade quanto dos demais parâmetros dinâmicos, pois a água é essencial para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas, e a falta desse recurso acarreta na mortalidade destas.

Nesse contexto, com base no estudo de Seddon et al. (2016), ecossistemas como florestas secas apresentam uma alta sensibilidade ecológica devido à sua variabilidade climática extrema. Essa variabilidade climática, caracterizada por longos períodos de seca e eventos pluviométricos irregulares, como observados na região do presente estudo, pode influenciar diretamente a dinâmica das espécies florestais. A mortalidade de plantas, por exemplo, pode atuar como um mecanismo natural de redução da competição por recursos limitados, como água e nutrientes, favorecendo a sobrevivência e regeneração dos indivíduos mais adaptados às condições adversas.

Entre 2018 e 2023, verificou-se, ainda, uma redução na densidade de árvores, mas de apenas 1,6% e 7%, respectivamente, para as áreas I e II. Esse pequeno declínio pode estar relacionado à recuperação gradual das precipitações na área de estudo após o período de seca, com destaque para o ano de 2020, quando a precipitação superou os 800 mm (Figura 4), ultrapassando a média climatológica da região.

Ao analisar a distribuição das densidades, por meio do intervalo de confiança (IC) com 95% de confiança para a Área I (Figura 6A), percebe-se que, para todos os anos analisados, há sobreposição entre os limites superiores ou inferiores. Isso sugere que, apesar da redução em termos absolutos, as densidades, ao longo dos períodos, são estatisticamente semelhantes. No entanto, o mesmo não ocorre na Área II, onde os anos de 2018 e 2023 apresentam intervalos de confiança sem sobreposição com os de 2008 e 2013 (Figura 6B), indicando uma diferença negativa significativa entre os períodos e uma perda considerável na densidade da vegetação.

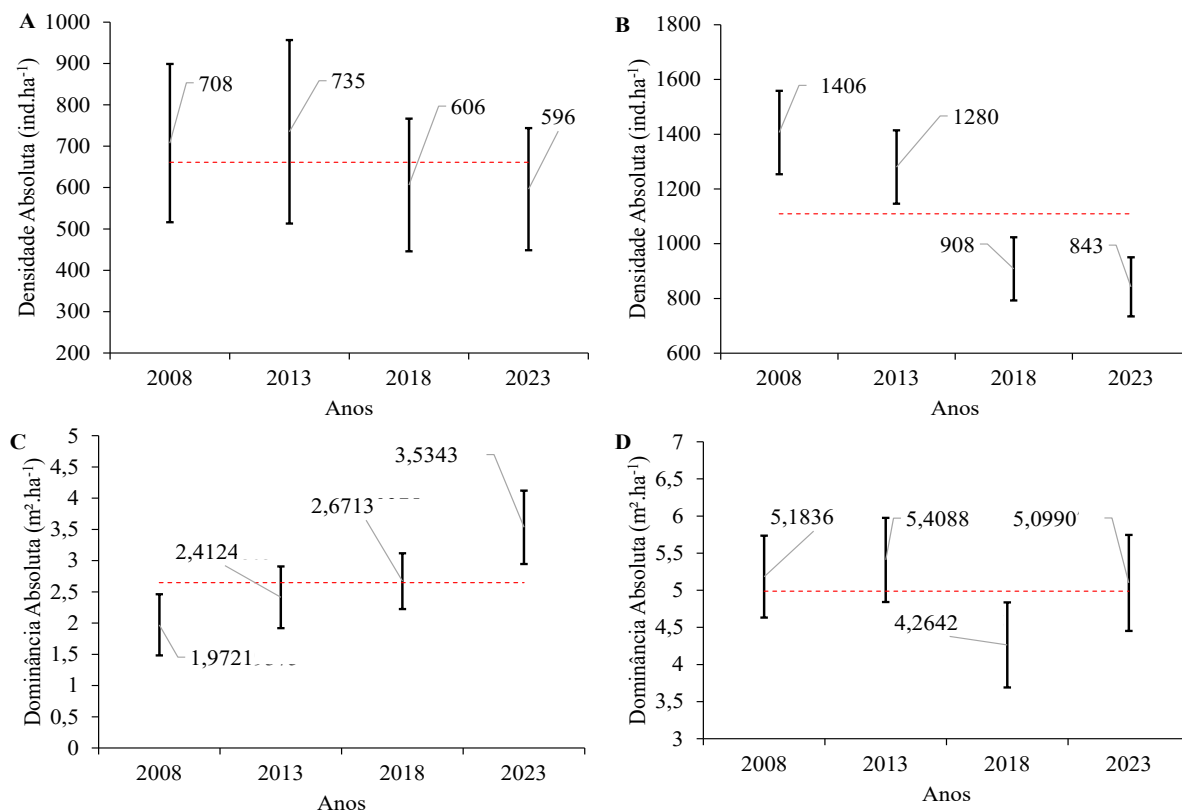


Figura 6 – Representação do intervalo de confiança da Densidade Absoluta na área I (A) e área II (B); e Dominância Absoluta na área I (C) e área II (D), registradas para os anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, com base na metodologia de Jackknife (95%).

Em geral, os parâmetros da estrutura horizontal, em ambas áreas, têm mostrado um decréscimo para a maioria das espécies, provavelmente devido à mortalidade dos indivíduos. No entanto, na Área I, apesar da redução no número de indivíduos, observa-se um aumento na área basal e, consequentemente, na dominância absoluta, que está diretamente relacionada a essa métrica.

Isso sugere que, embora algumas espécies apresentem valores mínimos de área basal e estagnação em seu crescimento (Figura 6C e 6D), os indivíduos arbustivo-arbóreos sobreviventes estão crescendo e contribuindo para o aumento da área basal. Por outro lado, na Área II, considerada “mais preservada”, houve um decréscimo nos parâmetros estruturais, incluindo uma redução gradativa da área basal, indicando que a mortalidade foi mais acentuada nessa área. Esses resultados sugerem que, apesar do histórico de uso da Área I, ela demonstra ser menos impactada, com seus indivíduos remanescentes mostrando capacidade de crescimento, mesmo durante períodos prolongados de seca, ao contrário do que se observa na Área II, onde os efeitos da mortalidade foram mais intensos.

Esse resultado pode estar relacionado às características da regeneração natural em florestas tropicais secas, que apresentam alta prevalência de rebrota, especialmente a partir das raízes, o que contribui significativamente para a resiliência desses ecossistemas (Barros et al., 2021). Além disso, em áreas em regeneração, como a Área I, que sofreu derrubada mecânica, é comum observar um crescimento inicial mais acelerado. Esse crescimento rápido é ainda mais acentuado em condições de alta luminosidade e menor competição por nutrientes (Bhadouria et al., 2018), o que pode estar diretamente relacionado à menor densidade de indivíduos registrada na Área I, que, em 2023, era cerca de 30% inferior à da Área II.

3.6. Diversidade

Os valores médios estimados para o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') mostraram uma tendência de queda ao longo dos anos analisados. Em 2008, os valores eram superiores a 1,9 nats.ind⁻¹ nas duas áreas, mas diminuíram para uma média de 1,7 nats.ind⁻¹ em 2023 (Figura 7A e 7B). Considerando que o índice de diversidade (H') é amplamente utilizado para avaliar o estado de conservação com base na diversidade da área estudada (Melo et al., 2008), a diminuição progressiva do H' ao longo dos anos indica uma redução na diversidade em ambas áreas de estudo, o que está diretamente relacionado à queda na composição florística das espécies (Tabela 3 e Tabela 4). Entretanto, em geral, todos os valores estão dentro da faixa esperada para florestas tropicais secas no Brasil, que variam entre 1,5 e 4,0 nats.ind⁻¹, conforme estudo de Calixto Júnior e Drumond (2011).

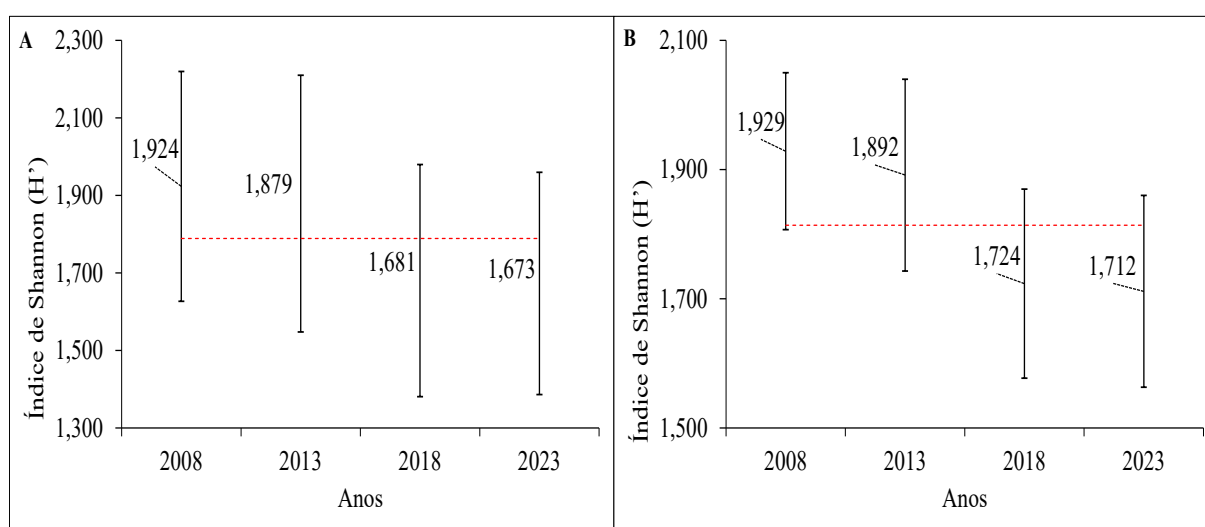


Figura 7 – Representação do intervalo de confiança do Índice de Shannon (H') registrado para Área I (A) e Área II (B) no intervalo de tempo estudado, com base na metodologia de Jackknife (95%).

A literatura apresenta uma variedade de estudos realizados em florestas secas que exploram a diversidade de espécies florestais (Sabino et al., 2016; Souza et al., 2020; Santana et al., 2021; Vital et al., 2021; Silva et al., 2022). Similarmente aos valores de diversidade H' encontrados nas áreas deste estudo, destaca-se a pesquisa de Sabino, Cunha e Santana (2016), que registraram índices de Shannon entre 1,76 e 1,92 nats.ind-1 em fragmentos de caatinga na Paraíba, com diferentes históricos de uso. Por outro lado, Santana et al. (2021), ao avaliarem uma área em pousio, após mais de 30 anos do cultivo de algodão, no semiárido do Rio Grande do Norte, observaram um valor de H' de 2,54 nats.ind-1, superior ao observado no presente estudo. Ao comparar índices de diversidade, deve-se considerar fatores como a intensidade amostral, as condições ambientais, o tipo de vegetação, o histórico de uso da área e o tamanho das unidades amostrais, já que esses fatores influenciam diretamente a distribuição da riqueza de espécies e, consequentemente, os resultados da análise dos índices de diversidade.

3.7. Estoque de biomassa

Com base nos valores críticos de Friedman, foi possível observar um Valor- $p < 0,01$ para produção de biomassa acumulada e de seu acréscimo de biomassa, indicando que, em ambas áreas, deve existir pelo menos um contraste significativo, ou seja, existe efeito do período (Tabela 8 e Tabela 9). Essas diferenças foram identificadas por meio do Post-hoc de Dunn-Bonferroni, que mostrou, para as áreas I e II, diferenças significativas entre o acréscimo de biomassa nos períodos de 2013-2018 e 2018-2023. Na Área II, também houve diferenças estatísticas entre os períodos de 2008-2013 e 2013-2018.

A maior redução no acréscimo de biomassa nas duas áreas coincide com o período (2013-2018) de maior estiagem registrado na região de estudo (Figuras 9A e 9B), o que contribuiu para o aumento das taxas de mortalidade e para uma queda no ingresso, conforme descrito posteriormente. A escassez de chuvas e as condições climáticas adversas durante esse intervalo podem ter limitado a capacidade de regeneração da vegetação, levando a um menor acúmulo de biomassa e a um impacto negativo no balanço ecológico da floresta (Álvarez-Dávila et al., 2017).

Tabela 8 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da biomassa acumulada nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, e acréscimo de biomassa nos intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, na Área I.

Biomassa	χ^2	Gl	Valor-p
Acumulada	79,59	3	<0,01*
Acréscimo	8,60	2	<0,01*
Ano	Biomassa Acumulada		
	2023	2018	2013
2008	<0,01*	0,12 ^{ns}	0,75 ^{ns}
2013	0,07 ^{ns}	1,00 ^{ns}	-
2018	0,51 ^{ns}	-	-
Período	Acréscimo de Biomassa		
	2018-2023	2013-2018	
2008-2013	0,45 ^{ns}	0,09 ^{ns}	
2013-2018	<0,01*	-	

*Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

Tabela 9 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da biomassa acumulada nos anos de 2008, 2013, 2018 e 2023, e acréscimo de biomassa nos intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, na Área II.

Biomassa	χ^2	gl	Valor-p
Acumulada	41,16	3	<0,01*
Acréscimo	53,45	2	<0,01*
Ano	Biomassa Acumulada		
	2023	2018	2013
2008	1,00 ^{ns}	0,65 ^{ns}	0,51 ^{ns}
2013	1,00 ^{ns}	<0,01*	-
2018	0,10 ^{ns}	-	-
Período	Acréscimo de Biomassa		
	2018-2023	2013-2018	
2008-2013	0,50 ^{ns}	<0,01*	
2013-2018	<0,01*	-	

*Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

A maior redução no acréscimo de biomassa nas duas áreas coincide com o período (2013-2018) de maior estiagem registrado na região de estudo (Figuras 9A e 9B), o que contribuiu para o aumento das taxas de mortalidade e para uma queda no ingresso, conforme descrito posteriormente. A escassez de chuvas e as condições climáticas adversas durante esse intervalo podem ter limitado a capacidade de regeneração da vegetação, levando a um menor acúmulo

de biomassa e a um impacto negativo no balanço ecológico da floresta (Álvarez-Dávila et al., 2017).

Estudos recentes examinaram a sensibilidade da produção de biomassa florestal tropical às variações climáticas. Na Costa Rica, a produção primária líquida acima do solo (ANPP) mostrou respostas complexas aos eventos El Niño-Oscilação Sul, com reduções induzidas pela seca, seguidas por aumentos durante os períodos chuvosos (Hofhansl et al., 2014). Na Caatinga, anos secos consecutivos levaram à diminuição da biomassa e maiores taxas de mortalidade em espécies lenhosas (Campos et al., 2020). Esses resultados evidenciam a sensibilidade da produção de biomassa em florestas tropicais secas frente a variações climáticas, especialmente em relação à disponibilidade hídrica.

Com relação à biomassa acumulada, o Post-hoc de Dunn-Bonferroni mostrou diferença significativa entre a biomassa acumulada nos anos 2008 vs 2023 e 2013 vs 2018, para as áreas I e II, respectivamente (Tabela 9 e Tabela 10). Esses resultados indicam que, embora a estiagem tenha impactado diretamente o desenvolvimento da vegetação nas duas áreas de estudo, o estado de conservação de cada área desempenha um papel importante na distribuição e variação do estoque de biomassa.

Na Área I, considerada menos conservada devido à exploração mecânica mais recente, o processo sucessional resultou em uma maior disponibilidade de recursos e menor competição entre as espécies. Isso permitiu que os indivíduos arbustivo-arbóreos sobreviventes continuassem a crescer de forma contínua (Figura 8A), mesmo diante da alta mortalidade e do baixo ingresso, contribuindo para o estoque de biomassa. Essa dinâmica ajuda a explicar a diferença significativa observada no post-hoc de Dunn-Bonferroni entre o primeiro ano de monitoramento (2008) e o último (2023).

Entretanto, esse comportamento não foi observado na Área II, que, embora seja considerada mais conservada, não apresentou uma produção de biomassa constante (Figura 8B). Isso sugere que o maior tempo desde a última exploração resultou em uma maior densidade de árvores, o que intensificou a competição pelos recursos, especialmente hídricos. Essa maior competição, especialmente em períodos críticos de seca, como entre 2013-2018, provocou variações mais acentuadas no estoque de biomassa, impactando negativamente o crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos e a capacidade de manutenção da biomassa ao longo do tempo.

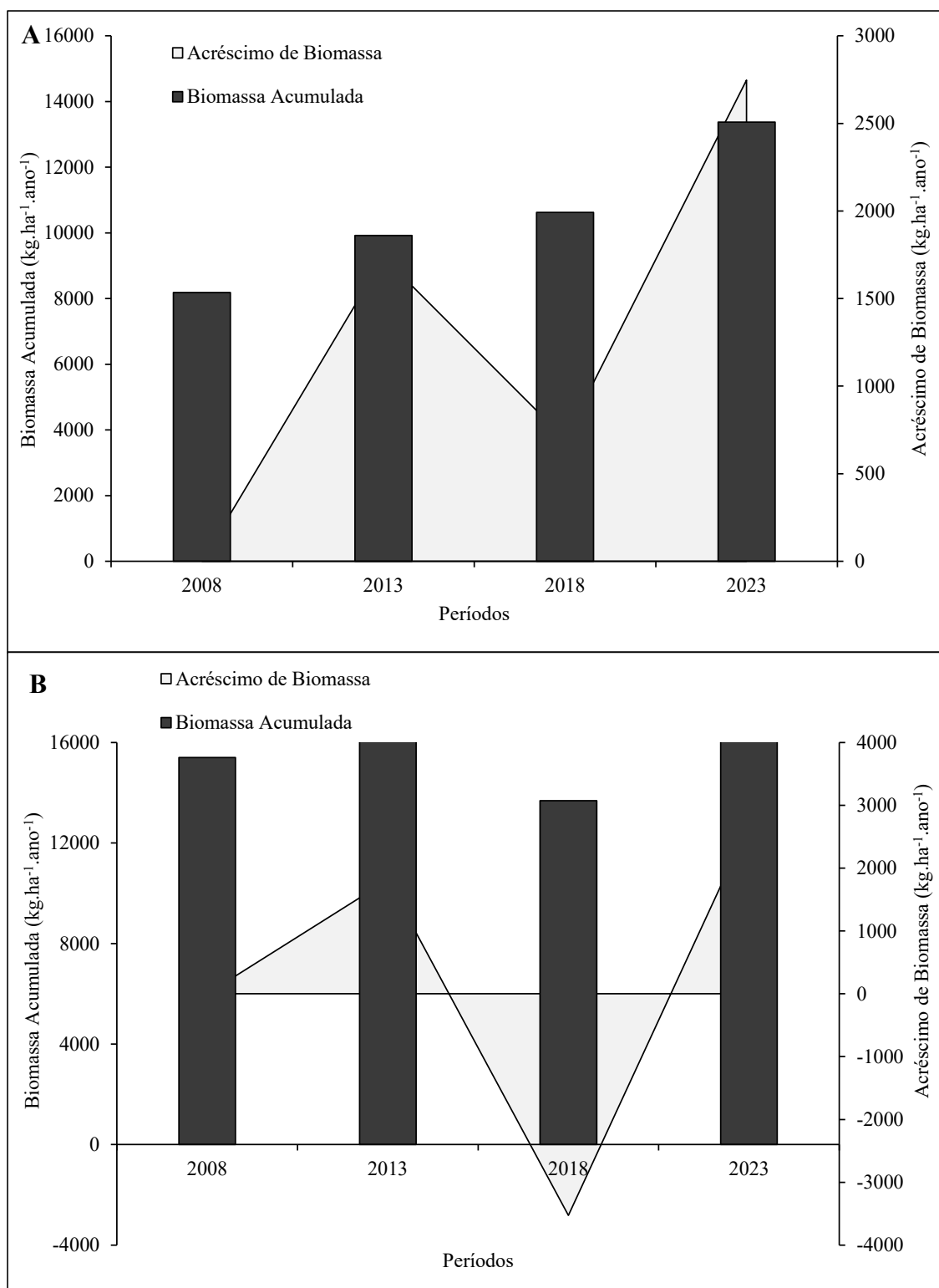


Figura 8 – Estimativa da produção de biomassa ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

3.7.1. Produção de biomassa por espécie

Com base nos valores críticos de Friedman, observou-se um valor- $p < 0,01$ para a produção de biomassa acumulada e acréscimo entre os períodos das espécies, indicando que

existe pelo menos um contraste significativo em ambas áreas, ou seja, um efeito do período. Para biomassa acumulada, as diferenças foram identificadas por meio das letras maiúsculas no teste post-hoc de Dunn-Bonferroni (Figura 9), que revelou, para a Área I, diferenças entre os períodos para as espécies *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra*, nos períodos 2008-2023 e 2013-2023, 2013-2023, respectivamente. Na Área II, também foram encontradas diferenças estatísticas entre a combinação de todos os períodos para *M. ophthalmocentra* (exceto para 2013-2023) e *A. pyrifolium* (2013-2018 e 2013-2023).

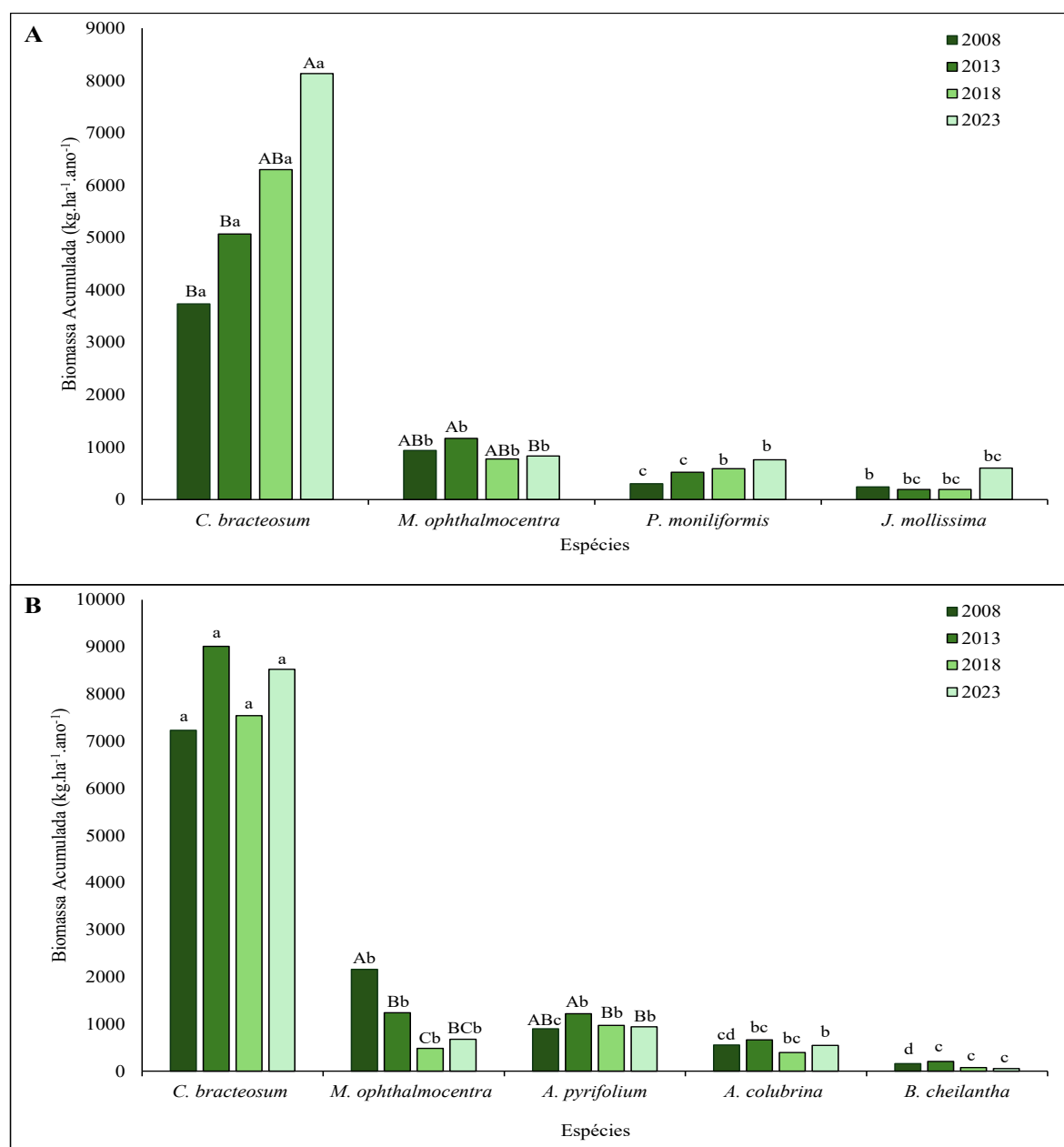


Figura 9 – Estimativa biomassa acumulada para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

*Letras maiúsculas indicam diferença entre os períodos para cada espécie (Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni); Letras minúsculas indicam diferença entre as espécies para cada período Teste de Wilcoxon). Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

Com relação ao acréscimo de biomassa, o teste post-hoc de Dunn-Bonferroni (Figura 10) revelou, para a Área I, diferenças entre os períodos 2013-2023 e 2018-2023, apenas para a espécie *J. mollissima*. Isso indica que houve uma diferença no acréscimo de biomassa para essa espécie, com destaque para o período de 2018-2023, que está diretamente associado ao aumento de cerca de 38% da densidade absoluta no mesmo intervalo de tempo, evidenciando a capacidade adaptativa da espécie a ambientes secos (Alves et al., 2008; Silva et al., 2016).

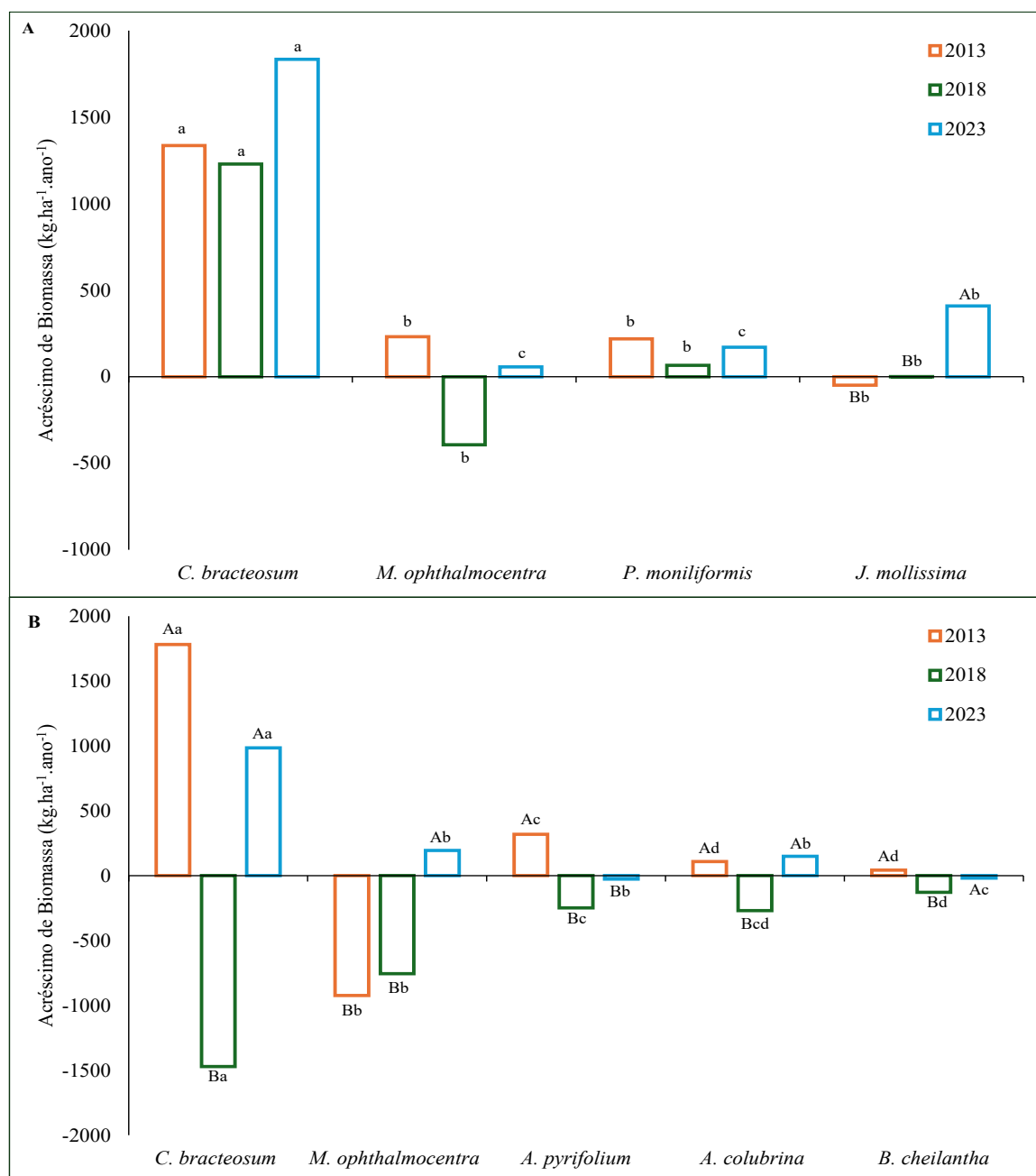


Figura 10– Estimativa do acréscimo em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

*Letras maiúsculas indicam diferença entre os períodos para cada espécie (Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni); Letras minúsculas indicam diferença entre as espécies para cada período Teste de Wilcoxon). Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

Na Área II, foram observadas diferenças no acréscimo de biomassa entre períodos para todas as espécies, indicando, em geral, um maior acréscimo entre o primeiro período de monitoramento (2008-2013). Esse resultado pode estar associado ao fato de o período coincidir com o início do período seco para as áreas de estudo (Figura 4), no qual se observou condições ligeiramente favoráveis, por exemplo, à precipitação para o ano de 2008, quando a área de estudo registrou 789 mm de chuva.

Com relação às diferenças entre as espécies nos diferentes períodos, observa-se que, tanto para biomassa acumulada quanto para acréscimo, em ambas áreas, *C. bracteosum* se destacou como a espécie com maior produção de biomassa. Esse comportamento foi consistente ao longo de todos os períodos, sendo evidenciado pelas diferenças estatísticas significativas com as demais espécies, conforme indicado pelos resultados do teste de Wilcoxon e pelas letras minúsculas atribuídas nas análises post-hoc (Figura 9). Esse resultado pode ser facilmente associado à maior densidade de árvores dessa espécie nas duas áreas, que, em todos os períodos de monitoramento, representou mais de 50% da densidade absoluta da comunidade.

Essa alta densidade também sugere uma possível vantagem competitiva da espécie, permitindo-lhe dominar o ambiente e manter uma produção de biomassa constante, mesmo em períodos de seca, como os registrados nas áreas de estudo, o que pode estar relacionado a características específicas dessa espécie, como folhas de tamanho reduzido e capacidade de associação com bactérias que realizam a fixação de nitrogênio no solo, favorecendo a tolerância ao déficit hídrico e o aumento da eficiência do uso da água (Gei et al., 2018).

A espécie *M. ophthalmocentra*, no período de 2013-2018, apresentou um incremento negativo na produção de biomassa, o que pode ser explicado pela redução da densidade absoluta da espécie nesse período (Tabela 6 e Tabela 7). Essa redução pode estar associada à mortalidade das plantas de *M. ophthalmocentra* na região de estudo, provavelmente, devido ao intenso período de estiagem no Nordeste do Brasil (Marengo et al., 2018). De maneira geral, as espécies do gênero *Mimosa* se destacaram como não tolerantes a estresses intensos, um dado corroborado pelos resultados de Lima et al. (2018), que avaliaram a mortalidade e a capacidade de rebrota de cepas em uma área de Caatinga próxima à área do presente estudo.

Além disso, de maneira geral, percebe-se que o comportamento da biomassa (Figura 9 e Figura 10) para a espécie *C. bracteosum* é semelhante ao observado para as comunidades (Figura 8), que está associado à elevada densidade da espécie para as áreas. Esse comportamento é característico de florestas tropicais secas, que são sistemas altamente limitados pela dispersão e pela distribuição das espécies (Pennington et al., 2009). Nestes ambientes com baixa imigração efetiva, a deriva ecológica pode levar espécies endêmicas a se

tornarem localmente comuns, enquanto, em florestas úmidas e savanas, as altas taxas de imigração resultam em menor número de espécies com altas abundâncias.

Esse resultado sugere que a dinâmica de biomassa da espécie pode ser influenciada não apenas por fatores individuais da planta, mas também por interações ecológicas mais amplas dentro das comunidades vegetais, incluindo competição, recrutamento de novas espécies e respostas a distúrbios ambientais, como variações climáticas e atividades antrópicas. Ou seja, a dinâmica da espécie pode ser mediada por mecanismos ecofisiológicos que lhe conferem tolerância a eventos climáticos extremos, como a seca prolongada.

Estudos indicam que, ao longo da evolução, muitas espécies arbóreas desenvolveram adaptações, como o aprimoramento do sistema radicular, que são eficazes para coordenar as complexas demandas metabólicas e estruturais necessárias para se aclimatar e manter as funções fisiológicas e morfológicas diante de condições de seca (Brunner et al., 2015). Na região do Cerrado brasileiro, conforme Brum et al. (2017), a profundidade do enraizamento é considerada um fator crucial para as estratégias de uso da água, estando diretamente associada à sobrevivência em ambientes secos. Isso sugere que a profundidade do sistema radicular de *C. bracteosum* pode ser uma característica importante para sua resiliência, permitindo-lhe acessar água subterrânea durante períodos de escassez hídrica.

Nesse sentido, embora dados sobre o sistema radicular de *C. bracteosum* não tenham sido coletados, a hipótese de que a profundidade das raízes seja um fator determinante para sua vantagem competitiva é consistente com os padrões observados em outros ecossistemas secos. Futuros estudos, incluindo a análise do sistema radicular, seriam fundamentais para confirmar essa hipótese e entender melhor as estratégias de sobrevivência e crescimento das espécies em ambientes secos.

3.8. Mortalidade e Ingresso

O teste de Friedman mostrou que há efeito para as duas áreas do período sobre a mortalidade de árvores, fustes e biomassa (Tabela 10). De acordo com o post-hoc de Dunn-Bonferroni, a mortalidade entre 2013-2018 foi estatisticamente diferente dos demais períodos para ambas áreas, com exceção da mortalidade árvores no período de 2008-2013 na Área I. Esse resultado pode ser facilmente observado na Figura 11, que destaca o período de 2013-2018 com os maiores valores de mortalidade, representando mais de 50% do total de fustes, árvores e biomassa morta durante o monitoramento.

Nesse período, houve uma perda significativa de 300 ind.ha⁻¹, 832 fuste.ha⁻¹ e 3.863,49 kg.ha⁻¹ de biomassa, na área I. Já na área II, a mortalidade foi ainda mais acentuada, com uma

redução de 739 ind.ha⁻¹, 2382 fuste.ha⁻¹ e 11.605,74 kg.ha⁻¹ de biomassa. Essa alta taxa de mortalidade pode ser atribuída às condições ambientais adversas enfrentadas durante o período, que coincidiram com uma das secas mais severas, conforme indicado pelo índice de precipitação padronizada (SPI) (Figura 5). A precipitação média anual esteve abaixo de 600 mm durante grande parte desse período, com exceção do ano hidrológico de 2013-2014, considerado um ano de transição entre secas (Mariano et al., 2018; Cunha et al., 2019).

A mortalidade de árvores em resposta à seca, geralmente, é causada pela falência hidráulica, que ocorre quando o transporte de água no xilema é interrompido devido à formação de embolismos, frequentemente associada à redução das reservas de carboidratos não estruturais (Adams et al., 2017; Choat et al., 2018). Esses fatores climáticos extremos parecem ter desempenhado um papel crucial na elevada mortalidade observada, comprometendo a capacidade de regeneração e a sobrevivência das espécies. Tais resultados são consistentes com estudos anteriores em outros ecossistemas. Suresh et al. (2010), em uma floresta tropical seca na Índia, Aleixo et al. (2019), na floresta amazônica, e Bradford et al. (2022), em florestas de *Pinus ponderosa* no oeste dos Estados Unidos, relataram maiores taxas de mortalidade de árvores durante eventos de seca, reforçando a vulnerabilidade das florestas a condições hídricas extremas.

Tabela 10 – Teste de Friedman e Post-hoc de Dunn-Bonferroni para comparação da mortalidade anual em número de indivíduos, fustes e biomassa, entre os intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, nas Áreas I e II.

ÁREA I						
Parâmetros	Mortalidade de Indivíduos		Mortalidade de Fustes		Biomassa Morta	
χ^2	12,82		5,33		5,92	
gl	3		3		3	
Valor-p	<0,01*		0,05*		0,05*	
Período	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018
2008/2013	0,48 ^{ns}	0,98 ^{ns}	0,27 ^{ns}	0,03*	0,24 ^{ns}	0,02*
2013/2018	0,05*	-	0,04*	-	0,04*	-
ÁREA II						
Parâmetros						
χ^2	52,66		52,45		46,35	
gl	3		3		3	
Valor-p	<0,01*		<0,01*		<0,01*	
Período	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018
2008/2013	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*
2013/2018	<0,01*	-	<0,01*	-	<0,01*	-

*Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

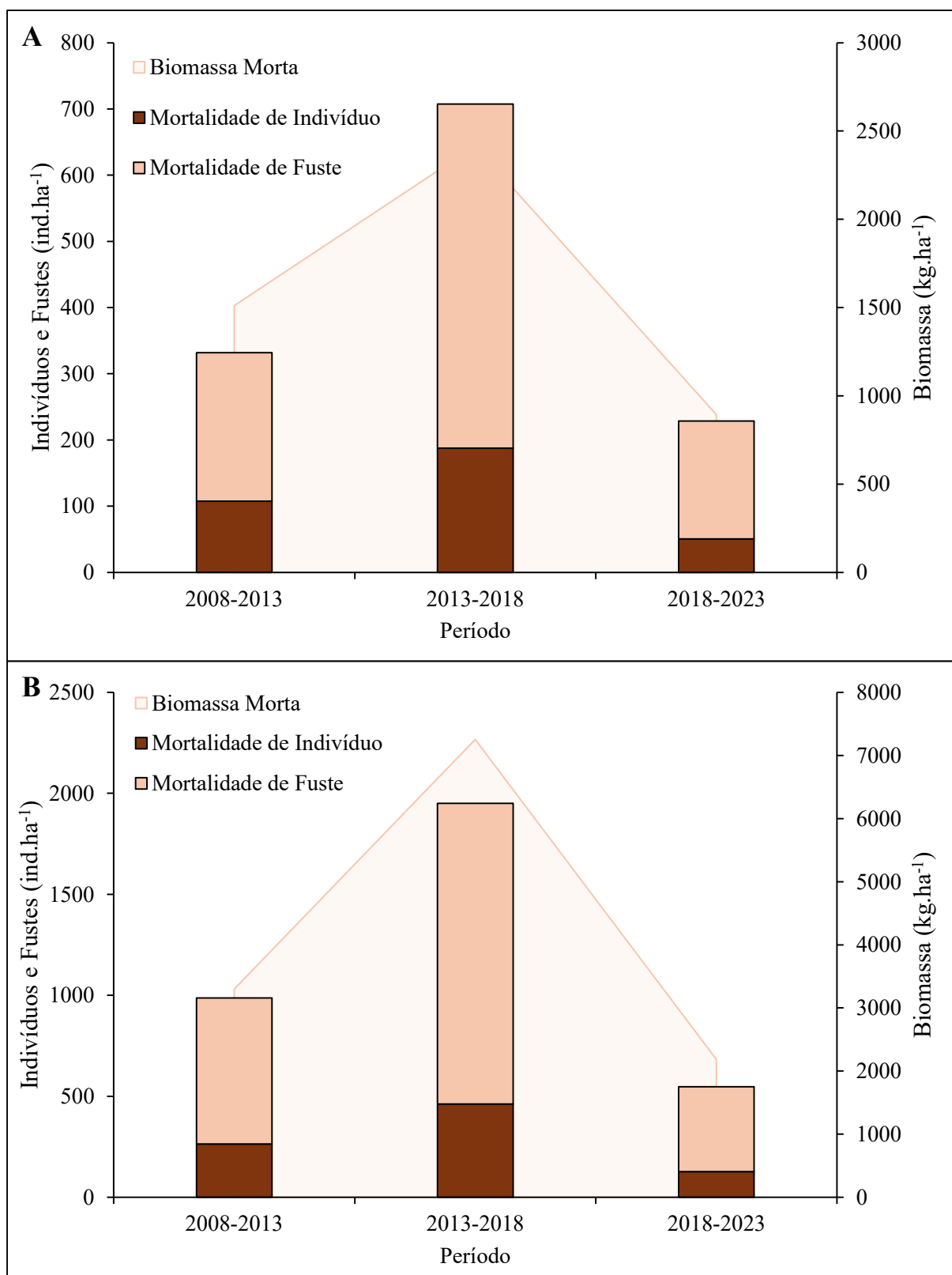


Figura 11 – Estimativa da mortalidade em número de indivíduos, fustes e biomassa na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

As secas, associadas a condições de altas temperaturas (Figura 4), nas áreas do presente estudo são reconhecidas como importantes impulsionadores da mortalidade de árvores em todo o mundo (Hartmann et al., 2018; Anderegg et al. 2019; Kauwe et al., 2020). Em suma, a amplificação do estresse hidrológico reduz a absorção de CO₂ e o transporte de água, afetando, consequentemente, os processos de fotossíntese e de respiração das plantas (Sala et al., 2012; Taiz et al., 2017). Além disso, as temperaturas elevadas da floresta, observadas para o município de Floresta-PE, podem aumentar o efeito negativo para a vegetação, devido à redução da eficiência do fotossistema II, aumento da respiração de manutenção e demanda evaporativa, e à redução da área foliar (Prange et al., 1990; Ryan, 1991). Provavelmente, a combinação desses fatores contribuiu para maiores taxas de mortalidade entre os anos de 2013 e 2018, o que impactou negativamente na vegetação.

Na Área II, o teste post-hoc de Dunn-Bonferroni mostrou diferenças estatísticas entre todos os períodos (Tabela 10), com uma redução significativa na mortalidade entre 2018-2023. De modo geral, em ambas áreas, as taxas de mortalidade nesse período foram, aproximadamente, três vezes menores, em comparação com o período anterior. Esse resultado, provavelmente, está relacionado a pequenas variações nas condições climáticas, como precipitação e temperatura, destacando-se o ano de 2020, quando a região registrou mais de 800 mm de chuva (Figura 4).

Além disso, o resultado pode refletir a resistência da vegetação frente aos distúrbios ambientais. A mortalidade de árvores em função dos distúrbios ambientais funciona como uma parte importante da ecologia das florestas. Sendo assim, algum nível de mortalidade no povoamento é fundamental e, muitas vezes, desejável para formação de um mosaico de árvores em diferentes classes de idade e composições de espécies, o que resulta em maior resistência e resiliência da floresta a múltiplas perturbações (Fettig et al., 2019).

Cabe destacar, ainda, que, na Área II, as taxas de mortalidade de árvores, fustes e biomassa foram cerca de três vezes superiores às registradas na Área I ao longo de todos os períodos avaliados (Figura 10). A densidade de árvores e fustes nesta área foi de, aproximadamente, o dobro da observada na Área I (Tabela 3 e Tabela 4), o que pode explicar essa diferença. Estudos anteriores, como os de Zhang et al. (2017, 2020), ressaltam que, em povoamentos mais densos, os indivíduos arbustivo-arbóreos tendem a enfrentar maior competição com os vizinhos por recursos limitados, o que pode resultar em taxas de mortalidade mais elevadas. Além disso, pesquisas de D'Amato et al. (2013), que avaliaram os efeitos do desbaste na vulnerabilidade à seca em florestas temperadas, destacam que povoamentos com maior densidade são mais sensíveis às variações de precipitação, especialmente durante a

estação de crescimento, e apresentam menor resistência e resiliência em condições de estresse hídrico. Portanto, os resultados observados sugerem que a intensa competição entre os indivíduos por recursos, principalmente água, aliada aos períodos de seca registrados na região, foi um dos principais fatores que influenciaram na elevada taxa de mortalidade na Área II.

A morte de fustes foi, em média, três vezes superior à morte de árvores na comunidade estudada. Esse resultado é esperado devido à alta densidade de fustes registrada nas áreas, sendo o perfilhamento de indivíduos arbustivo-arbóreos uma estratégia de regeneração das espécies características de florestas secas, como a caatinga, principalmente em locais submetidos à perturbação natural e/ou antrópica (Lima et al., 2021). No entanto, a alta mortalidade de fustes pode estar relacionada, também, ao autodesbate das plantas, pois, à medida que os indivíduos arbustivo-arbóreos crescem, há um aumento natural da competição interna em busca de melhores condições, até que ocorra um autodesbate na própria planta, que é caracterizado como uma mortalidade natural de fustes, o que pode ter sido intensificado pelo período de seca registrado na área do presente estudo.

Com base nos valores críticos de Friedman, observou-se um valor- $p < 0,01$ para a mortalidade em biomassa entre os períodos para as espécies na Área II, indicando que há pelo menos um contraste significativo entre os períodos, ou seja, um efeito do período. As diferenças foram identificadas por meio das letras maiúsculas no teste post-hoc de Dunn-Bonferroni (Figura 12), que revelou diferenças entre os períodos para todas as espécies com maior densidade na área. O destaque foi para o período de 2013-2018, que apresentou os maiores valores de mortalidade em biomassa para as espécies *Cenostigma bracteosum*, *Anadenanthera colubrina* e *Bauhinia cheilantha*. Esse aumento na mortalidade durante esse intervalo pode estar relacionado a eventos climáticos extremos, como a seca prolongada, que afetaram significativamente essas espécies (Marengo et al., 2018).

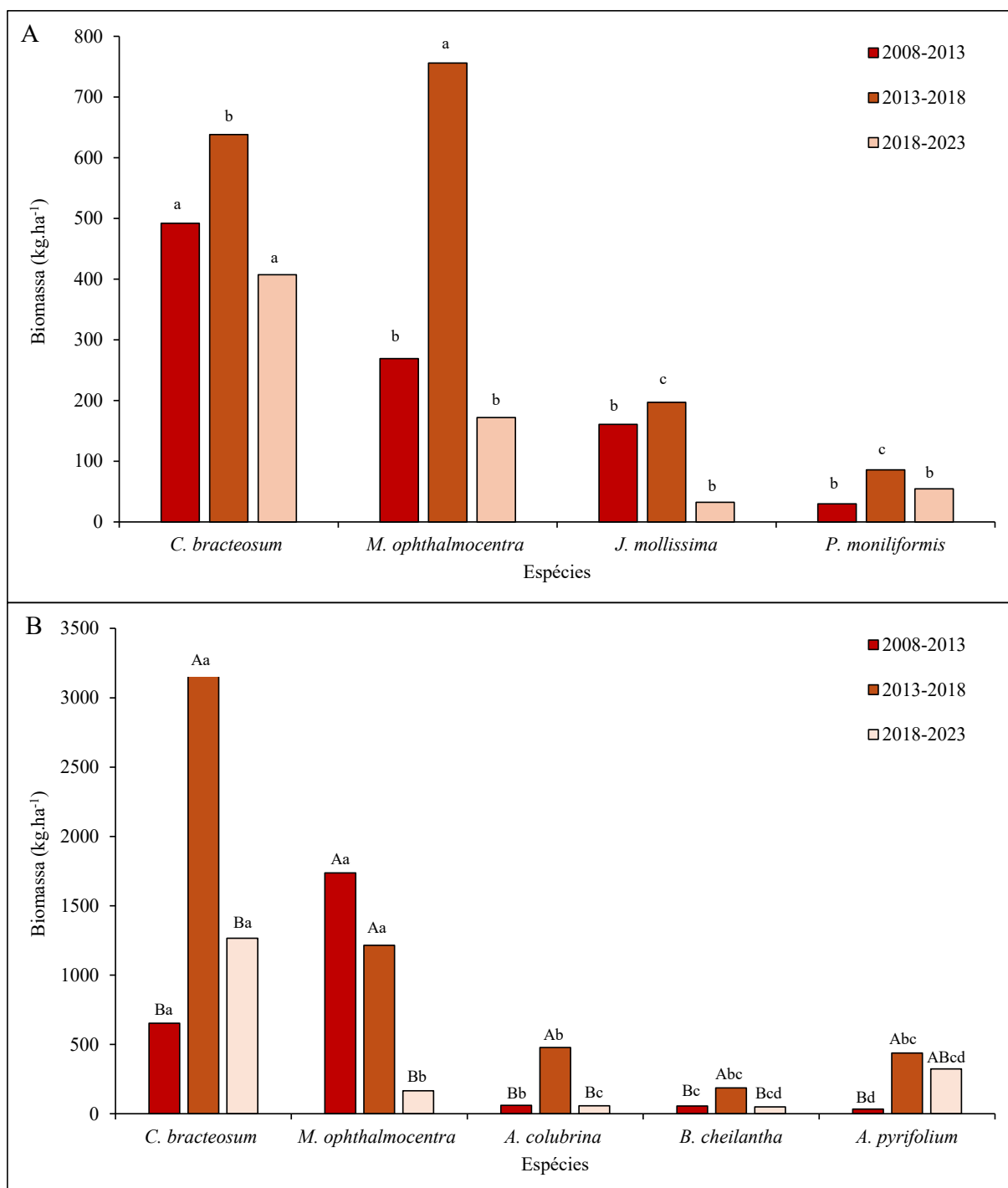


Figura 12 - Estimativa da mortalidade em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

*Letras maiúsculas indicam diferença entre os períodos para cada espécie (Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni); Letras minúsculas indicam diferença entre as espécies para cada período Teste de Wilcoxon). Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

Com relação às diferenças entre as espécies nos diferentes períodos, observa-se que tanto *C. bracteosum* quanto *M. ophthalmocentra* apresentaram as maiores taxas de mortalidade em biomassa. Esse comportamento foi consistente no período de 2013-2018 em ambas áreas e

no período de 2008-2013 na Área II, conforme evidenciado pelas diferenças estatísticas significativas, em comparação com as outras espécies. Essas diferenças foram indicadas pelo teste de Wilcoxon e pelas letras minúsculas atribuídas nas análises post-hoc (Figura 12). O resultado reflete o padrão de mortalidade observado para a comunidade de forma geral (Figura 11), indicando que a maior parte da biomassa morta está concentrada nessas espécies, com destaque para *C. bracteosum*, que representou mais de 32%, 26% e 45% da mortalidade em biomassa na Área II, respectivamente, nos períodos 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023. Já para a Área I, esses percentuais foram de 19%, 43% e 57%, respectivamente, nos períodos 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023.

Esse alto percentual de mortalidade pode ser explicado pela elevada densidade da espécie na região de estudo. Como *C. bracteosum* apresentava uma maior densidade de indivíduos, a mortalidade observada foi proporcionalmente mais alta em relação às outras espécies com densidade inferior. Essa mortalidade elevada pode ser atribuída, também, à competição intensa por recursos, como água e nutrientes, especialmente em períodos de seca prolongada (ZHANG et al., 2017, 2020), além das condições climáticas adversas que afetaram a sobrevivência dos indivíduos dessa espécie no período de 2013-2018 (Marengo et al., 2018).

No que diz respeito à mortalidade em biomassa de *M. ophthalmocentra*, entre 2008-2013, essa representou cerca de 52% da biomassa total morta na Área II. Já no período de 2013-2018, a mortalidade foi de 31% e 17% da biomassa morta nas Áreas I e II, respectivamente. No entanto, diferente da *C. bracteosum*, que, em todas as etapas de monitoramento, apresentou maior densidade absoluta nas duas áreas, a mortalidade da *M. ophthalmocentra* refletiu na redução superior a 50% em seu número de árvores e fustes entre 2008 e 2023 (Tabela 3 e Tabela 4). Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Lima et al. (2018), que avaliaram a mortalidade e a capacidade de rebrota de cepas em uma área da Caatinga próxima à área do presente estudo. Eles constataram a morte de 100% das cepas de *M. ophthalmocentra* após dois anos do corte raso (2013-2015), além de observar mortalidade superior a 90% das cepas de *Mimosa tenuiflora*. Esse padrão de mortalidade elevada sugere que essas espécies são altamente vulneráveis a perturbações ambientais, como secas prolongadas, e a distúrbios de origem antrópica.

Assim, os resultados indicam que as espécies do gênero *Mimosa*, e outras com características semelhantes, devem ter sua exploração controlada, especialmente durante períodos de seca prolongada, uma vez que demonstraram ser altamente suscetíveis a perturbações ambientais, tanto de origem climática quanto antrópica. O controle da exploração dessas espécies é fundamental para garantir sua sustentabilidade e para evitar a degradação de

ecossistemas, especialmente nas áreas da Caatinga, onde os estresses ambientais e as pressões antrópicas são particularmente intensos.

Para o ingresso de árvores, fustes e biomassa, o teste de Friedman mostrou que há efeito do período nas áreas I e II (Tabela 11). Na área I, com base no post-hoc de Dunn-Bonferroni, o ingresso nos períodos 2008-2013 e 2018-2023 são estatisticamente diferentes (Tabela 11). Já na área II, a diferença pode ser observada nos períodos 2008-2013 x 2013-2018, e 2008-2013 x 2018-2023. Esse resultado pode ser observado na Figura 13A e 13B, a qual destaca o período de 2008-2013 com os maiores valores de ingresso. Essa tendência deve estar intimamente ligada às condições climáticas favoráveis registradas nesse período. Como mostrado na Figura 4, a precipitação anual foi relativamente alta nos anos anteriores a 2012, com destaque para o ano de 2008, quando a área de estudo registrou 789 mm de chuva, um valor consideravelmente elevado para uma região de floresta tropical seca.

Esse cenário de maior disponibilidade hídrica criou condições ideais para o desenvolvimento e ingresso de novos indivíduos e fustes, além de reduzir a pressão sobre os recursos hídricos disponíveis. Como resultado, observou-se um incremento no ingresso de indivíduos jovens. Além disso, a alta disponibilidade de água durante esse período pode ter favorecido uma menor competição entre os indivíduos, resultando em uma mortalidade mais baixa, conforme evidenciado na Figura 11. Entretanto, a partir de 2013, com a diminuição das chuvas e a intensificação das secas prolongadas, o ingresso de árvores e fustes diminuiu gradualmente.

Tabela 11 – Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni para comparação do ingresso anual em número de indivíduos, fustes e biomassa, entre os intervalos de 2008-2013, 2013-2018 e 2018-2023, nas Áreas I e II.

ÁREA I						
Parâmetros	Ingresso de Indivíduos		Ingresso de Fustes		Biomassa Ingressa	
χ^2	6,45		8,21		6,79	
G1	3		3		3	
Valor-p	0,03*		0,01*		0,03*	
Período	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018
2008/2013	0,04*	1,000 ^{ns}	<0,01*	0,61 ^{ns}	<0,01*	0,24 ^{ns}
2013/2018	0,32 ^{ns}	-	0,11 ^{ns}	-	0,32 ^{ns}	-
ÁREA II						
Parâmetros	Ingresso de Indivíduos		Ingresso de Fustes		Biomassa Ingressa	
χ^2	3,95		4,06		1,67	
G1	3		3		3	
Valor-p	0,03*		0,01*		0,02*	
Período	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018	2018-2023	2013-2018
2008/2013	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*
2013/2018	0,50 ^{ns}	-	0,06 ^{ns}	-	1,00 ^{ns}	-

*Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

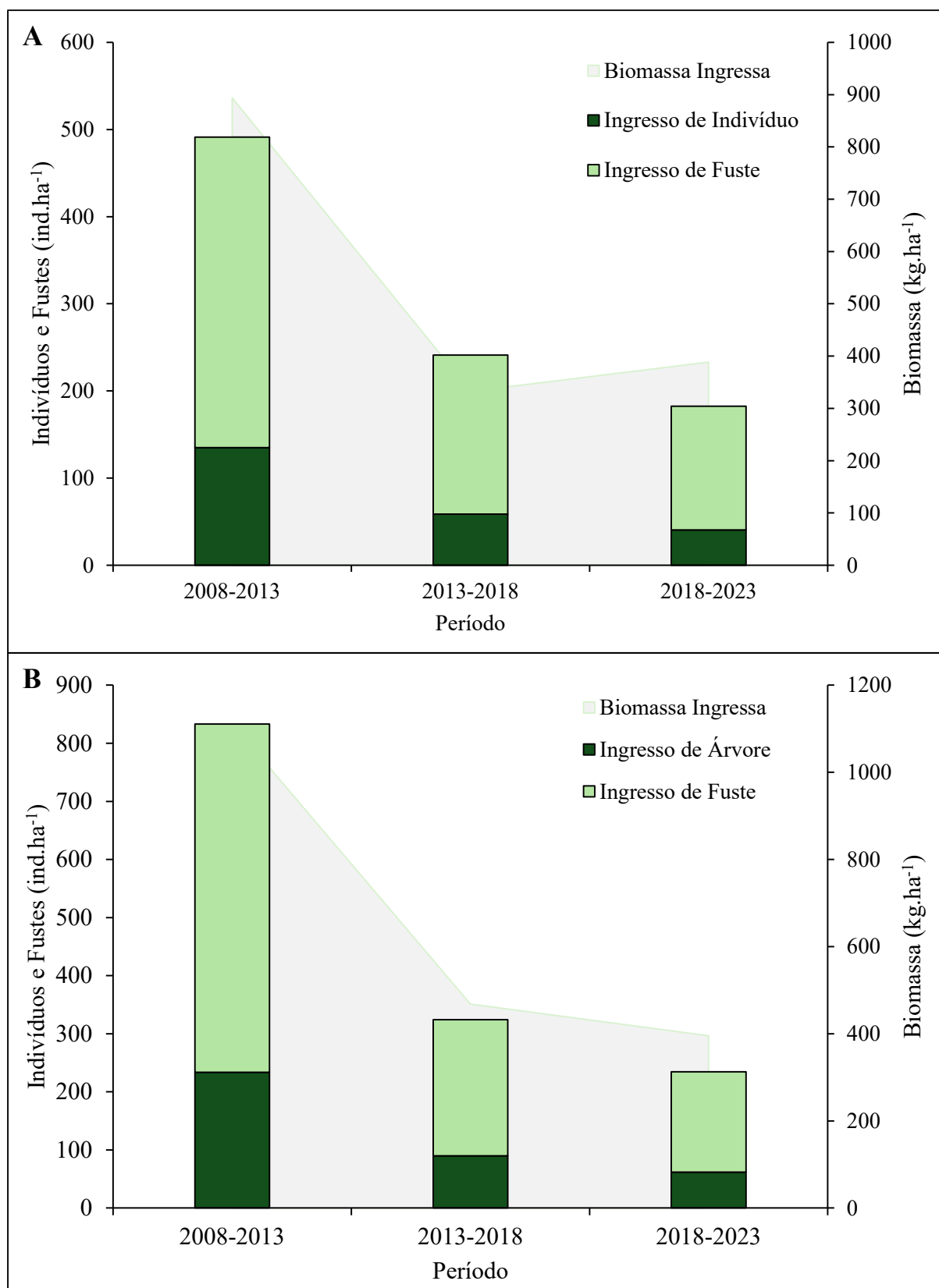


Figura 13 – Estimativa do ingresso em número de indivíduos, fustes e biomassa na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

Para o ingresso, observa-se que os efeitos da seca na região começaram a ser observados no ingresso da vegetação nas áreas de estudo, posteriormente, no ano de 2013, estendendo-se até 2023, período em que, de acordo com o SPI, foram registrados eventos de secas moderadas e extremas (Figura 5), o que pode ter influenciado negativamente o ingresso e contribuído para o registro inferior a 50% do ingresso no período de 10 anos (Figura 13A). Esse resultado pode ser associado à alta sensibilidade da regeneração natural do ambiente às restrições ambientais, especialmente nos estágios iniciais de ingresso (Canham; Murphy, 2017), visto que a tolerância dos indivíduos jovens aos estresses ambientais tende a ser inferiores do que em indivíduos arbustivo-arbóreos adultos (Cavender-Bares; Bazzaz, 2000; Bell et al. 2014). Ainda, o pastejo extensivo, principalmente de caprinos, não foi controlado na área de estudo, o que pode ter dificultado, também, a germinação e estabelecimento de novas plantas na área.

Além disso, a germinação de sementes em florestas tropicais secas é um processo sazonal que acontece durante as chuvas. Assim, mesmo com a tendência de estabilização da precipitação, a ocorrência de estações chuvosas mais curtas e mal distribuídas pode afetar negativamente a germinação de diversas espécies. A intensificação das secas pode levar à morte de indivíduos antes que eles consigam se estabelecer (Silveira et al., 2016), o que resulta em menor taxa de ingresso e alta taxa de mortalidade. Esse padrão foi observado no período de 2018-2023, quando não houve ingressos significativos de fustes e árvores nas Áreas (Figura 13).

No período de 2008-2013, a relação entre ingresso e mortalidade de árvores foi de 1,25 na Área I e de 0,88 na Área II. Entre 2013-2018, essa relação caiu para 0,35 na Área I e 0,19 na Área II. No último período de monitoramento (2018-2023), os valores foram de 0,80 para a Área I e 0,48 para a Área II. Em todos os períodos, não houve estabilização dessa relação, e, apenas na Área I, entre 2008 e 2013, o ingresso superou a mortalidade. Em florestas tropicais maduras e/ou não perturbadas, espera-se que, ao longo do tempo, o padrão de dinâmica das comunidades arbóreas alcance a estabilidade por meio do balanço entre as taxas de mortalidade e ingresso (Schorn; Galvão, 2009; Taccoen et al., 2019), indicando que, de maneira geral, nas áreas alvo do estudo, houve um balanço negativo para a comunidade. Esse fenômeno se torna preocupante, pois a não incidência de taxa de ingressos em áreas onde está ocorrendo taxa de mortalidade pode ser característico de um processo degradativo sem recuperação de área.

A ausência de diferença significativa no ingresso de árvores, fustes e biomassa na Área II, apesar da variação climática entre os períodos, pode ser explicada por alguns fatores. Entre eles, destaca-se a presença de espécies mais adaptadas às condições de seca, com alta resiliência e capacidade de regeneração, mesmo em um ambiente de escassez hídrica. A elevada densidade

de árvores na área sugere uma competição intensa por recursos, mas espécies, como *Jatropha mollissima*, que apresentou um aumento superior a 75% em sua densidade entre 2008 e 2023 (Tabela 7), podem ter desempenhado um papel fundamental em sustentar a estrutura da vegetação. Essas espécies adaptadas a ambientes secos, com sua capacidade de crescimento rápido e adaptação a condições adversas, compensam a mortalidade das espécies menos resilientes e contribuem para a estabilidade do ingresso de árvores e fustes, mantendo a estrutura da floresta, mesmo diante dos desafios impostos pelas mudanças climáticas e pela competição por recursos (Santos et al., 2016).

Para o ingresso em termos de biomassa das espécies com maior densidade absoluta (Tabela 2), observou-se um valor- $p < 0,01$, com base nos valores críticos de Friedman, para as duas áreas, indicando que há pelo menos um contraste significativo entre os períodos, ou seja, um efeito do período. As diferenças foram identificadas por meio das letras maiúsculas no teste post-hoc de Dunn-Bonferroni (Figura 14), que revelou diferenças para todas as espécies. O destaque foi para o período de 2008-2013, que apresentou os maiores valores de biomassa ingressa para todas as espécies, com exceção para a espécie *Jatropha mollissima*, na Área I, que apresentou ingresso em biomassa crescente ao longo dos períodos analisados.

Esse resultado reflete o padrão de ingresso observado para a comunidade de forma geral, indicando maior taxa de ingresso do que no período 2008-2013 (Figura 13), podendo ser considerado o mais favorável para o crescimento e estabelecimento dos indivíduos nas áreas de estudo. Esse comportamento está fortemente relacionado à alta precipitação anual observada, especialmente nos anos anteriores a 2012. Como mostrado na Figura 4, em 2008, a área de estudo registrou 789 mm de chuva, um valor consideravelmente elevado para uma região de floresta tropical seca.

No entanto, para a espécie *J. mollissima*, o período com maior ingresso em biomassa foi 2018-2023 (Figura 14), comportamento contrário ao observado para as demais espécies nas duas áreas. O aumento no ingresso em biomassa de *J. mollissima* no período de 2018-2023 pode ser explicado pela sua estratégia colonizadora, que, em ambientes de seca prolongada, a torna capaz de aproveitar áreas mais abertas com menor competição (Alves et al., 2008; Lyra et al., 2012; Silva et al., 2016), o que foi observado no estudo, pois as maiores densidades da espécie são observadas nas unidades amostrais com menor número de indivíduos. Além disso, a ausência de outras espécies mais sensíveis ingressando, devido à seca, reduziu a competição, permitindo que *J. mollissima* se estabelecesse com maior facilidade.

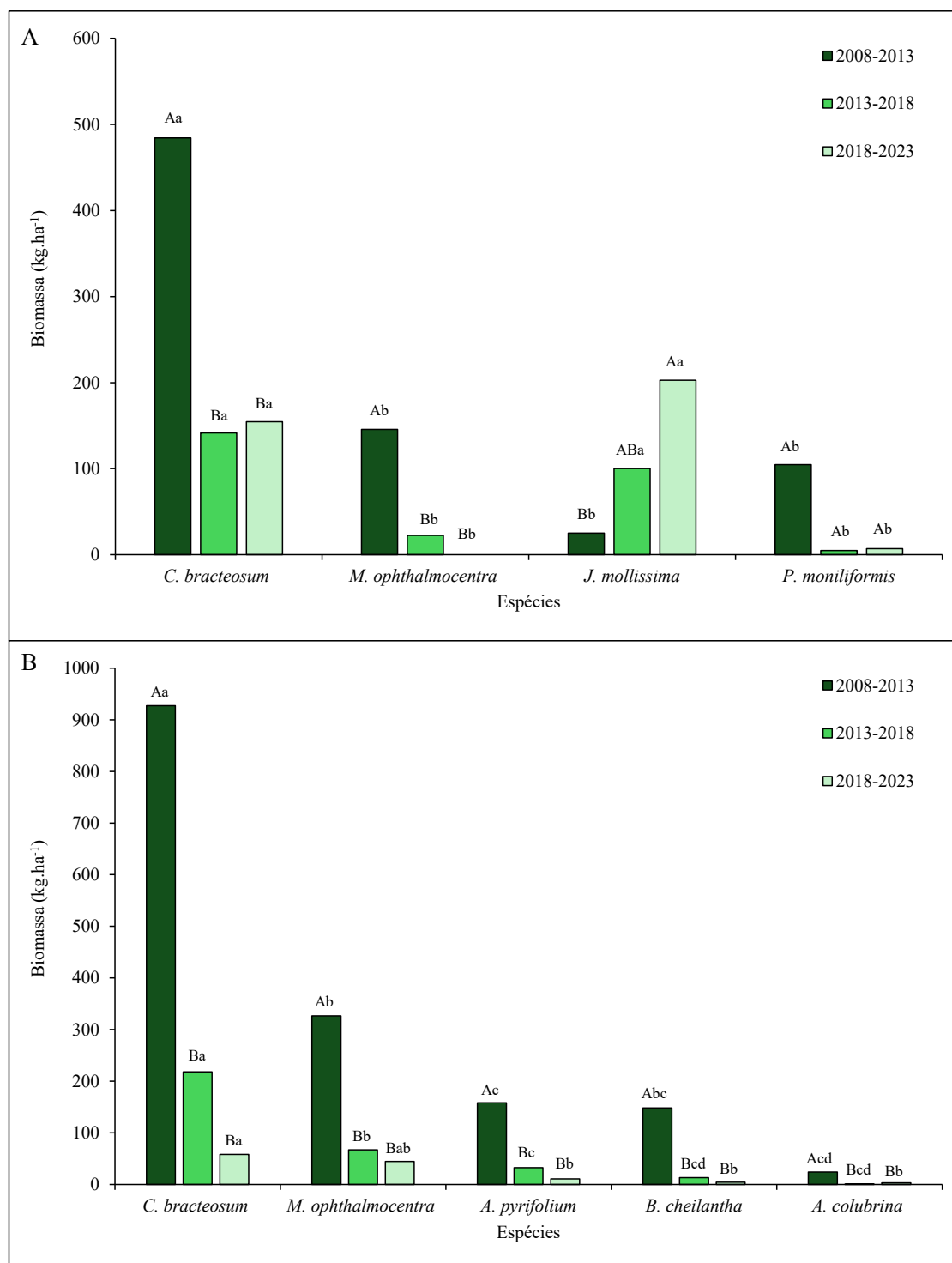


Figura 14 - Estimativa do ingresso em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área I (A) e Área II (B), entre os anos 2008, 2013, 2018 e 2023.

*Letras maiúsculas indicam diferença entre os períodos para cada espécie (Teste de Friedman e post hoc de Dunn-Bonferroni); Letras minúsculas indicam diferença entre as espécies para cada período (Teste de Wilcoxon). Significativo a 0,05% de probabilidade do erro.

Com relação às diferenças entre as espécies nos diferentes períodos, observa-se que *C. bracteosum* apresentou os maiores valores de ingresso em biomassa, com exceção do período de 2018-2023, em que o ingresso foi semelhante ao de *M. ophthalmocentra* na Área II. Além

disso, os valores de ingresso de *C. bracteosum* também foram semelhantes aos de *J. mollissima* nos períodos de 2013-2018 e 2018-2023. Esse padrão pode refletir mudanças nas condições ambientais ou a interação com outras espécies, considerando o cenário de menor disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, maior competição, que favoreceu o ingresso, especialmente de *J. mollissima*, em determinados períodos de seca.

Estudos anteriores corroboram a ideia de que secas prolongadas podem alterar a estrutura das comunidades florestais, favorecendo espécies adaptadas ao estresse hídrico e alterando as interações competitivas. Por exemplo, Lebrija-Trejos et al. (2011) apontam que fatores abióticos, como a sazonalidade hídrica e a disponibilidade de luz, são decisivos na regeneração das florestas secas, afetando a dinâmica das espécies e sua capacidade de se estabelecer.

Esse padrão é apoiado pelos resultados de Almeida, Lopes e Albuquerque (2024), que, ao estudar a influência da heterogeneidade ambiental na riqueza e diversidade taxonômica em Floresta Tropical Seca em Pernambuco, observaram que os gradientes ambientais, como a precipitação, têm um efeito significativo sobre a riqueza de espécies e a diversidade alfa. Isso sugere que a variabilidade nas condições climáticas, especialmente em termos de precipitação, influencia diretamente a composição das comunidades vegetais. Além disso, a competição por recursos hídricos durante períodos de seca é um fator determinante na estrutura das comunidades (Tilman, 1982; Mccluney et al., 2012). Espécies mais adaptadas ao estresse hídrico tendem a dominar em condições de escassez de água, influenciando a abundância e a distribuição das espécies dentro dessas comunidades (Moro et al., 2014).

3.8.1. Modelagem Geoestatística da Mortalidade e do Ingresso

Os modelos geoestatísticos experimentais foram ajustados com base na estimativa da semivariância, conforme pode ser observado nas Tabela 12 e Tabela 13, para ingresso de fustes e árvores, respectivamente, em remanescente de caatinga. Nota-se que os três modelos de semivariogramas experimentais (gaussiano, exponencial e esférico), para as duas variáveis, ajustaram-se ao conjunto de dados estudados, com predominância do modelo gaussiano, que ocorreu para ingresso de fustes nos anos de 2012, 2015, 2016, 2017, 2019, 2020 e 2022, e para ingresso de árvores nos anos 2015, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 e 2023, seguido do modelo esférico, nos anos de 2013 e 2014 para fustes e 2012 e 2016 para árvores, e, por fim, do modelo exponencial, nos anos de 2018, 2021 e 2023 em fustes e 2013, 2014 e 2022 em árvores. Pelissari et al. (2017), aplicando uma análise geoestatística para mapear e correlacionar os padrões espaciais na dinâmica da área basal de grupos sucessionais de espécies arbóreas em Floresta

Tropical Mista no Sul do Brasil, observaram que, em geral, os modelos esférico e gaussiano exibiram os melhores ajustes, exceto para o grupo pioneiro com a função Exponencial, algo semelhante aos resultados encontrados neste estudo.

Tabela 12 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de ingresso de fustes em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

Ingresso Fuste	Modelo	¹ C ₀	² C ₀ +C	³ a	⁴ R ²	⁵ C ₀	⁶ GDE	Jack-Knifing	
						(C ₀ +C)		Média	⁸ DP
2012	Gaussiano	0,100	121,000	152,000	0,697	0,100	⁷ Ft	-0,026	1,268
2013	Spherical	9,100	37,760	514,000	0,609	24,100	Ft	0,000	1,295
2014	Spherical	10,100	62,060	633,000	0,628	16,300	Ft	-0,012	1,284
2015	Gaussiano	0,010	1,738	203,000	0,888	0,600	Ft	-0,024	1,302
2016	Gaussiano	0,010	4,837	154,000	0,845	0,200	Ft	-0,006	1,175
2017	Gaussiano	4,920	30,830	3129,000	0,742	16,000	Ft	0,016	1,010
2018	Exponential	2,313	14,670	717,000	0,790	15,800	Ft	-0,120	1,103
2019	Gaussiano	4,500	46,900	146,000	0,979	9,600	Ft	-0,017	1,016
2020	Gaussiano	2,600	20,420	192,000	0,851	12,200	Ft	0,003	1,222
2021	Exponential	0,710	10,410	343,000	0,891	6,800	Ft	-0,014	1,210
2022	Gaussiano	2,050	10,200	1742,443	0,816	20,098	Ft	-0,007	1,181
2023	Exponential	1,190	5,551	651,000	0,903	21,438	Ft	-0,006	1,201

¹ C₀: Efeito Pepita; ² C₀+C: Patamar; ³ a: Alcance (m); ⁴ R²: Coeficiente de determinação; ⁵ C₀/(C₀+C): Porcentagem do GDE; ⁶ GDE: Grau de Dependência Espacial (%); ⁷ Ft: Forte; e ⁸ DP: Desvio padrão.

Tabela 13 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de ingresso de indivíduos em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

Ingresso Indivíduo	Modelo	¹ C ₀	² C ₀ +C	³ a	⁴ R ²	⁵ C ₀	⁶ GDE	Jack-Knifing	
						(C ₀ +C)		Média	⁸ DP
2012	Spherical	0,100	33,130	399,000	0,664	0,300	⁷ Ft	0,003	1,248
2013	Exponential	0,010	4,639	727,000	0,619	0,200	Ft	0,000	1,064
2014	Exponential	0,550	2,429	1017,000	0,742	22,600	Ft	-0,001	1,141
2015	Gaussiano	0,050	0,206	211,420	0,814	24,600	Ft	-0,012	1,293
2016	Spherical	0,101	0,970	446,000	0,957	10,500	Ft	-0,021	1,268
2017	Gaussiano	0,001	1,987	145,000	0,848	0,100	Ft	0,005	1,197
2018	Gaussiano	0,477	2,733	194,000	0,864	17,500	Ft	-0,004	1,225
2019	Gaussiano	0,010	4,771	169,000	0,879	0,200	Ft	-0,004	0,993
2020	Gaussiano	0,052	0,294	151,000	0,897	17,500	Ft	0,038	0,823
2021	Gaussiano	0,241	1,062	232,000	0,739	22,800	Ft	-0,001	1,132
2022	Exponential	0,471	2,051	6330,000	0,784	22,964	Ft	0,007	1,095
2023	Gaussiano	0,216	1,828	3070,926	0,962	11,816	Ft	-0,008	1,167

¹ C₀: Efeito Pepita; ² C₀+C: Patamar; ³ a: Alcance; ⁴ R²: Coeficiente de determinação; ⁵ C₀/(C₀+C): Porcentagem do GDE; ⁶ GDE: Grau de Dependência Espacial (%); ⁷ Ft: Forte; e ⁸ DP: Desvio padrão.

Quanto ao coeficiente de determinação (R^2) dos modelos dos semivariogramas experimentais empregados para as taxas de ingresso de fustes (Tabela 13) e árvores (Tabela 14), os ajustes tiveram R^2 superior a 0,60. Com base no critério proposto por Cambardella et al. (1994), o grau de dependência espacial (<25%) reflete em modelos de semivariogramas fortes, o que foi observado para os modelos estabelecidos para o ingresso de fustes e árvores, indicando que a caracterização da variabilidade do ingresso de fustes e árvores, de um ponto vizinho ao outro, foi de dependência forte, sendo aqueles valores representativos entre as vizinhanças.

De acordo com o critério determinado por Vauclin et al. (1983), os modelos de semivariogramas estabelecidos foram validados pela técnica de Jack-Knifing, em que a média dos erros de cada modelo dever ser próxima a zero e o desvio padrão próximo a um, fazendo valer, assim, a aplicabilidade de cada modelo representativo do ingresso de fustes e árvores de cada um dos anos estudados. Os autores enfatizam que a aplicabilidade dos modelos estabelecidos pode ser replicada para outras regiões do globo que apresentem características de floresta tropical sazonalmente seca. A validação explorada neste estudo se faz fundamental e foi explorada no estudo de Silva et al. (2021), que enfatizam a importância da aplicabilidade da validação cruzada por Jack-Knifing para modelos de semivariogramas empregados na caracterização da dinâmica espacial das chuvas em região litorânea do estado de Pernambuco.

Com base nos modelos de semivariograma estabelecidos e validados, foram elaborados mapas de krigagem para a distribuição espaço-temporal do ingresso de fustes (Figura 15) e árvores (Figura 16) para a área da fazenda, com destaque para as parcelas experimentais. Esses mapas permitem observar a variação espacial do ingresso de 0 a >16 fustes e de 0 a >10 árvores em pontos de 400 m². Em geral, os maiores valores de ingresso de fustes e árvores são observados para o período de 2008-2013, principalmente na Área I, o que é destacado na Tabela 10, esses dados podem ser associado à precipitação e SPI dentro dos padrões ao qual as espécies da região estavam adaptadas nos anos anteriores (Figura 4 e Figura 5), o que proporcionou melhores condições hídricas para o estabelecimento de novos fustes e árvores.

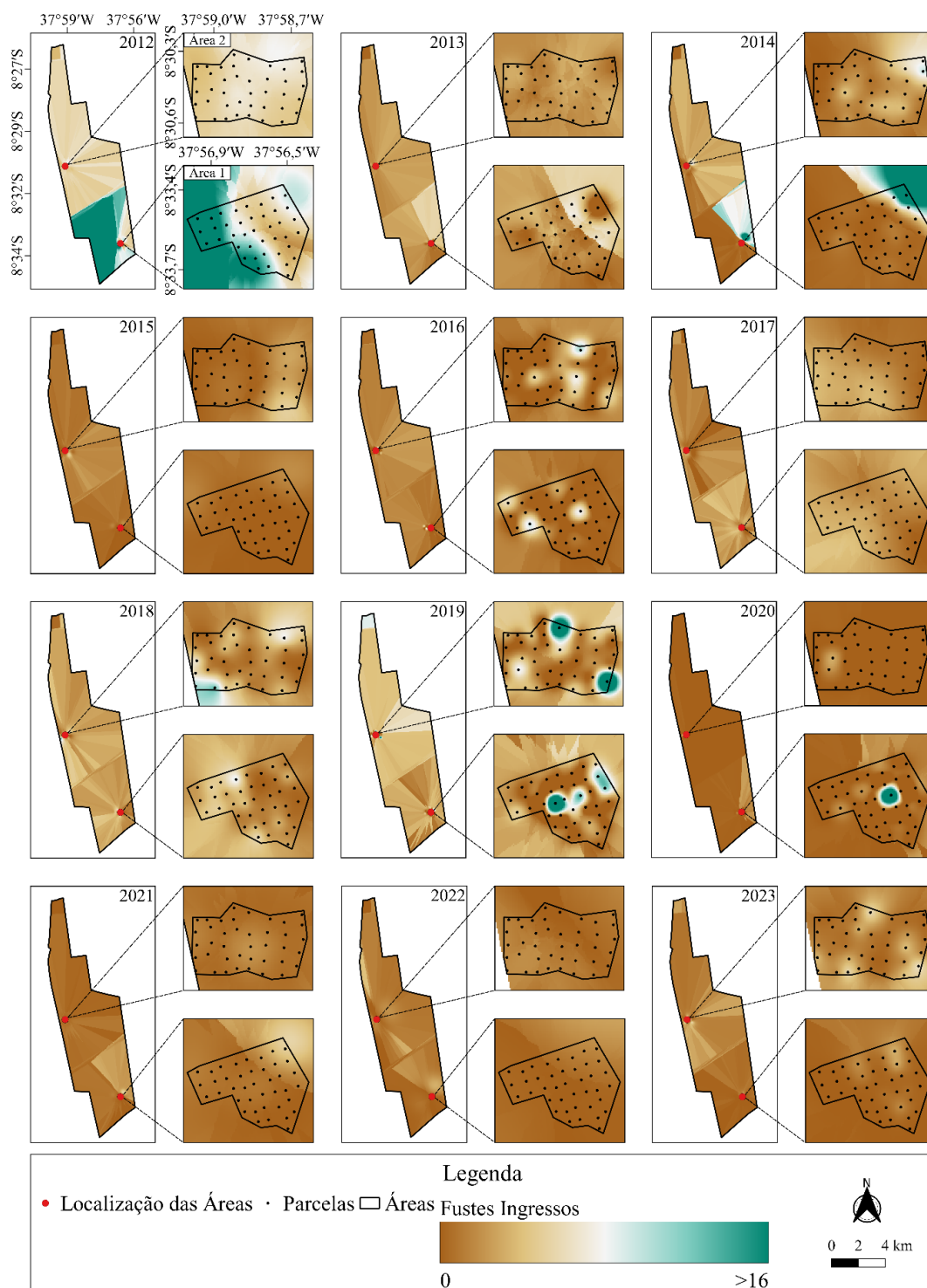


Figura 15 – Mapas de krigagem de ingresso de fustes, no período 2012-2023, em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

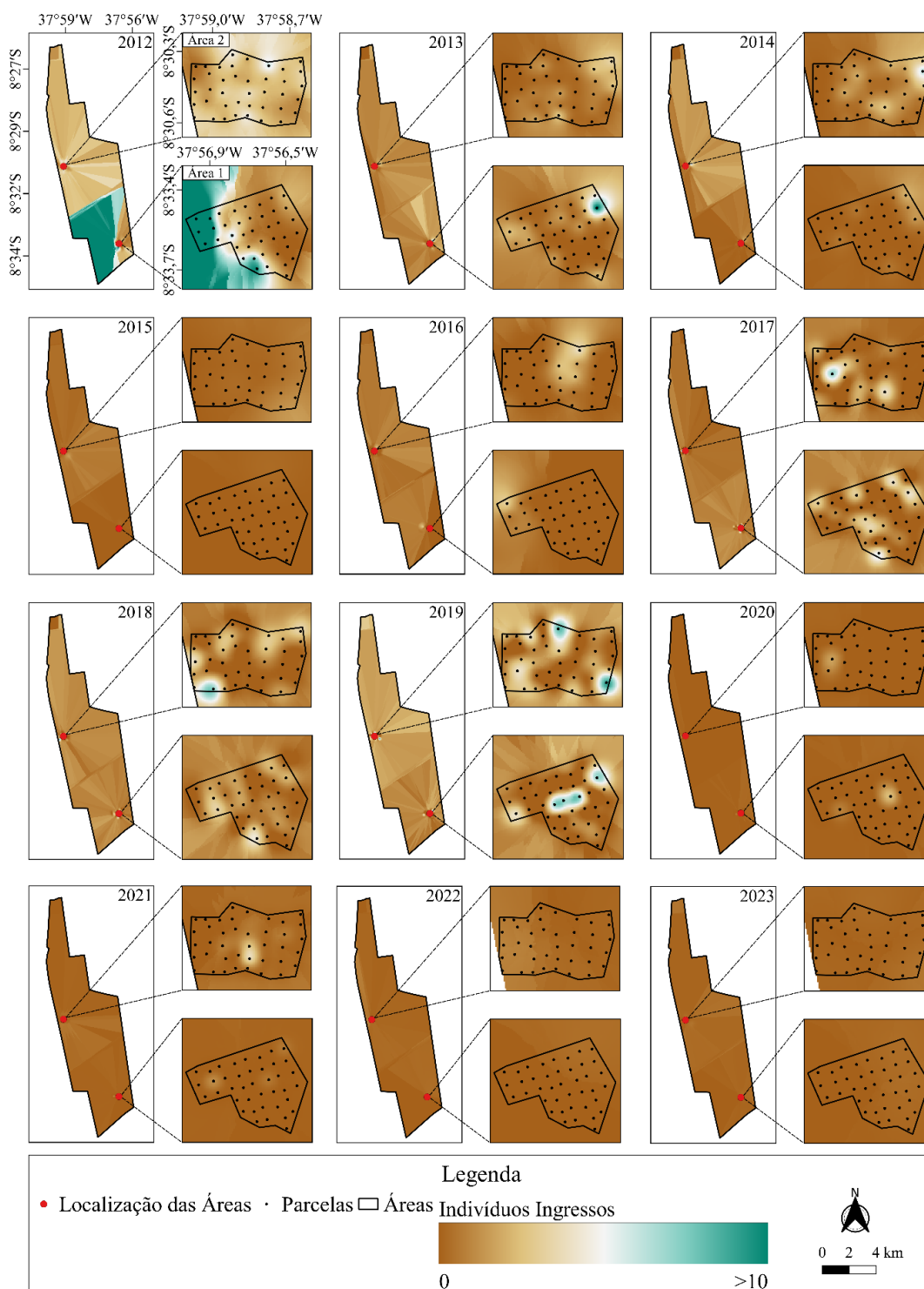


Figura 16 – Mapas de krigagem de ingresso de indivíduos, no período 2012-2023, em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

No ano de 2012, na Área 1, destacam-se pontos cujo ingresso foi maior que 16 fustes e 10 árvores, vale salientar que esta área sofreu exploração da sua vegetação e se encontra em processo de regeneração, o que explica, em partes, os maiores valores de ingresso, pois as florestas pós-distúrbio, em estágios iniciais, tendem a ter maior entrada de ingressos (Lévesque

et al., 2011). Além disso, as parcelas localizadas a oeste, no ano de 2012, representaram mais de 50% da densidade de fustes e de 60% dos indivíduos arbustivo-arbóreos, assim como nos demais anos, logo, a presença de pequenas manchas com valores de ingresso superiores a 12 fustes e sete árvores está relacionada a maiores densidades de plantas nas parcelas experimentais próximas e em seus entornos. Consequentemente, espera-se que uma maior quantidade de árvores resulte em um maior ingresso de fustes e que os indivíduos arbustivo-arbóreos jovens alcancem os critérios mínimos de inclusão ($C \geq 6$ cm) nessas áreas.

Quanto aos mapas de krigagem para ingresso de fustes e árvores nos demais anos (2013-2023), cabe destacar a ocorrência de sutis variações na distribuição espaço-temporal dessas variáveis, com predominância de manchas homogêneas com ingressos na faixa de 0-5 fuste e 0-3 árvores (Figuras 15 e 16). Durante esse período, foram observados SPI nas categorias moderadamente e extremamente seca (Figura 5), precipitação anuais médias abaixo de 400 mm e elevação da temperatura média anual (Figura 4), o que pode ter acarretado na estagnação do crescimento dos fustes e árvores já estabelecidos na comunidade, impossibilitando que os mesmos alcancem o critério de inclusão mínimo ($CAP \geq 6$ cm) considerado no estudo para serem ingressos. Segundo Taiz et al. (2017), como forma de compensar o decréscimo no potencial hídrico, a planta fecha seus estômatos, a fim de reduzir a perda de água por transpiração, porém, tal estratégia também reduz a assimilação e absorção de CO_2 pelas folhas, consequentemente, reduzindo a fotossíntese e reprimindo o crescimento da planta.

Os maiores valores de ingresso de fustes em relação a árvores ao longo dos anos podem ser explicados a partir de uma característica marcante das espécies das FTSS, que é a presença de múltiplos fustes como uma estratégia importante na regeneração, notadamente, quando submetida à severa perturbação (Lima et al., 2021). Além disso, as espécies *Cenostigma bracteosum* e *Aspidosperma pyrifolium*, que apresentam elevadas densidades e frequências na área, são reconhecidas pela sua alta capacidade de rebrota, contribuindo, no ano de 2015, com, aproximadamente, 98% da densidade de brotos, dois anos após o corte raso da vegetação, conforme observado no estudo de Lima et al. (2021), realizado na mesma propriedade onde foi conduzida a presente pesquisa. Assim, a presença de espécies com capacidade de rebrota ou brotamento por raízes nestes ambientes é fundamental para o ingresso de novos indivíduos ou fustes, principalmente quando a floresta se encontra sob condições de estresse, uma vez que a planta consegue eliminar, temporariamente, os estágios ontogenéticos mais vulneráveis (e.g. plântulas e plantas jovens) e “recomeçar”, a partir de tocos, de forma mais vigorosa, desencadeando o processo de ingresso através da facilitação (Kennard et al., 2002; Lima et al. 2021).

Os modelos geoestatísticos avaliados no estudo para mortalidade de fustes e árvores, com base no efeito pepita, patamar e amplitude, são apresentados nas Tabela 14 e Tabela 15, respectivamente. O modelo gaussiano apresentou o melhor ajuste para ambas variáveis analisadas, com algumas exceções. Nos anos de 2015 e 2018, o ajuste para a mortalidade de fustes foi melhor com o modelo esférico, enquanto que, em 2012, a mortalidade de árvores se ajustou melhor com o modelo esférico. Para o ano de 2023, o modelo exponencial foi o mais adequado para a mortalidade de fustes, e, para os anos de 2013, 2019 e 2020, o modelo exponencial apresentou o melhor ajuste para a mortalidade de árvores.

Tabela 14 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de mortalidade de fustes em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

Mortalidade Fuste	Modelo	¹ C ₀	² C ₀ +C	³ a	⁴ R ²	⁵ C ₀ C ₀ +C	⁶ GDE	Jack-Knifing	
								Média	⁸ DP
2012	Gaussiano	38,00	236,70	1453,00	0,939	16,10	⁷ Ft	-0,016	1,032
2013	Gaussiano	0,10	265,10	130,00	0,939	0,00	Ft	-0,008	1,115
2014	Gaussiano	0,10	203,10	122,00	0,612	0,00	Ft	-0,006	1,218
2015	Spherical	2,40	58,38	196,00	0,975	4,10	Ft	0,055	1,109
2016	Gaussiano	0,10	278,20	148,00	0,604	0,00	Ft	0,023	1,179
2017	Gaussiano	120,00	748,90	1200,00	0,873	16,00	Ft	0,005	1,244
2018	Spherical	0,08	14,29	159,00	0,887	0,60	Ft	-0,007	1,002
2019	Gaussiano	0,10	7,36	125,00	0,969	0,10	Ft	0,013	1,098
2020	Gaussiano	0,01	5,93	160,00	0,741	0,20	Ft	-0,050	1,298
2021	Gaussiano	0,01	24,27	159,00	0,750	0,00	Ft	-0,006	1,261
2022	Gaussiano	8,220	36,430	1927,77	0,914	22,56	Ft	-0,026	1,107
2023	Exponential	2,160	10,329	3078,00	0,808	20,91	Ft	-0,012	1,173

¹C₀: Efeito Pepita; ²C₀+C: Patamar; ³a: Alcance; ⁴R²: Coeficiente de determinação; ⁵C₀/(C₀+C): Porcentagem do GDE; ⁶GDE: Grau de Dependência Espacial (%); ⁷Ft: Forte; e ⁸DP: Desvio padrão.

Tabela 15 – Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial (GDE) dos padrões de mortalidade de indivíduos em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

Mortalidade Indivíduo	Modelo	¹ C ₀	² C ₀ +C	³ a	⁴ R ²	⁵ C ₀	⁶ GDE	Jack-Knifing	
						C ₀ +C		Média	⁸ DP
2012	Spherical	2,100	11,480	403,000	0,783	18,300	⁷ Ft	-0,009	1,267
2013	Exponential	0,020	23,430	222,000	0,733	0,100	Ft	-0,023	1,102
2014	Gaussiano	2,010	29,780	157,000	0,841	6,700	Ft	-0,015	1,292
2015	Gaussiano	0,620	3,508	230,000	0,940	9,100	Ft	0,006	1,292
2016	Gaussiano	0,010	20,870	124,000	0,612	0,000	Ft	0,032	1,061
2017	Gaussiano	6,010	28,230	166,000	0,726	21,300	Ft	-0,050	1,311
2018	Gaussiano	0,001	1,930	126,000	0,651	0,100	Ft	0,009	1,173
2019	Exponential	0,001	2,681	126,000	0,997	0,000	Ft	0,031	1,034
2020	Exponential	0,100	0,901	207,000	0,697	0,100	Ft	-0,032	1,218
2021	Gaussiano	0,100	2,041	141,000	0,840	0,000	Ft	-0,023	1,270
2022	Gaussiano	0,426	2,862	1316,35	0,973	14,885	Ft	-0,013	1,300
2023	Gaussiano	0,770	4,550	1801,33	0,808	16,923	Ft	0,003	1,290

¹C₀: Efeito Pepita; ²C₀+C: Patamar; ³a: Alcance; ⁴R²: Coeficiente de determinação; ⁵C₀/(C₀+C): Porcentagem do GDE; ⁶GDE: Grau de Dependência Espacial (%); ⁷Ft: Forte; e ⁸DP: Desvio padrão.

O grau de dependência espacial para os modelos de semivariogramas estabelecidos para a mortalidade de fustes e indivíduos arbustivo-arbóreos foi forte (<25%) para todos os anos de estudo, indicando que a caracterização da variabilidade para a mortalidade de fustes (Tabela 14) e indivíduos (Tabela 15), uma parcela experimental vizinha a outra, foi de dependência forte, sendo aqueles valores representativos entre as vizinhanças (Cambardella et al., 1994). De acordo com os autores, maiores valores de dependência espacial indicam melhor estrutura espacial e, conseqüentemente, maior precisão no mapeamento das propriedades avaliadas por meio de técnicas de geoestatística, como a krigagem.

Em geral, todos os modelos geoestatísticos gerados tiveram coeficiente de determinação (R²) maior que 0,60, indicando uma boa adaptação aos dados experimentais. Além disso, segundo a metodologia proposta por Jack-Knifing (Vauclin et al., 1983), todos os modelos adotados foram validados, e apresentaram média próxima a 0 (zero), e desvio padrão próximo a 1,0 (um) (Tabela 14 e Tabela 15), confirmando a aplicabilidade dos modelos representativos da mortalidade de fustes e indivíduos de cada um dos anos estudados. Além disso, o alcance espacial (A) para todas as variáveis analisadas apresentou valores superiores ao valor da distância entre as parcelas experimentais, demonstrando que tais atributos apresentam menor

variabilidade e continuidade espacial, garantindo melhor precisão nas estimativas em locais não amostrados dentro das áreas experimentais (Webster; Oliver, 2007).

Nos mapas temáticos obtidos para a distribuição espacial das variáveis estudadas (Figura 17 e Tabela 18), é possível observar claramente as regiões com a maior mortalidade de fustes e indivíduos por ano de avaliação. De acordo com esses mapas, a maior mortalidade de árvore e fustes ocorreu nos anos de 2013 a 2015, com mortalidades superiores a 36 fustes e 10 indivíduos. De acordo com Gunst et al. (2016), as causas da mortalidade florestal e as condições que dão origem a surtos de mortalidade generalizada são complexas e difíceis de prever, no entanto, o período em que foi registrada a maior taxa de morte de indivíduos e fustes na área coincide com o início dos eventos de seca na região. Assim, tais resultados podem indicar uma resposta da vegetação à redução da disponibilidade de água para as plantas, induzida pela seca, pois, em 2012, a precipitação na área de estudo foi de apenas 224 mm (Figura 4) e o SPI do ano foi categorizado como extremamente seco (Figura 5). Diversos estudos em florestas nos diferentes domínios fitogeográficos do mundo apontam a seca como uma das principais responsáveis pela morte de indivíduos (Hartmann et al., 2018; Anderegg et al. 2019; Kauwe et al., 2020), além disso, também apontam que tais eventos podem impactar negativamente a produção florestal e, consequentemente, as populações que utilizam desses produtos como meio de subsistência.

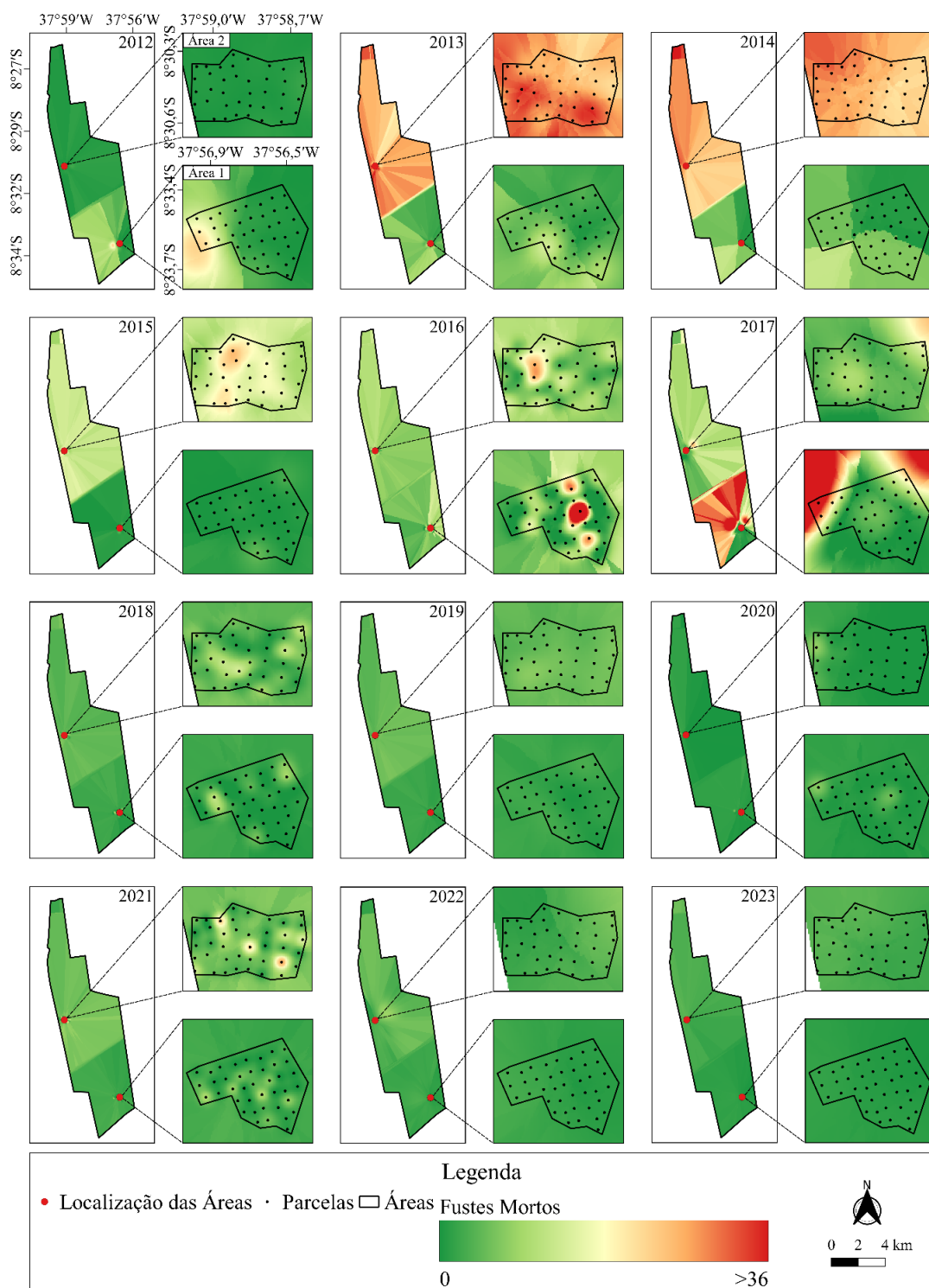


Figura 17 – Mapas de krigagem de mortalidade de fustes, no período 2012-2023, em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

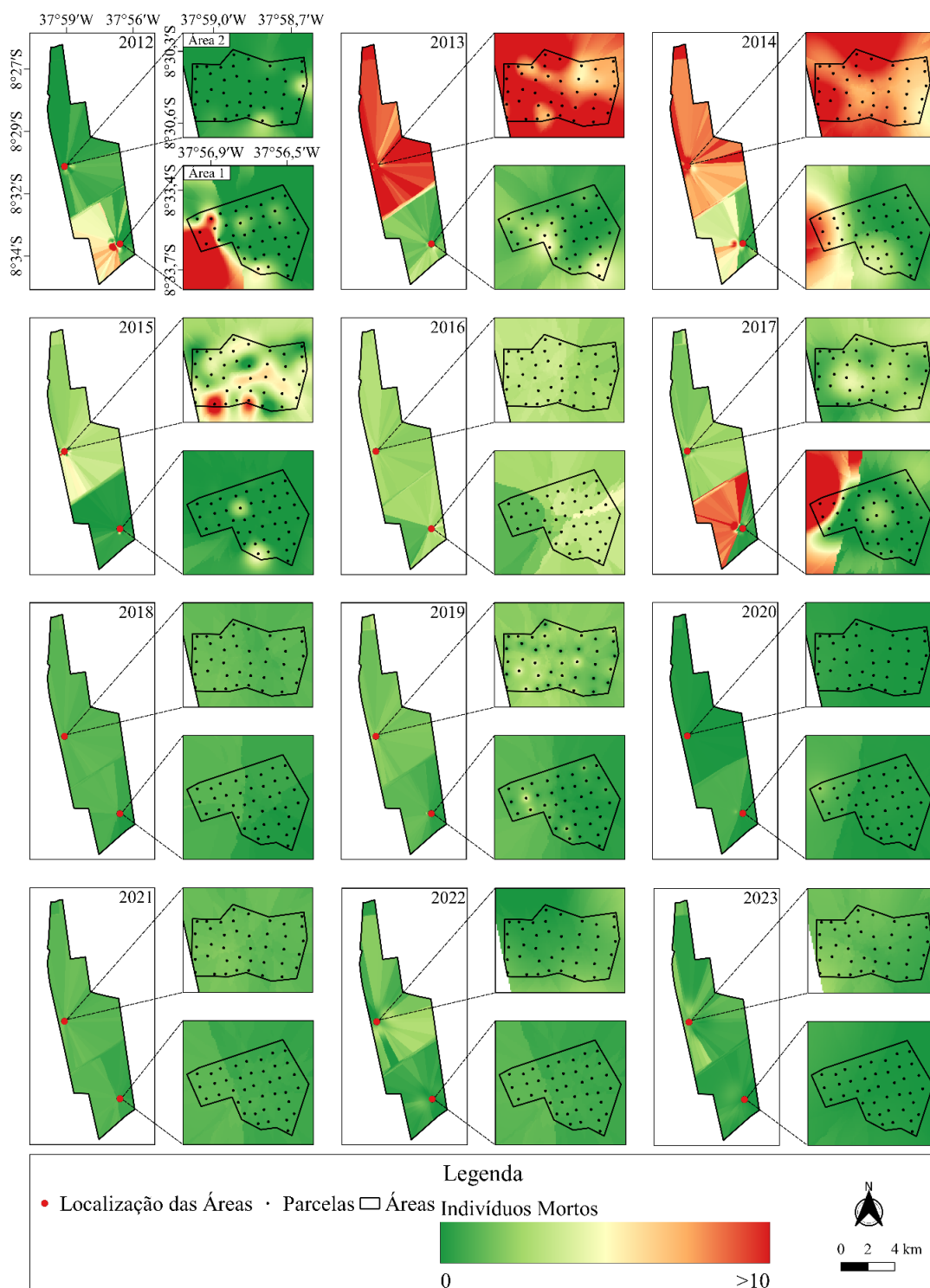


Figura 18 – Mapas de krigagem de mortalidade de indivíduos, no período 2012-2023, em remanescente de caatinga, Floresta, Pernambuco, Brasil.

O efeito do clima na mortalidade florestal induzida pela seca é mediado pela estrutura da floresta, pois os indivíduos arbustivo-arbóreos respondem ao clima e à limitação de recursos de diferentes maneiras, dependendo de seu ambiente competitivo (Clark et al., 2016). Segundo Davis et al. (2018), a competição e a limitação de umidade estão intimamente conectadas, ou

seja, quanto mais indivíduos arbustivo-arbóreos maior competição, resultando em um maior consumo de água por transpiração e, portanto, menos recursos de umidade disponíveis para cada árvore. Corroborando essa afirmação, no presente estudo, observou-se, de maneira geral, maiores registros de mortalidade na Área II, principalmente nos anos iniciais do período de seca (Figura 11A), o qual apresentou uma densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos e fustes aproximadamente duas vezes superior à Área I (Tabela 3 e Tabela 4). Ainda, para 2012, 2014 e 2017, observa-se uma expressiva morte de fustes e indivíduos no entorno das parcelas experimentais localizadas a oeste da Área I (Figura 17 e Figura 18), local com maior densidade de indivíduos. Assim, nas próximas décadas, a competição entre indivíduos tende a ser ainda mais importantes, pois a variabilidade climática impacta a estrutura da floresta e, principalmente, a disponibilidade de umidade (JUMP et al., 2017), como foi observado no estudo em questão.

Em relação aos mapas de krigagem nos demais anos (2016-2023), percebe-se uma atenuação ou estabilização da mortalidade de fustes e indivíduos nas áreas de estudo (Figura 17 e Figura 18). De acordo com Lloret et al. (2012), populações e comunidades de indivíduos podem apresentar um conjunto de mecanismos responsáveis pela estabilização ecofisiológica e demográfica, que podem compensar a eventual mortalidade da vegetação. Para os autores, os principais mecanismos se baseiam na plasticidade, tolerância e variabilidade fenotípica das espécies, que, somadas às interações entre espécies, podem atenuar e compensar a mortalidade, elevando a sobrevivência e/ou o ingresso futuro, devido a novas condições benéficas, aprimoramento de interações bióticas ou liberação de recursos resultante da morte de alguns indivíduos. Nesse sentido, como discutido na presente pesquisa, sabe-se que os eventos climático extremos, a exemplo da seca, podem reduzir bastante a densidade de plantas, como observado na comunidade alvo do estudo (Tabela 3 e Tabela 4). Segundo Dale et al. (2001), a redução da densidade proporciona menores taxas de competição, aumentando a disponibilidade de água no solo, podendo, assim, promover a sobrevivência após o evento e especialmente em resposta a uma nova seca.

Ao sobrepor os mapas de ingressos e mortalidade, observou-se que, em determinados anos, ocorreram manchas com maior mortalidade e, simultaneamente, manchas com maiores valores de ingresso. Tal resultado pode ser facilmente associado à formação de clareiras na comunidade, proporcionadas pela morte de indivíduos e/ou fustes. Uma vez criada uma clareira, os processos físicos e biológicos da floresta são alterados, em comparação com a floresta circundante, proporcionando menor competição e maior disponibilidade de recursos para as plantas, a exemplo da incidência de luz solar, facilitando, assim, o ingresso de novas plantas e

acelerando o crescimento das espécies sucessionais, principalmente do grupo das pioneiras e secundárias (Amir; Duke, 2019; Forbes et al., 2020; Maringer et al., 2020).

No entanto, mesmo com a elevada mortalidade de fustes e indivíduos durante o período de estudo, a redução da densidade não foi suficiente para o ingresso de espécies de forma a atingir a densidade inicial, o que pode ser associado diretamente aos efeitos negativos da seca na vegetação, como discutido na presente pesquisa, ou, ainda, é possível que o período de 12 anos (2012-2023) possa não ter sido suficiente para que estas espécies atingissem o critério mínimo de $C \geq 6$ cm, sendo necessários levantamentos posteriores para responder tal questionamento. Assim como, acompanhar o processo de recuperação da vegetação nativa após o longo período de seca registrado na região, visto que, no ano de 2021, a precipitação para área foi de apenas 332 mm, reforçando a necessidade de continuidade do monitoramento da vegetação.

3.9. Crescimento bruto

O ingresso e a mortalidade são fatores fundamentais para o crescimento de uma floresta, influenciando diretamente sua dinâmica e estrutura ao longo do tempo (Amoroso; Coates; Astrup, 2013). Apesar do crescimento de um determinado povoamento resultar da atividade dos indivíduos vivos, sua somatória não representa o crescimento da floresta como um todo, pelo fato de existirem árvores que morrem, são cortadas ou recrutadas no período de crescimento (Sanquetta; Côte; Eisfeld, 2003). Assim, o crescimento da floresta é um processo dinâmico, com fluxos de biomassa variando ao longo do tempo e sendo regulados por uma complexa interação entre esses fatores.

Com relação ao crescimento bruto das árvores vivas durante todos os períodos avaliados nas áreas de estudo, observa-se que ambas áreas não apresentaram um crescimento contínuo (Figura 19). Até o ano de 2013, houve um crescimento linear nas duas áreas, com um acréscimo de 226 kg.ha^{-1} na Área I e 602 kg.ha^{-1} na Área II em relação ao ano de 2012. Esse aumento no crescimento bruto pode ser atribuído a condições climáticas favoráveis (Figura 4), como a maior disponibilidade de água, o que criou condições ideais para o desenvolvimento dos fustes (Figura 13). Além disso, a disponibilidade hídrica pode ter favorecido uma menor competição entre os indivíduos, resultando em uma mortalidade mais baixa, como evidenciado na Figura 11.

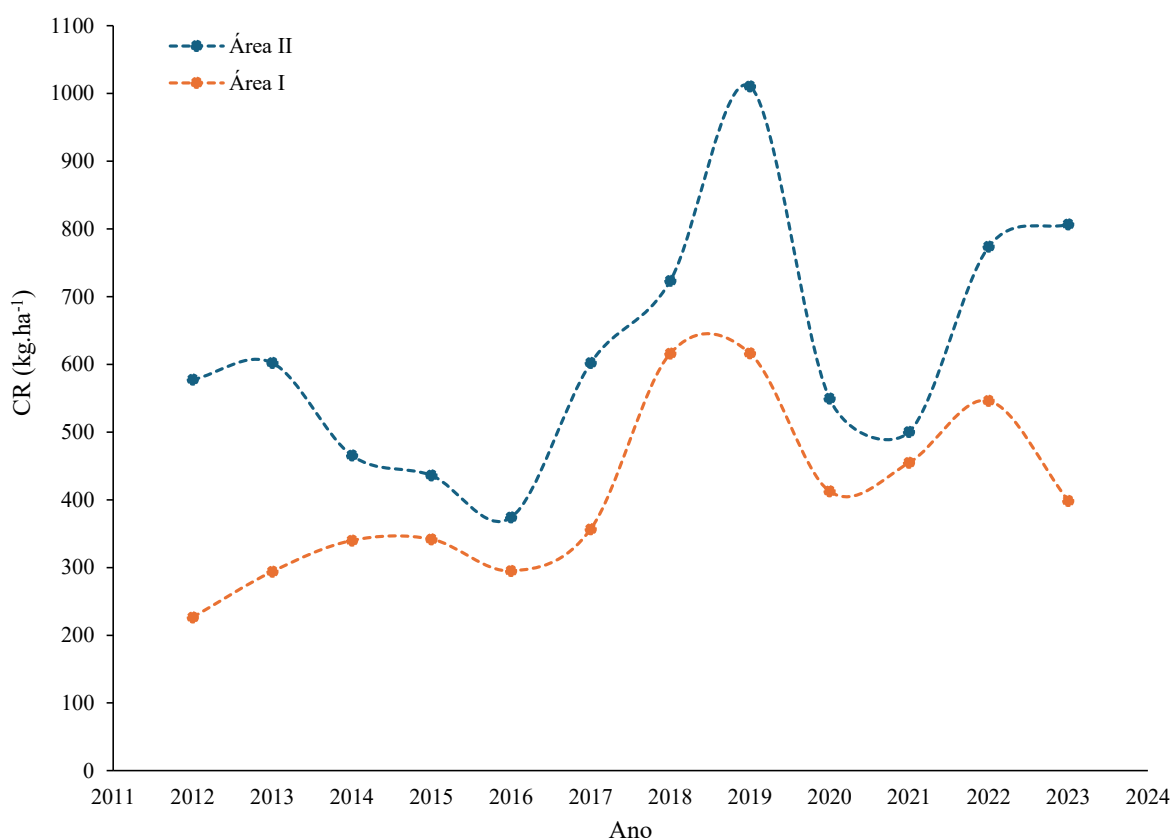


Figura 19 – Estimativa do crescimento em biomassa na Área 1 (A) e Área 2 (B) entre os anos 2011 e 2023.

No entanto, a interrupção desse crescimento após 2013, observada principalmente na Área II, que se estende até o ano de 2016, reforça a ideia de que a escassez de recursos começou a influenciar mais intensamente o crescimento das árvores. Esse período coincide com a ocorrência de secas moderadas e extremas, conforme indicado pelo SPI (Figura 5), e com uma das secas mais severas registradas na região semiárida do Brasil, que se estendeu de 2012 a 2016 (Marengo et al., 2018). Durante esse intervalo (2013-2016), foi registrado mais de 70% da mortalidade total na área. A combinação desses fatores sugere que a seca prolongada impôs condições adversas para o desenvolvimento das árvores, reduzindo a regeneração e, ao mesmo tempo, aumentando a mortalidade. Os fustes que permaneceram vivos tiveram seu crescimento estagnado, ou seu desenvolvimento não foi suficiente para superar a mortalidade, devido à falta de recursos hídricos e ao estresse ambiental causado por esse evento climático extremo (Seddon et al., 2016).

O maior crescimento em relação à biomassa para as duas áreas foi registrado no ano de 2019, com um acréscimo de 616 kg.ha⁻¹ na Área I e 1.010 kg.ha⁻¹ na Área II, em comparação ao ano anterior. Vale destacar que esse resultado é incomum, considerando que 2019 e os anos anteriores não apresentaram uma precipitação elevada (Figura 4) e se encontram dentro do

intervalo de seca, conforme indicado pelo SPI (Figura 5). Esse crescimento atípico pode ser atribuído à resposta de espécies adaptadas a períodos de estresse hídrico. Um exemplo disso é a *Jatropha mollissima*, que, em 2019, apresentou uma área basal 5 e 3 vezes maior que no ano de 2016, para as Áreas I e II, respectivamente. Essa adaptação pode ser um reflexo da capacidade da espécie de aproveitar ao máximo os recursos disponíveis durante períodos mais secos (Haberstroh; Werner, 2022).

Ao analisar a Figura 20, observa-se que o crescimento nas áreas estudadas é predominantemente resultante do desenvolvimento de *Cenostigma bracteosum*. Esse padrão sugere que, embora as condições ambientais possam ter favorecido o crescimento de várias espécies, o crescimento bruto registrado nas áreas é, em grande parte, devido à maior capacidade de *C. bracteosum* de se adaptar às condições locais, possivelmente devido a suas características ecofisiológicas, como a resistência ao estresse hídrico. A espécie *C. bracteosum* pertencente à família Fabaceae, antiga leguminosa, que apresenta mecanismos adaptativos eficazes para resistir à seca, o que pode explicar sua predominância no crescimento observado.

As leguminosas possuem pelo menos duas maneiras de lidar com a seca: (i) evitando a seca por meio de uma regulação eficiente dos estômatos; e (ii) tolerando a seca por meio de ajustes osmóticos (Chaves et al., 2002; Vadez et al., 2008). O primeiro mecanismo envolve o fechamento estomático, que reduz a perda de água, mas também diminui a concentração interna de CO₂, o que pode limitar a fotossíntese (Oliveira; Fernandes; Rodrigues, et al., 2005; Sousa et al., 2015). Por outro lado, o segundo mecanismo, a regulação osmótica, é mais eficiente energeticamente, permitindo que a planta continue o crescimento das raízes mesmo em condições de seca, ao aumentar a concentração de solutos no interior das células (Silva et al., 2019).

O aumento na concentração de solutos, que inclui açúcares e compostos amino, ajuda a manter o turgor das células e o conteúdo de água na planta, sem comprometer excessivamente a produtividade, ao contrário do fechamento estomático, que limita a fotossíntese (Sinclair; Ludlow, 1986; Silva et al., 2019). Essa capacidade de ajustar a osmolaridade permite que as espécies pertencentes à família Fabaceae continuem extraindo água do solo em baixos potenciais hídricos, garantindo que suas raízes possam acessar os recursos hídricos disponíveis mesmo em ambientes secos (Chaves et al., 2002; Vadez et al., 2008). Assim, pode-se inferir que, com base nos mecanismos adaptativos da família, espécies como *C. bracteosum* conseguem manter um crescimento contínuo e adaptado aos períodos de seca, o que a torna uma das espécies dominantes nas áreas estudadas, contribuindo significativamente para o crescimento de biomassa nas áreas de estudo.

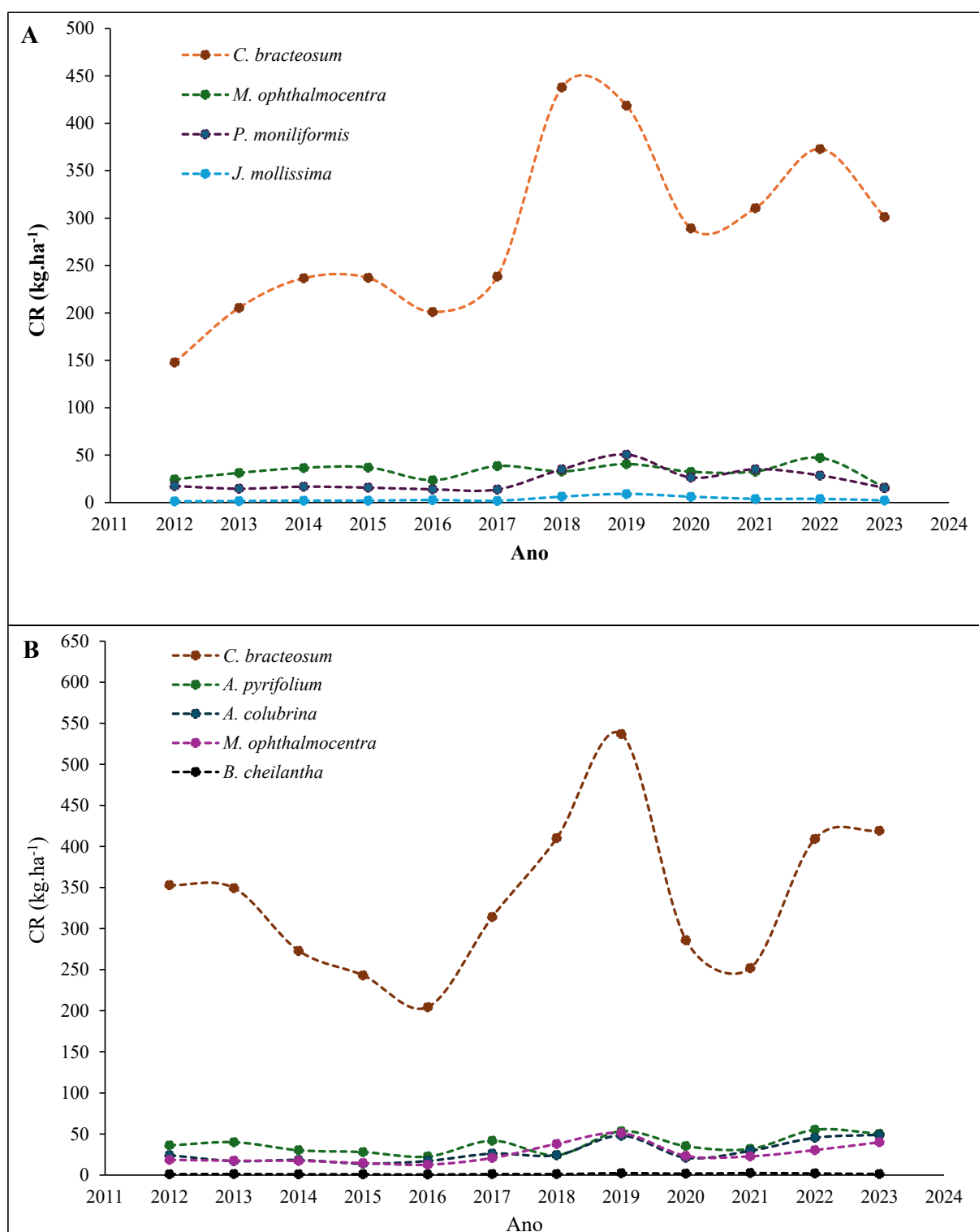


Figura 20 – Estimativa do crescimento em biomassa para o conjunto de espécies com maior densidade absoluta na Área 1 (A) e Área 2 (B), entre os anos 2011 e 2023

A instabilidade no crescimento em biomassa nas áreas de estudo destaca a necessidade de pesquisas para estabelecer ciclos de corte mais apropriados, que considerem as condições

climáticas variáveis e a dinâmica das florestas tropicais secas. A adaptação dos ciclos de corte deve levar em conta a resiliência das espécies, como *Cenostigma bracteosum*, que demonstraram maior tolerância à seca, e a vulnerabilidade das áreas mais afetadas pela escassez hídrica. Esses estudos são essenciais para garantir a sustentabilidade do manejo florestal, promovendo o uso sustentável dos recursos naturais e a sua recuperação, além de assegurar que o ciclo de corte não interfira negativamente na regeneração e no equilíbrio ecológico das florestas.

4. CONCLUSÕES

A composição florística e a diversidade de espécies da vegetação arbustivo-arbórea em ambas áreas apresentaram pouca variação entre os períodos analisados. No entanto, houve uma redução gradual no número de indivíduos e fustes ao longo dos anos, especialmente entre 2013 e 2018.

A espécie *Cenostigma bracteosum* se manteve como a mais relevante em todos os parâmetros fitossociológicos e, em ambas áreas de estudo, ao longo do monitoramento. No período de 2018-2023, *Jatropha mollissima* destacou-se, consolidando-se como a segunda espécie com maior VI nas duas áreas.

Os parâmetros de estrutura horizontal mostraram um decréscimo para a maioria das espécies em ambas áreas. Entretanto, na Área I, apesar da redução no número de indivíduos, observou-se um aumento na área basal.

A mortalidade, o ingresso de indivíduos arbustivo-arbóreos, fustes e biomassa estão fortemente ligados aos eventos de seca registrados, evidenciando o impacto direto do déficit hídrico na dinâmica da vegetação. A elevada mortalidade e os baixos valores de ingresso ao longo do período de estudo estão associados aos déficits hídricos, conforme demonstrado pela análise dos dados de precipitação e pelo Índice Padronizado de Precipitação (SPI).

A aplicação do modelo de semivariograma gaussiano se mostrou uma ferramenta eficaz para representar a variabilidade espacial dos fenômenos estudados, fornecendo *insights* importantes para o planejamento e implementação de medidas de conservação. A identificação do efeito acumulativo das secas, com o aumento das taxas de mortalidade e a redução do ingresso ao longo do tempo, destaca a vulnerabilidade desses ecossistemas às mudanças ambientais, sublinhando a importância de considerar eventos climáticos extremos na gestão desses ecossistemas.

O crescimento bruto em biomassa foi afetado pela alta taxa de mortalidade, principalmente durante os períodos de seca mais acentuada. No entanto, a espécie *C.*

bracteosum apresentou taxas de crescimento muito superiores às demais espécies, indicando um alto nível de adaptação a condições de adversidade. Com base nos resultados apresentados, sugere-se, aos órgãos competentes, a revisão do atual ciclo de corte aplicado nos planos de manejo do estado de Pernambuco, que é de 15 anos, em função dos impactos das secas prolongadas nas florestas tropicais secas.

5. REFERÊNCIAS

- ABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A.; HEGEWISCH, K. C. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. **Scientific Data**, v. 5, n. 1, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>.
- ADAMS, H. D. et al. A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. **Nature ecology & evolution**, v. 1, n. 9, p. 1285-1291, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0248-x>.
- AGUILAR-PERALTA, J. S. et al. Contrasting patterns of morphology, fluctuating asymmetry and leaf herbivory in three plant species of different successional stages of a tropical dry forest. **Trees**, v. 34, p. 1075-1086, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01982-z>.
- ALEIXO, I.; NORRIS, D.; HEMERIK, L.; BARBOSA, A.; PRATA, E.; COSTA, F.; POORTER, L. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 5, p. 384-388, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0>.
- ALLEN, K. et al. Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes?. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 023001, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.
- ALMEIDA, A. C. S.; LOPES, G. M. B.; ALBUQUERQUE, S. F. Heterogeneidade ambiental e sua influência na riqueza e diversidade taxonômica em Floresta Tropical Seca em Pernambuco, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 34, p. e73821, 2024. <https://doi.org/10.5902/1980509873821>.
- ÁLVAREZ-DÁVILA, E. et al. Forest biomass density across large climate gradients in northern South America is related to water availability but not with temperature. **PloS one**, v. 12, n. 3, p. e0171072, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171072>.
- ALVES, J. M. A.; SILVA, A. A. S. S.; LOPES, G. N.; SMIDERLE, J.; OSXAR; UCHÔA, C. P. Pinhão-manso: uma alternativa para produção de biodiesel na agricultura familiar da Amazônia brasileira. **Agro@mbiente On-line**, v. 2, p. 57-68, 2008. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v2i1.160>.

- AMIR, A. A.; DUKE, N. C. Distinct characteristics of canopy gaps in the subtropical mangroves of Moreton Bay, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 222, p. 66-80, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.04.007>.
- AMOROSO, M. M.; COATES, K. D.; ASTRUP, R. Stand recovery and self-organization following large-scale mountain pine beetle induced canopy mortality in northern forests. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 300-311, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.037>.
- ANDEREGG, W. R.; ANDEREGG, L. D.; KERR, K. L.; TRUGMAN, A. T. Widespread drought-induced tree mortality at dry range edges indicates that climate stress exceeds species' compensating mechanisms. **Global Change Biology**, v. 25, n. 11, p. 3793-3802, 2019. <https://doi.org/10.1111/gcb.14771>.
- ANDRADE-LIMA, D. The caatinga dominium. **Revista brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149-163, 1981.
- APG 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. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- ARIAS, E. C.; BARRIGA, J. C. Performance of high-resolution precipitation datasets CHIRPS and TerraClimate in a Colombian high Andean Basin. **Geocarto International**, p. 1-21, 2022. <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2129816>.
- AZEVEDO, S. C. D.; CARDIM, G. P.; PUGA, F.; SINGH, R. P.; SILVA, E. A. D. Analysis of the 2012-2016 drought in the northeast Brazil and its impacts on the Sobradinho water reservoir. **Remote Sensing Letters**, v. 9, n. 5, p. 438-446, 2018. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2018.1437290>.
- BARBOSA, M. D.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; DUARTE, G. M. T. Florística e fitossociologia de espécies arbóreas e arbustivas em uma área de caatinga em Arcoverde, PE, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 851-858, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000500007>.
- 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, p. 118881, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>.
- BASTIN, J. F. et al. The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v. 356, n. 6338, p. 635-638, 2017. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>.
- BAUMAN, D. et al. Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. **Nature**, v. 608, n. 7923, p. 528-533, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>.
- BECK, H. E.; ZIMMERMANN, N. E.; MCVICAR, T. R.; VERGOPOLAN, N.; BERG, A.; WOOD, E. F. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific Data**, v. 5, n. 1, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.

BELL, D. M.; BRADFORD, J. B.; LAUENROTH, W. K. Early indicators of change: divergent climate envelopes between tree life stages imply range shifts in the western United States. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 2, p. 168-180, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12109>.

BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguesia**, v.66, n. 4, p. 1085-1113, 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>.

BHADOURIA, R. et al. Effects of Effects of light, nutrient and grass competition on growth of seedlings of four tropical tree species. **Indian Forester**, v. 144, n. 1, p. 54-65, 2018. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12131>.

BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 1, p. 45-51, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4).

BRASIL NETO, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, J. F. C. B. D. C.; DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. C.; MISHRA, M. Evaluation of the TRMM product for monitoring drought over Paraíba State, northeastern Brazil: a trend analysis. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-18, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80026-5>.

BRITO, C. D.; LOUREIRO, M. B.; RIBEIRO, P. R.; VASCONCELOS, P. C. T.; MORENO, M. L. V.; FERNANDEZ, L. G.; HILHORST, H. W. M.; VAN LAMMEREN, A.; LIGTERINK, W.; CASTRO, R. D. Root architecture system of oilseed species from the *Jatropha* genus during seed development and germination. **Industrial Crops Production**, v. 139, p. 111514, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111514>.

BRUM, M.; TEODORO, G. S.; ABRAHÃO, A.; OLIVEIRA, R. S. Coordination of rooting depth and leaf hydraulic traits defines drought-related strategies in the campos rupestres, a tropical montane biodiversity hotspot. **Plant Soil**, v. 420, p. 467-480, 2017. <http://doi.org/10.1007/s11104-017-3330-x>.

BRUNNER, I.; HERZOG, C.; DAWES, M. A.; AREND, M.; SPERISEN, C. How tree roots respond to drought. **Frontiers in plant science**, v. 6, p. 547, 2015. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00547>.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitssociológica de um fragmento de Caatinga Sensus stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 2, p. 67-74, 2011. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/884747>. Acesso em: 25 ago. 2024.

CALVO-RODRIGUEZ, S.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; DURÁN, S. M.; DO ESPIRITO-SANTO, M. M.; FERREIRA NUNES, Y. R. Dynamics of carbon accumulation in tropical dry forests under climate change extremes. **Forests**, v. 12, n. 1, p. 106, 2021. <https://doi.org/10.3390/f12010106>.

CAMBARDELLA, C. A. et al. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society Amsterdam Journal**, v. 58, p. 1501-1511, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>.

CAMPOS, D. A.; ANDRADE, E. M.; CASTANHO, A. D.; FEITOSA, R. C.; PALÁCIO, H. Q. Biomass dynamics in a fragment of Brazilian tropical forest (Caatinga) over consecutive dry years. **Applied Sciences**, v. 10, n. 21, p. 7813, 2020. <https://doi.org/10.3390/app10217813>.

CANHAM, C. D.; MURPHY, L. The demography of tree species response to climate: sapling and canopy tree survival. **Ecosphere**, v. 8, n. 2, e01701, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1701>.

CAVENDER-BARES, J.; BAZZAZ, F. A. Changes in drought response strategies with ontogeny in *Quercus rubra*: implications for scaling from seedlings to mature trees. **Oecologia**, v. 124, p. 8-18, 2000. <https://doi.org/10.1007/PL00008865>.

CIENTEC. **Mata Nativa 4**. Manual do usuário. Viçosa-MG: CIENTEC, 2016. 295 p.

CHASE, M. W. et al. 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, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.

CHAVES, Maria Manuela et al. How plants cope with water stress in the field? Photosynthesis and growth. **Annals of botany**, v. 89, n. 7, p. 907, 2002. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf105>.

CHOAT, B.; BRODRIBB, T. J.; BRODERSEN, C. R.; DUURSMA, R. A.; LÓPEZ, R.; MEDLYN, B. E. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x>.

CLARK, J. S. et al. The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States. **Global Change Biology**, v. 22, n. 7, p. 2329-2352, 2016. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x>.

COSTA JÚNIOR, D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; GOIS, G.; PESSOA, M. M. L.; DA SILVA, V. S. Variabilidade ambiental no município de Ibimirim, estado de Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 31, p. 565-610, 2022b. <https://doi.org/10.55761/abclima.v31i18.15536>.

COSTA JÚNIOR, D. S. D.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SILVA, A. F. D.; PESSOA, M. M. D. L. Dinâmica de crescimento de uma floresta tropical sazonalmente seca no semiárido brasileiro. **Ciência Florestal**, v. 32, p. 1594-1616, 2022a. <https://doi.org/10.5902/1980509867697>.

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente. **Instrução Normativa n. 007, de 29 de dezembro de 2006**. Disciplina os procedimentos da CPRH referentes à aprovação da localização da Reserva Legal em propriedades e posses rurais; à autorização para supressão de vegetação e intervenção em Áreas de Preservação Permanente e à autorização para o desenvolvimento das atividades florestais no Estado de Pernambuco. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/publicacoes-e-transparencia/legislacoes-e-instrucoes-normativas/instrucoes-normativas/>. Acesso em: 05 set. 2021.

CREWS, T. E. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. In: TOWNSEND, A. R. (Ed.). **New Perspectives on Nitrogen Cycling in the Temperate and Tropical Americas**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, 1999. p. 233-246. <https://doi.org/10.1007/BF01007581>.

CUNHA, A. P. M. et al. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, n. 11, p. 642, 2019. <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>.

DALE, V. H. et al. Climate change and forest disturbances. **BioScience**, v. 51, n. 9, p. 723-734, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2).

DALLA LANA, M. et al. Biomass equations for Caatinga species. **Nativa**, v. 6, n. 5, p. 517-525, 2018. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400028>.

D'AMATO, A. W.; BRADFORD, J. B.; FRAVER, S.; PALIK, B. J. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. **Ecological Applications**, v. 23, n. 8, p. 1735-1742, 2013. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0677.1>.

DAVIS, K. T.; HIGUERA, P. E.; SALA, A. Anticipating fire-mediated impacts of climate change using a demographic framework. **Functional Ecology**, v. 32, n. 7, p. 1729-1745, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13132>.

DEUTSCH, C. V.; JOURNAL, A. G. **GSLIB Geostatistical Software Library and User's Guide**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 1998. 369 p. Disponível em: <http://claytonvdeutsch.com/wp-content/uploads/2019/03/GSLIB-Book-Second-Edition.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2024.

EDWARDS, D. C.; MCKEE, T. B. Characteristics of 20th Century Drought in the United States at Multiple Scales. **Atmospheric Science Paper**, n. 634, p. 1-30, 1997. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10217/170176>. Acesso em: 24 ago. 2024.

ENGLAND, E. J.; SPARKS, A.; ROBINSON, M. D. Geo—EAS (Geostatistical Environmental Assessment Software). **Environmental Software**, v. 4, n. 2, p. 70-75, 1989. [https://doi.org/10.1016/0266-9838\(89\)90033-6](https://doi.org/10.1016/0266-9838(89)90033-6).

FERREIRA, M. B. et al. Distribution of thornless *Mimosa tenuiflora*, *Piptadenia stipulacea* and *Cnidoscolus quercifolius* in a seasonally dry tropical forest remnant. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 32, n. 3, p. 189-206, 2023. <https://doi.org/10.1080/14728028.2023.2207131>.

FERREIRA, R. L. C. et al. Components of growth for tropical dry deciduous forest, Brazil. In: ASA, CSSA & SSSA INTERNATIONAL ANNUAL MEETING, 2014, Long Beach. **Proceedings...** Long Beach: ASA; CSSA; SSSA, 2014.

FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; LIMA, R. B.; LANA, M. D. **Components of growth for tropical dry deciduous forest, Brazil**. In: ASA, CSSA & SSSA INTERNATIONAL ANNUAL MEETING. Long Beach (EUA): ASA; CSSA; SSSA, 2014. Disponível em: <https://scisoc.confex.com/crops/2014am/webprogram/Paper87174.html>. Acesso em: 26 mar. 2024.

- FERREIRA, W. N.; LACERDA, C. F.; COSTA, R. C.; MEDEIROS FILHO, S. Effect of water stress on seedling growth in two species with different abundances: the importance of Stress Resistance Syndrome in seasonally dry tropical forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 3, p. 375-382, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb0045>.
- FETTIG, C. J.; MORTENSON, L. A.; BULAON, B. M.; FOULK, P. B. Tree mortality following drought in the central and southern Sierra Nevada, California, US. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 164-178, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.006>.
- FILGUEIRAS, R.; VENANCIO, L. P.; ALEMAN, C. C.; CUNHA, F. F. Comparison and calibration of terraclimate climatological variables over the Brazilian territory. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 117, e103882, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103882>.
- FORBES, A. S.; WALLACE, K. J.; BUCKLEY, H. L.; CASE, B. S.; CLARKSON, B. D.; NORTON, D. A. Restoring mature-phase forest tree species through enrichment planting in New Zealand's lowland landscapes. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 44, n. 1, p. 1-9, 2020. <https://dx.doi.org/10.20417/nzjecol.44.10>.
- 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. <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054>.
- 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. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>.
- GOIS, G.; DELGADO, R. C.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. Modelos teóricos transitivos aplicados na interpolação espacial do Standardized Precipitation Index (SPI) para os episódios de El Niño forte no Estado do Tocantins, Brasil. **Irriga**, v. 20, n. 2, p. 371-387, 2015. <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v20n2p371>.
- HARTMANN, H. et al. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. **New Phytologist**, v. 218, n. 1, p. 15-28, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.15048>.
- HOFHANSL, F.; KOBLER, J.; OFNER, J.; DRAGE, S.; PÖLZ, E. M.; WANEK, W. Sensitivity of tropical forest aboveground productivity to climate anomalies in SW Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 28, n. 12, p. 1437-1454, 2014. <https://doi.org/10.1002/2014GB004934>.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2.ed. Rio de Janeiro: IBGE. 2012. 271 p. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/sites/uc/files/2019-12/liv63011.pdf>. Acesso em: 06 fev. 2024.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados históricos anuais**. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 05 fev. 2024.

- JARDIM, A. M. D. R. F. et al. Spatiotemporal climatic analysis in Pernambuco state, Northeast Brazil. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, v. 223, p. 105733, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2021.105733>.
- JUMP, A. S. et al. Structural overshoot of tree growth with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. **Global Change Biology**, v. 23, n. 9, p. 3742-3757, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13636>.
- KAUWE, M. G. et al. Identifying areas at risk of drought-induced tree mortality across South-Eastern Australia. **Global Change Biology**, v. 26, n. 10, p. 5716-5733, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15215>.
- KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, n. 2-3, p. 197-208, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00506-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00506-0).
- LEAL, I. R.; LOPES, A. V.; MACHADO, I. C.; TABARELLI, M. Plant–Animal interactions in the Caatinga: overview and perspectives. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (eds). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 255-278, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_9.
- LEBRIJA-TREJOS, E.; PEREZ-GARCIA, E. A.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; BONGERS, F. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 5, p. 477–489, 2 ago. 2011. <https://doi.org/10.1017/S0266467411000253>.
- LÉVESQUE, M.; MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. Recovery and dynamics of a primary tropical dry forest in Jamaica, 10 years after human disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 5, p. 817-826, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.015>.
- LIMA, T. L. et al. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, p. 119700, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>.
- 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. <http://doi.org/10.18671/scifor.v46n119.12>.
- LIU, C.; YANG, C.; YANG, Q.; WANG, J. Spatiotemporal drought analysis by the standardized precipitation index (SPI) and standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) in Sichuan Province, China. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1280, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80527-3>.
- LLORET, F.; ESCUDERO, A.; IRIONDO, J. M.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; VALLADARES, F. Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 797-805, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02624.x>.

LYRA, D. H. L.; ALMEIDA, A. H.; BRASILEIRO, B. P.; SANT'ANA, M. R.; AMARAL, C. L. F. Parâmetros genéticos de frutos, sementes e plântulas de *Jatropha ribifolia* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae). **Revista Brasileira de Plantas Medicinai**s, v. 14, p. 579-585, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1516-05722012000400002>.

LYRA, G. B.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; GOIS, G.; CUNHA-ZERI, G.; ZERI, M. Rainfall variability over Alagoas under the influences of SST anomalies. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 129, n. 2, p. 157-171, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00703-016-0461-1>.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. MAGURRAN, A. E., eds. 1988, 177 p.

MAHMOUDI, P.; GHAEMI, A.; RIGI, A.; AMIR JAHANSHAH, S. M. Recommendations for modifying the Standardized Precipitation Index (SPI) for drought monitoring in arid and semi-arid regions. **Water Resources Management**, v. 35, p. 3253-3275, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02891-7>.

MARIANO, D. A. et al. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 213, p. 129-143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.048>.

MARINGER, J.; WOHLGEMUTH, T.; HACKET-PAIN, A.; ASCOLI, D.; BERRETTI, R.; CONEDERA, M. Drivers of persistent post-fire recruitment in European beech forests. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 134006, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134006>.

MARQUARD, E. et al. Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. **Ecology**, v. 90, p. 3290-3302, 2009. <https://doi.org/10.1890/09-0069.1>.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, p. 1973-1985, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.

MARENGO, J. A. et al. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4°C. **Natural Hazards**, v. 103, p. 2589-2611, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04097-3>.

MARENGO, J. A. et al. Drought in Northeast Brazil: A review of agricultural and policy adaptation options for food security. **Climate Resilience and Sustainability**, v. 1, n. 1, e17, 2022. <https://doi.org/10.1002/cli2.17>.

MCCLUNEY, K. E. et al. Shifting species interactions in terrestrial dryland ecosystems under altered water availability and climate change. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 563-582, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00209.x>.

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: **Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology**, 17-

22 Jan. 1993. p. 179-183. Disponível em:

https://www.droughtmanagement.info/literature/AMS_Relationship_Drought_Frequency_Duration_Time_Scales_1993.pdf. Acesso em: 26 mar. 2024.

MEDEIROS, R. et al. Remote Sensing Phenology of the Brazilian Caatinga and Its Environmental Drivers. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2637, 2022.

<https://doi.org/10.3390/rs14112637>.

MEIRA-NETO, J. A. A. et al. Functional antagonism between nitrogen-fixing leguminous trees and calcicole-drought-tolerant trees in the Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, p. 11-18, 2017. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0380>.

MELO, A. S. O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>.

MERABTI, A.; DAROUICH, H.; PAREDES, P.; MEDDI, M.; PEREIRA, L. S. Assessing Spatial Variability and Trends of Droughts in Eastern Algeria Using SPI, RDI, PDSI, and MedPDSI—A Novel Drought Index Using the FAO56 Evapotranspiration Method. **Water**, v. 15, n. 4, p. 626, 2023. <https://doi.org/10.3390/w15040626>.

MORO, M. F.; LUGUADHA, E.; FILES, D. L.; ARAUJO, F. S.; MARTINS, F. R. 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. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.160.1.1>.

MUELLER-DOMBOIS D; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**.

New York: John Wiley & Sons; 1974. Disponível em:

https://www.geobotany.org/library/pubs/Mueller-Dombois1974_AimsMethodsVegEcol_ch5.pdf. Acesso em: 24 set. 2024.

OLIVEIRA, A. D.; FERNANDES, E. J.; RODRIGUES, T. J. D. Condutância estomática como indicador de estresse hídrico em feijão. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 86-95, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100010>.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. et al. Wet and dry periods in the state of Alagoas (Northeast Brazil) via Standardized Precipitation Index. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, v. 224, p. 105746, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2021.105746>.

PELISSARI, A. L.; FIGUEIREDO FILHO, A.; NETTO, S. P.; EBLING, A. A.; ROVEDA, M.; SANQUETTA, C. R. Geostatistical modeling applied to spatiotemporal dynamics of successional tree species groups in a natural Mixed Tropical Forest. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 1-7, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.044>.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, n. 1, p. 437-457, 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A.; PELL, S. K.; BUTTERWORTH, C. A. Historical climate change and speciation: Neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, p. 515-538, 2004. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1435>.

PRANGE, R. K.; McRAE, K. B.; MIDMORE, D. J.; DENG, R. Reduction in potato growth at high temperature: role of photosynthesis and dark respiration. **American Potato Journal**, v. 67, p. 357-369, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF02987277>.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 23-63, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2.

RAO, K.; ANDEREGG, W. R.; SALA, A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; KONINGS, A. G. Satellite-based vegetation optical depth as an indicator of drought-driven tree mortality. **Remote Sensing of Environment**, v. 227, p. 125-136, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.026>.

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: 21 jun. 2023.

RUGGIERO, A. R.; SCHORN, L. A.; SANTOS, K. F. D.; FENILLI, T. A. B. Dynamics of Tree Population Structure After Disturbance of Araucaria Forest Remnants. **Floresta e Ambiente**, v. 29, 2023. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2023-0063>.

RYAN, M. G. Effects of climate change on plant respiration. **Ecological Applications**, v. 1, n. 2, p. 157-167, 1991. <https://doi.org/10.2307/1941808>.

SABINO, F. G. S.; CUNHA, M. C. L.; SANTANA, G. M. Estrutura da vegetação em dois fragmentos de caatinga antropizada na Paraíba. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 4, p. 487-497, 2016. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.017315>.

SALA, A.; WOODRUFF, D. R.; MEINZER, F. C. Carbon dynamics in trees: feast or famine?. **Tree Physiology**, v. 32, n. 6, p. 764-775, 2012. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr143>.

SANTANA, J. A. et al. Florística, fitossociologia e índices de diversidade da caatinga em assentamento rural no Rio Grande do Norte, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i1.1824>.

SANTOS, D. N. et al. Genetic structure from the oldest Jatropha germplasm bank of Brazil and contribution for the genetic improvement. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 04, p. 2363-2374, 2016. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620160167>.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20093240497>. Acesso: 05 out. 2024.

SEDDON, A. W. R. et al. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, v. 531, n. 7593, p. 229-232, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16986>.

SENF, C.; SEBALD, J.; SEIDL, R. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. **One Earth**, v. 4, n. 5, p. 749-755, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008>.

SILVA, B. N. et al. Traditional varieties of caupi submitted to water deficit: physiological and biochemical aspects. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 6, p. 426-436, 2019. <https://doi.org/10.5539/jas.v11n6p424>.

SILVA, C. F. A. et al. Spatial modelling of deforestation-related factors in the Brazilian semi-arid biome. **International Journal of Environmental Studies**, p. 1-20, 2022a. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2099109>.

SILVA, J. M. C. D.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. In: **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**, p. 3-19, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1.

SILVA, M. V. et al. Remote sensing techniques via Google Earth Engine for land degradation assessment in the Brazilian semiarid region, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 120, p. 104061, 2022b. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104061>.

SILVA, M. V. et al. Spatial modeling of rainfall patterns and groundwater on the coast of northeastern Brazil. **Urban Climate**, v. 38, p. 100911, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100911>.

SILVA JUNIOR, C. A. D. et al. Fires Drive Long-Term Environmental Degradation in the Amazon Basin. **Remote Sensing**, v. 14, n. 2, p. 338, 2022. <https://doi.org/10.3390/rs14020338>.

SILVA, L. S. et al. Fragmentos de Caatinga são florística e estruturalmente similares?. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 06, p. 3202-3211, 2022. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.6.p3202-3211>.

SILVEIRA, A. P.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Life history and population dynamics of a tree species in tropical semi-arid climate: A case study with *Cordia oncocalyx*. **Austral Ecology**, v. 42, n. 3, p. 329-340, 2016. <https://doi.org/10.1111/aec.12447>.

SOUSA, C. C. M. et al. Crescimento e respostas enzimáticas do feijoeiro caupi sob estresse hídrico e nematoide de galhas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 113-118, 2015. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n2p113-118>.

SOUSA, M. D. C. et al. Spatio-temporal dynamics of land use changes of an intense anthropized basin in the Brazilian semi-arid region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 24, p. 100646, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100646>.

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**, v. 8, n. 3, p. 329-335, 2020. <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9136>.

STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; AMPERSEE, N. J.; BULAON, B. M.; YEE, J. L. Which trees die during drought? The key role of insect host-tree selection. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 5, p. 2383-2401, 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13176>.

SURESH, H. S.; DATTARAJA, H. S.; SUKUMAR, R. Relationship between annual rainfall and tree mortality in a tropical dry forest: results of a 19-year study at Mudumalai, southern India. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 762-769, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.025>.

TACCOEN, A. et al. Background mortality drivers of European tree species: climate change matters. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 286, n. 1900, 20190386, 2019. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0386>.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2017.

TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton University Press, Princeton. 1982. 58p.

VADEZ, V. et al. Root research for drought tolerance in legumes: Quo vadis?. **Journal of Food Legumes**, v. 21, n. 2, p. 77-85, 2008. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/211009742.pdf>. Acesso em: 04 nov. 2024.

VAUCLIN, M.; VIEIRA, S. R.; VACHAUD, G.; NIELSEN, D. R. The Use of Cokriging with Limited Field Soil Observations 1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, n. 2, p. 175-184, 1983. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700020001x>.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental/The Nature Conservancy do Brasil, 2002. 76 p.

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, p. e76101220153-e76101220153, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i12.20153>.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Geostatistics for environmental scientists**. 2. ed. West Sussex: John Wiley & Sons, 2007. <https://doi.org/10.1002/9780470517277>.

ZAREI, A. R. Analysis of changes trend in spatial and temporal pattern of drought over south of Iran using standardized precipitation index (SPI). **SN Applied Sciences**, v. 1, p. 1-14, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0498-0>.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5.ed. New Jersey: Prentice Hall, 2010. 944p.

ZHANG, X.; CAO, Q. V.; DUAN, A.; ZHANG, J. Modeling tree mortality in relation to climate, initial planting density, and competition in Chinese fir plantations using a Bayesian logistic multilevel method. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 47, n. 9, p. 1278-1285, 2017. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0215>.

ZHANG, X.; WANG, Z.; CHHIN, S.; WANG, H.; DUAN, A.; ZHANG, J. Relative contributions of competition, stand structure, age, and climate factors to tree mortality of Chinese fir plantations: Long-term spacing trials in southern China. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118103, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118103>.

CAPÍTULO III

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS HÍDRICOS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: CAUSAS E RESPOSTA DA VEGETAÇÃO

FERREIRA, M. B.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SOUSA, A. N.; DE LA CRUZ, D. B. C.; SILVA, M. V. Spatial-Temporal Dynamics of Water Resources in Seasonally Dry Tropical Forest: Causes and Vegetation Response. *AgriEngineering*, v. 6, n. 3, p. 2526-2552, 2024. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6030148>.

RESUMO

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) estão situadas em regiões propensas a déficits hídricos significativos. Este estudo teve como objetivo avaliar e quantificar as dinâmicas e os padrões espaciais da vegetação e dos corpos d'água, por meio da análise de índices físico-hidrológicos para um remanescente de FTSS, entre 2013 e 2021. A área basal, biomassa e número de árvores foram monitorados em 80 parcelas permanentes, localizadas em duas áreas de um remanescente de FTSS com diferentes históricos de uso. Para avaliar as condições da vegetação e dos recursos hídricos, parâmetros geoespaciais NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI foram estimados para o período de 2013 a 2021. Os padrões observados foram avaliados por regressão linear simples, análise de componentes principais (ACP) e regressão de componentes principais (RPC). A área 2 apresentou valores mais altos de área basal, biomassa e número de árvores. Na área 1, houve um aumento anual na área basal e na biomassa, mesmo durante anos de seca. O NDVI e NDWIveg indicaram a vulnerabilidade da vegetação aos efeitos das secas, com valores mais altos registrados em 2020. O NDWI e MNDWI detectaram o padrão de disponibilidade hídrica na área de estudo. Os índices físico-hidrológicos na dinâmica da vegetação arbórea em florestas secas são influenciados por vários fatores, incluindo distúrbios, características do solo e padrões de precipitação. No entanto, sua capacidade preditiva para área basal, biomassa e número de árvores é limitada, destacando a importância de pesquisas futuras que incorporem variabilidade sazonal e condições locais específicas em suas análises.

Palavras-chave: Área Basal; Biomassa; Índices Físico-Hidrológicos; Densidade Arbórea; Vulnerabilidade da Cobertura Vegetal.

FERREIRA, M. B.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SOUSA, A. N.; DE LA CRUZ, D. B. C.; SILVA, M. V. Spatial-Temporal Dynamics of Water Resources in Seasonally Dry Tropical Forest: Causes and Vegetation Response. *AgriEngineering*, v. 6, n. 3, p. 2526-2552, 2024. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6030148>.

ABSTRACT

Seasonally Dry Tropical Forests (SDTF) are situated in regions prone to significant water deficits. This study aimed to evaluate and quantify the dynamics and spatial patterns of vegetation and water bodies through the analysis of physical-hydrological indices for a remnant of FTSD between 2013 and 2021. Basal area, biomass, and tree number were monitored in 80 permanent plots located in two areas of an SDTF remnant with different usage histories. To assess vegetation and water resource conditions, geospatial parameters NDVI, NDWIveg, NDWI, and MNDWI were estimated for the period from 2013 to 2021. The observed patterns were evaluated by simple linear regression, principal component analysis (PCA) and principal component regression (PCR). Area 2 presented higher values of basal area, biomass and number of trees. In area 1, there was an annual increase in basal area and biomass, even during drought years. The NDVI and NDWIveg indicated the vulnerability of vegetation to the effects of droughts, with higher values recorded in 2020. NDWI and MNDWI detected the water availability pattern in the study area. Physical-hydrological indices in the dynamics of tree vegetation in dry forests are influenced by various factors, including disturbances, soil characteristics, and precipitation patterns. However, their predictive capacity for basal area, biomass, and tree number is limited, highlighting the importance of future research incorporating seasonal variability and specific local conditions into their analyses.

Keywords: basal area; biomass; physical-hydrological indices; tree density; vegetation cover vulnerability.

1. INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) compreendem, aproximadamente, 42% das florestas tropicais do mundo. Elas estão predominantemente localizadas nos Neotrópicos, abrangendo desde o noroeste do México até o norte da Argentina, bem como em partes do continente africano, América Latina e regiões da Ásia-Pacífico. Essas florestas, geralmente, ocorrem em manchas isoladas ou áreas fragmentadas (Miles et al., 2006; Siyum, 2020). A vegetação das FTSS apresenta variações sazonais, com a queda das folhas, sendo uma estratégia importante para minimizar os impactos da estação seca (Aguilar-Peralta et al., 2020). Essas florestas são comuns em ambientes com alta variabilidade térmica e precipitação anual baixa à moderada (500-1000 mm), com uma estação seca que pode durar de 5 a 8 meses por ano (FAO, 2018).

Nos últimos anos, as atividades humanas impactaram significativamente as FTSS, conforme destacado por Aguilar-Peralta et al. (Aguilar-Peralta et al., 2020), em que o desmatamento, a expansão urbana e a conversão de terras para agricultura e pecuária contribuíram para a deterioração dessas florestas. Estudos conduzidos em florestas tropicais secas mostraram que diversos fatores influenciam direta ou indiretamente as taxas de crescimento, mortalidade e ingresso, como precipitação, temperatura, vento e topografia (Deng et al., 2021; Dionisio et al., 2017). É importante destacar que as FTSS estão em regiões sujeitas a déficits hídricos significativos, com eventos prolongados de seca, que são os principais causadores de mudanças na estrutura florestal, afetando, significativamente, a regeneração e o equilíbrio entre a mortalidade e o ingresso dos indivíduos arbustivo-arbóreos (Senf; Sebal; Seidl, 2021; Bauman et al., 2022). Como resultado, um mosaico de fragmentos florestais remanescentes intercalados com áreas abandonadas em diversos estágios de degradação são observados nestas regiões. Uma das principais consequências desses impactos é uma alta proporção de florestas secundárias nas FTSS, fragmentadas e em diferentes estágios de sucessão ecológica (Chazdon; Guariguata, 2016; Ferreira, et al., 2023).

Uma variedade de espécies nativas encontradas nas FTSS é conhecida por sua tolerância à seca, incluindo espécies arbustivas (Marin, et al., 2004) e espécies arbóreas (Reis et al., 2012). No entanto, variações nos regimes de precipitação e temperatura podem afetar diretamente a dinâmica populacional dos indivíduos que se desenvolvem nos ecossistemas de florestas secas (Fettig et al., 2019). Nesse contexto, as FTSS são altamente sensíveis a mudanças potenciais, pois estão localizadas em regiões caracterizadas por uma marcada sazonalidade na distribuição de chuvas, resultando em vários meses de seca (Dantas et al., 2020). Portanto, estudos que visam analisar a distribuição espaço-temporal da vegetação, associada aos recursos hídricos e

naturais, são essenciais para entender a dinâmica das comunidades ou populações florestais, com o objetivo de quantificar e avaliar os impactos causados pela exploração, mudanças climáticas e perda de biodiversidade.

Em cenários de mudanças ambientais intensas e rápidas, com a intensificação das práticas antropogênicas, o sensoriamento remoto apresenta uma oportunidade para a aquisição de dados para monitorar a dinâmica espaço-temporal da vegetação e dos recursos hídricos em grandes áreas, de forma rápida e a custos mais baixos (Pettorelli et al., 2014; Skidmore et al., 2015). Para avaliar o estado e as mudanças da vegetação florestal a partir de imagens de satélite, informações cruciais são derivadas das propriedades espectrais das espécies vegetais estudadas (Merchant, 2000). A eficácia dos dados multiespectrais, e dos índices de vegetação calculados a partir desses dados, pode auxiliar no monitoramento da vegetação florestal (Stych et al., 2019; Lastovicka et al., 2020).

Os índices de vegetação são ferramentas utilizadas na análise remota para estimar a quantidade e a qualidade da vegetação. O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é amplamente utilizado para estimar a quantidade e a saúde da vegetação (Silva, et al., 2020). O Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) é frequentemente utilizado para avaliar a quantidade de água na vegetação e identificar corpos d'água (Gao, 1996; Mcfeeters, 1996); valores positivos para esses índices indicam a presença de água (Silva et al., 2023). O NDWIveg (GAO, 1996), por outro lado, é um NDWI sensível à presença de água na vegetação (Lastovicka et al., 2020). O Índice de Água Modificado por Diferença Normalizada (MNDWI), proposto por Xu (Xu, 2006), é uma versão modificada do NDWI, recomendado para estimar a presença de corpos d'água e áreas úmidas, como pântanos ou áreas inundadas (Silva et al., 2023).

Compreender os padrões de corpos d'água no solo e na vegetação por meio de índices físico-hidrológicos é necessário e crucial no cenário atual de mudanças climáticas que se desdobrou na sociedade global, visando auxiliar, tanto a sociedade atual quanto as gerações futuras, na tomada de decisões em relação ao manejo florestal, para reduzir os passivos ambientais resultantes das ações antropogênicas, combinadas com as mudanças climáticas. Além disso, ajuda na conservação ambiental dos biomas no Brasil e no mundo.

Para verificar e quantificar a relação entre variáveis, como dados obtidos de levantamentos de campo e índices de vegetação, a regressão é geralmente utilizada como a principal ferramenta estatística (Abdolalizadeh et al., 2020; Guerini Filho; Kuplich; Quadros, 2020). Quando isso envolve três ou mais variáveis, é considerada uma regressão múltipla. No entanto, nesses casos, é comum encontrar variáveis independentes altamente correlacionadas,

o que resulta em coeficientes de regressão com baixa precisão. Em tais casos, é vantajoso descartar algumas variáveis para aumentar a estabilidade dos coeficientes de regressão estimados (Marques; Marques, 2005; Keithley; Mark; Heien, 2009). Existem várias alternativas para reduzir a dimensionalidade de um modelo, entre as quais se destaca o uso de componentes principais. A Regressão por Componentes Principais (RCP) é uma combinação da Análise de Componentes Principais (ACP) e da regressão por mínimos quadrados. Na RCP, modelos que visam explicar uma variável dependente utilizam componentes principais que apresentam altas correlações com a variável dependente, permitindo o descarte de PC com baixa correlação. Esse processo elimina fontes de erros aleatórios (Keithley; Mark; Heien, 2009; Supriyadi, 2017).

Considerando o exposto, propôs-se avaliar a dinâmica espaço-temporal da vegetação e dos recursos hídricos, utilizando técnicas de sensoriamento orbital via Landsat 8/OLI, e quantificar os padrões de mudança na vegetação e nas superfícies aquáticas, por meio da análise de índices físico-hidrológicos (NDVI, NDWIveg, NDWI, MNDWI), em um remanescente de FTSS na região semiárida do Nordeste do Brasil, entre os anos de 2013 e 2021. As principais hipóteses delineadas foram: I) Os índices de vegetação e hidrológicos respondem à dinâmica da composição florística, estrutura individual, crescimento e produção da vegetação arbórea em uma floresta seca antropizada no semiárido brasileiro; II) Os diferentes históricos de perturbações se correlacionam com os índices de vegetação NDVI, NDWI, NDWIveg e MNDWI ao longo do tempo.

2. MATERIAL E METODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido na Fazenda Itapemirim, propriedade da Agrimex Agroindustrial Excelsior S.A., localizada no município de Floresta, PE, na mesorregião do São Francisco pernambucano e microrregião de Itaparica. A fazenda está situada na latitude 8°30'49" S e longitude 37°57'44" W, Zona 24S - UTM (SIRGAS 2000). A área total da fazenda é de, aproximadamente, 6.000 hectares. O estudo foi realizado em duas áreas amostrais com diferentes históricos de perturbação: Área 1 - O último corte raso na área foi em 1987; e Área 2 - Não foram registradas intervenções antrópicas por, aproximadamente, 58 anos, sendo considerada uma área conservada (Figura 1).

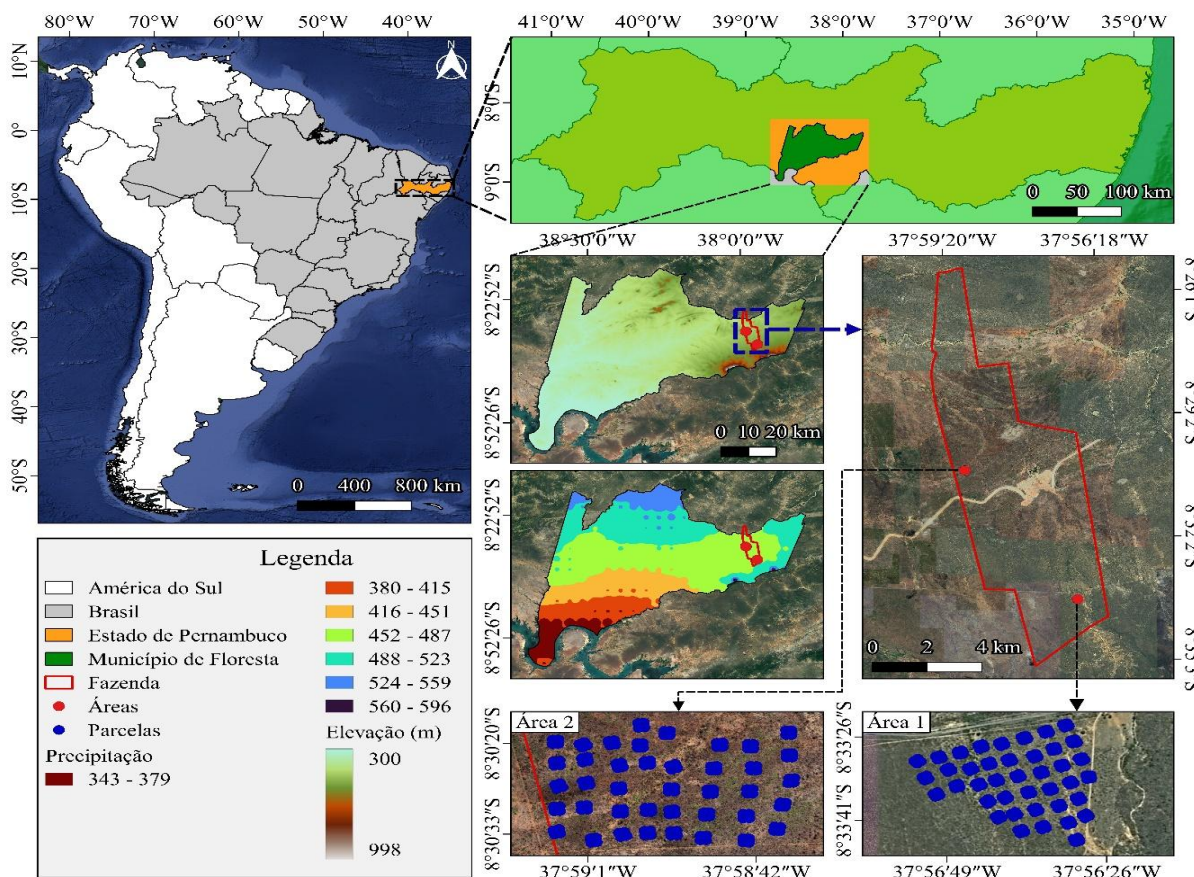


Figura 1 – Localização geográfica e distribuição espacial das unidades amostrais da Fazenda Itapemirim, município de Floresta, PE.

De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger (KÖPPEN, 1936), o clima da região é caracterizado como BSh - semiárido quente, tipo estepe, marcado por uma estação seca e uma estação chuvosa (Beck et al., 2018). A temperatura média anual na região é de 27,8°C e a precipitação média anual, de acordo com as normas climatológicas, é de 520,7 mm, com as chuvas concentradas de janeiro a junho, cujos meses mais chuvosos são março e abril (Costa Júnior et al., 2022). O solo da região é caracterizado como raso, tipo Luvissoilo Crônico, com textura superficial de arenosa à média (EMBRAPA, 2018). A vegetação na área é do tipo arbustivo-arbórea, com ocorrência de espécies decíduas, típica de uma Savana Estépica Arborizada (IBGE, 2012).

2.2. Amostragem e coleta de dados

As áreas de estudo vêm sendo monitoradas desde 2008, por meio de 80 parcelas permanentes (40 em cada área). Cada parcela mede 20 m x 20 m (400 m²), espaçadas 80 m entre si e 50 m da borda, totalizando 3,2 hectares de área amostrada. Durante a instalação das

parcelas, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência à altura do peito ($C \geq 6$ cm) foram identificados e marcados no C para padronizar o local de medição. De 2013 a 2021, todos os indivíduos foram remensurados, sendo incluídos na amostra aqueles que atingiram os limites mínimos ($C \geq 6$ cm), além dos indivíduos mortos e caídos.

2.3. Caracterização da cobertura vegetal via índices de vegetação e água geoprocessados no Google Earth Engine (GEE)

Para o desenvolvimento de mapas temáticos que representam as condições de vegetação e recursos hídricos, utilizando imagens de satélite Landsat 8/OLI, foram determinados os seguintes índices de vegetação e água: NDVI, NDWIveg, NDWI, MNDWI. Esses índices foram desenvolvidos, gerenciados e processados automaticamente utilizando a plataforma digital baseada em nuvem Google Earth Engine (GEE) (<https://earthengine.google.com/>) e programados em JavaScript. Esta plataforma abrange bibliotecas que oferecem diversas funções para análises matemáticas, modelagem, análises estatísticas e tarefas de aprendizado de máquina, todas utilizando algoritmos específicos para o processamento digital de imagens de satélite (Silva et al., 2022; GEE, 2023).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) indica o estado das superfícies vegetadas verdes. Ele é calculado com base na razão entre a diferença da reflectância no infravermelho próximo (r_{NIR1}) e a reflectância da banda vermelha (r_{RED}), e a sua soma, conforme mostrado na Eq. (1) - (Rouse et al., 1973; Huete, 1988; Huete et al., 2002).

$$NDVI = \frac{r_{NIR1} - r_{RED}}{r_{NIR1} + r_{RED}} \quad (1)$$

Em que,

r_{NIR1} – Reflete a radiação na faixa do infravermelho próximo;

r_{RED} – Reflete a radiação na faixa vermelha.

O Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) foi utilizado para avaliar o conteúdo de água na superfície terrestre e as condições de umidade da cobertura vegetal. Introduzido por McFeeters (MCFEETERS, 1996), o NDWI é calculado como a razão entre a diferença da reflectância da banda verde (r_{GREEN}) e a reflectância no infravermelho próximo (r_{NIR1}), e sua soma, conforme expresso na Eq. (2).

$$NDWI = \frac{r_{GREEN} - r_{NIR1}}{r_{GREEN} + r_{NIR1}} \quad (2)$$

Em que,

r_{NIR1} – Reflete a radiação na faixa do infravermelho próximo;

r_{GREEN} – Reflete a radiação na faixa verde.

O NDWIveg é uma variação do NDWI, específica para caracterizar a presença de água em vegetação saudável. Ele é projetado para destacar a presença e a saúde das plantas, suprimindo os efeitos da água na imagem (Gasparri et al., 2010). Valores mais altos de NDWIveg indicam vegetação mais saudável e densa (Eq. 3).

$$NDWIveg = \frac{r_{NIR1} - r_{SWIR}}{r_{NIR1} + r_{SWIR}} \quad (3)$$

Em que,

r_{NIR1} – Reflete a radiação na faixa do infravermelho próximo;

r_{SWIR} – Reflete a radiação na faixa do infravermelho médio.

Em alinhamento com o princípio do NDWI, a modificação proposta por Xu (2006) substitui a banda do infravermelho próximo (r_{NIR1}) pela banda do infravermelho médio (r_{SWIR1}), resultando no Índice de Água Modificado por Diferença Normalizada (MNDWI). Esse ajuste melhora a resposta espectral dos recursos hídricos, produzindo características mais claras e valores positivos mais altos do que o NDWI. A maior absorção na banda do infravermelho médio reduz efetivamente o ruído proveniente de edificações, solo e vegetação, que, muitas vezes, causa superestimação das feições de água. O MNDWI é calculado conforme mostrado na Eq. (4) - (XU, 2006).

$$MNDWI = \frac{r_{GREEN} - r_{SWIR1}}{r_{GREEN} + r_{SWIR1}} \quad (4)$$

Em que,

r_{GREEN} – Reflete a radiação na faixa verde;

r_{SWIR} – Reflete a radiação na faixa do infravermelho médio.

O conjunto de imagens utilizado origina-se da coleção Landsat 8/OLI, ee.ImageCollection ("LANDSAT/LC08/C02/T1_L2"), que abrange desde 2013 até os dias atuais. O estudo foi realizado durante a estação seca de cada ano, coincidindo com o período de

coleta de dados de campo (setembro e outubro). Um critério de cobertura de nuvens inferior a 15% foi estabelecido para a seleção das imagens, onde a média de todas as imagens dentro do critério de porcentagem de nuvens predeterminado foi calculada para cada período.

2.4. Análise estatística

2.4.1. Análise da dinâmica da comunidade arbórea

A dinâmica foi caracterizada com base na mudança de densidade absoluta (número de árvores por parcela) e nas taxas de variação da área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$). O estoque de biomassa da área de estudo foi estimado utilizando equações alométricas, desenvolvidas por Dalla Lana et al. (2018), para oito espécies da Caatinga, além de uma equação geral. As equações foram ajustadas utilizando dados obtidos no inventário florestal realizado na Área 2 em 2013 (Tabela 1). Os autores selecionaram essas espécies com base em sua representatividade na área, que correspondia a mais de 90% da densidade total.

Tabela 1 – Equações alométricas para estimativa do estoque de biomassa seca (kg) para oito espécies características de floresta tropical seca, município de Floresta, Pernambuco, Brasil.

Espécies	Equações	R^2_{aj}	$S_{xy}\%$
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	$\widehat{Bio} = 48,7255x[1-\exp(-0,1435*d)]^{2,4096}$	0,89	20,69
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	$\widehat{Bio} = 0,7858x(d^2xh)^{0,4550}$	0,75	26,64
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	$\widehat{Bio} = 0,0669x(d^{2,2115})x(h^{0,8155})$	0,97	12,09
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	$\widehat{Bio} = 0,6064x(d^{1,4216})$	0,82	25,51
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	$\widehat{Bio} = 0,1868x(d^{1,2764})x(h^{0,9401})$	0,76	18,96
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	$\ln \widehat{Bio} = 1,1118+1,7371x\ln(d)-0,9536x\ln(h)$	0,89	9,04
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	$\widehat{Bio} = 0,5084x(d^{1,7121})$	0,94	16,79
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	$\widehat{Bio} = 6,6205+0,0341x(d^2xh)$	0,85	23,40
Equação Geral	$\ln \widehat{Bio} = -1,2884+1,6102x\ln(d)+0,4343x\ln(h)$	0,85	23,46

$\widehat{Bio}$ = estimativa da biomassa seca total acima do solo (kg); d = diâmetro a 1,30 m acima do solo (cm) e h = altura total (m); R^2_{aj} (%) = coeficiente de determinação ajustado em porcentagem; e S_{xy} = erro padrão da estimativa em porcentagem.

Fonte: Dalla Lana et al. (2018).

2.4.2. Análise de boxplot

Foi realizada uma análise de boxplot para detectar outliers e examinar a dispersão estatística dos dados. Esta análise incluiu três percentis (mediana e intervalo interquartil), juntamente com os valores mínimo e máximo (linhas dos “whiskers”, representadas pelas linhas do boxplot padrão), formando o resumo de cinco números para as variáveis: número de árvores, área basal e biomassa (Matasci et al., 2018).

2.4.3. Análise de tendências

A análise de tendências foi realizada para o conjunto de dados de área basal, número de árvores, biomassa, MNDWI, NDWI, NDWIveg e NDVI, utilizando o teste estatístico não paramétrico de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1948). A estatística do teste (S) é descrita pela Equação 5:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (5)$$

Em que,

n – é o número de pontos de dados;

x_j e x_i – refere-se a cada uma das medições em diferentes intervalos de tempo i e j , com $i \neq j$;

$\text{sgn}(x_j - x_i)$ – é definido pela equação 6.

$$\text{sgn} = \begin{cases} 1, & \text{se } (x_j - x_i) > 0 \\ 0, & \text{se } (x_j - x_i) = 0 \\ -1, & \text{se } (x_j - x_i) < 0 \end{cases} \quad (6)$$

Se o conjunto de dados for distribuído de forma idêntica e independente, então, a média de S é zero e a variância de S é dada pela Equação 7:

$$\text{Var}(S) = \frac{[n(n-1)(2n+5) - \sum_{t=1}^q t(t-1)(2t+5)]}{18} \quad (7)$$

Em que,

n – é o número do conjunto de dados;

t – é o número de dados com valores repetidos em um determinado grupo;

q – é o número de grupos contendo valores repetidos.

Durante uma longa série temporal, o valor estatístico S pode ser transformado em Z , de acordo com as seguintes condições, dadas pela Equação 8:

$$Z \left(\frac{S - 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, S > 0; 0, S = 0; \frac{S + 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, S < 0 \right) \quad (8)$$

Quando $-1,96 \leq Z \leq 1,96$, a hipótese nula (H_0) é aceita, indicando que não há tendência estatisticamente significativa na série temporal. A tendência é significativa em um nível de confiança de 90% se $|Z| > 1,64$, em um nível de confiança de 95% se $|Z| > 1,96$, e em um nível de confiança de 99% se $|Z| > 2,58$. Um valor Z positivo indica uma tendência crescente na sequência, enquanto um Z negativo reflete uma tendência decrescente.

A análise de tendência de Mann-Kendall foi realizada com o auxílio do Origin-Lab PRO 2024b.

2.4.4. Análise de regressão

A correlação entre as variáveis obtidas em campo, em áreas com diferentes históricos de uso do solo, e as variáveis espectrais, nos diferentes índices, foi submetida à análise de regressão linear simples, em que a variável independente foi o valor do número digital de cada índice testado e a variável dependente foi o valor das variáveis obtidas em campo. Os valores de cada índice foram gerados utilizando o *plugin* Point Sampling Tool no QGIS, em que os valores dos índices biofísicos NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI foram obtidos no centro de cada unidade experimental.

2.4.5. Análise de componentes principais

Para avaliar o grau de correlação entre as variáveis estudadas e a adequação dos dados para a análise de componentes principais, foram utilizados o teste de esfericidade de Bartlett e o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (Tabela 2). O teste de esfericidade de Bartlett verifica se a matriz de correlação é uma matriz identidade, o que indicaria ausência de correlação entre os dados. Em um nível de significância de 5%, a hipótese nula de que a matriz de correlação é uma matriz identidade é rejeitada.

Tabela 2 – Adequação do conjunto de dados de acordo com Kaiser-Meyer-Olkin (KMO).

Kaiser-Meyer-Olkin (KMO)	Adequação dos dados
< 0,5	Não é adequado
0,5 a 0,6	Fraca
0,6 a 0,69	Mediocre
0,7 a 0,79	Mediana
0,8 a 1,0	Adequada
> 1,0	Excelente

Após verificar a adequação do conjunto de dados, a análise de componentes principais (PCA) foi aplicada às duas áreas de estudo com base nas seguintes variáveis: área basal, biomassa, número de árvores e índices de vegetação e água (NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI). Com base nos componentes principais (PC), a matriz de covariância foi obtida para extrair os autovalores que geram os autovetores.

Para determinar as variáveis correlacionadas, foi utilizado o critério de Kaiser, selecionando autovalores maiores que um para produzir componentes que contêm informações substanciais do conjunto de dados original (Kaiser, 1958). Essas análises foram realizadas utilizando o *software* R versão 3.6.1 (R Core Team, 2020).

2.4.6. Regressão de Componentes Principais (RCP)

Após a extração das componentes, foram selecionadas as variáveis (índices físico-hidrológicos) a serem utilizadas na regressão para estimar as variáveis obtidas a partir de dados reais (biomassa, área basal e número de árvores). Os índices físico-hidrológicos mais propensos a contribuir para o desenvolvimento do modelo foram identificados pela inspeção dos autovetores em cada componente principal, conforme proposto por Oliveira et al. (2021).

As diferenças na contribuição de cada índice para a variabilidade do conjunto de dados, juntamente com a similaridade nas métricas calculadas (variáveis de campo), foram determinadas pela análise dos autovetores e das cargas das componentes principais (PC). Assim, os índices com as maiores cargas nas PC foram utilizados como variáveis de entrada nos modelos de regressão linear múltipla para prever biomassa, área basal e/ou número de árvores.

Para isso, é necessário assumir que existe uma relação linear entre uma variável Y (biomassa; área basal; número de árvores) e k variáveis independentes, x_j ($j = 1, \dots, k = \text{índices}$

físico-hidrológicos). Neste contexto, o modelo matemático que expressa a equação de regressão linear múltipla é o seguinte:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k + e \quad (9)$$

Em que,

Y – Biomassa (kg), Área Basal (m².ha⁻¹), e Número de Árvores;

β_0 – intercepto no eixo Y;

β_i – declive da i-ésima variável explicativa;

k – número de variáveis explicativas;

X_i – i-ésima variável independente, associada aos índices físico-hidrológicos utilizados como fatores explicativos;

ε – erro aleatório.

Os parâmetros do modelo foram estimados utilizando o método dos mínimos quadrados ordinários (OLS). Para cada critério estabelecido na estimativa das variáveis de resposta (biomassa, área basal e número de árvores), as equações resultantes foram analisadas comparando critérios estatísticos, incluindo os valores de R-quadrado (R²) e o coeficiente de correlação de Pearson (r). Todas as análises descritas foram realizadas utilizando o *software* SPSS 25.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Dinâmica da vegetação arbustiva-arbórea

Observa-se que os valores de área basal foram maiores na Área 2 (Figura 2), considerada a área mais conservada, sem histórico de exploração por mais de 50 anos. No entanto, ao longo dos anos estudados, esses valores apresentaram uma tendência à diminuição (Figura 2 – D). Este resultado pode estar associado à mortalidade de árvores, já que o período do estudo coincide com a ocorrência de eventos de seca intensa na região (2012-2019). Isso pode ter resultado em maiores taxas de evapotranspiração e, conseqüentemente, um balanço hídrico negativo para as plantas (Taiz et al., 2017; Marengo et al., 2018).

Resultados semelhantes foram observados no estudo de Costa Júnior et al. (2022), no qual os autores analisaram a dinâmica da vegetação na mesma área de estudo e identificaram mortalidade expressiva entre 2008 e 2019. No entanto, o oposto pode ser observado na Área 1, que apresentou aumento na área basal média entre 2013 e 2021 (Figura 2 – A). Isso pode ser explicado pelo corte mecânico da vegetação em 1987, que iniciou um processo de regeneração

natural com menor densidade de árvores. Segundo Dale et al. (2001), uma menor densidade de árvores pode ter efeitos significativos no desenvolvimento arbóreo, já que o maior espaçamento entre os indivíduos arbustivo-arbóreos pode reduzir a competição por recursos, como água, nutrientes e espaço, promovendo a sobrevivência e o crescimento, mesmo após eventos de seca.

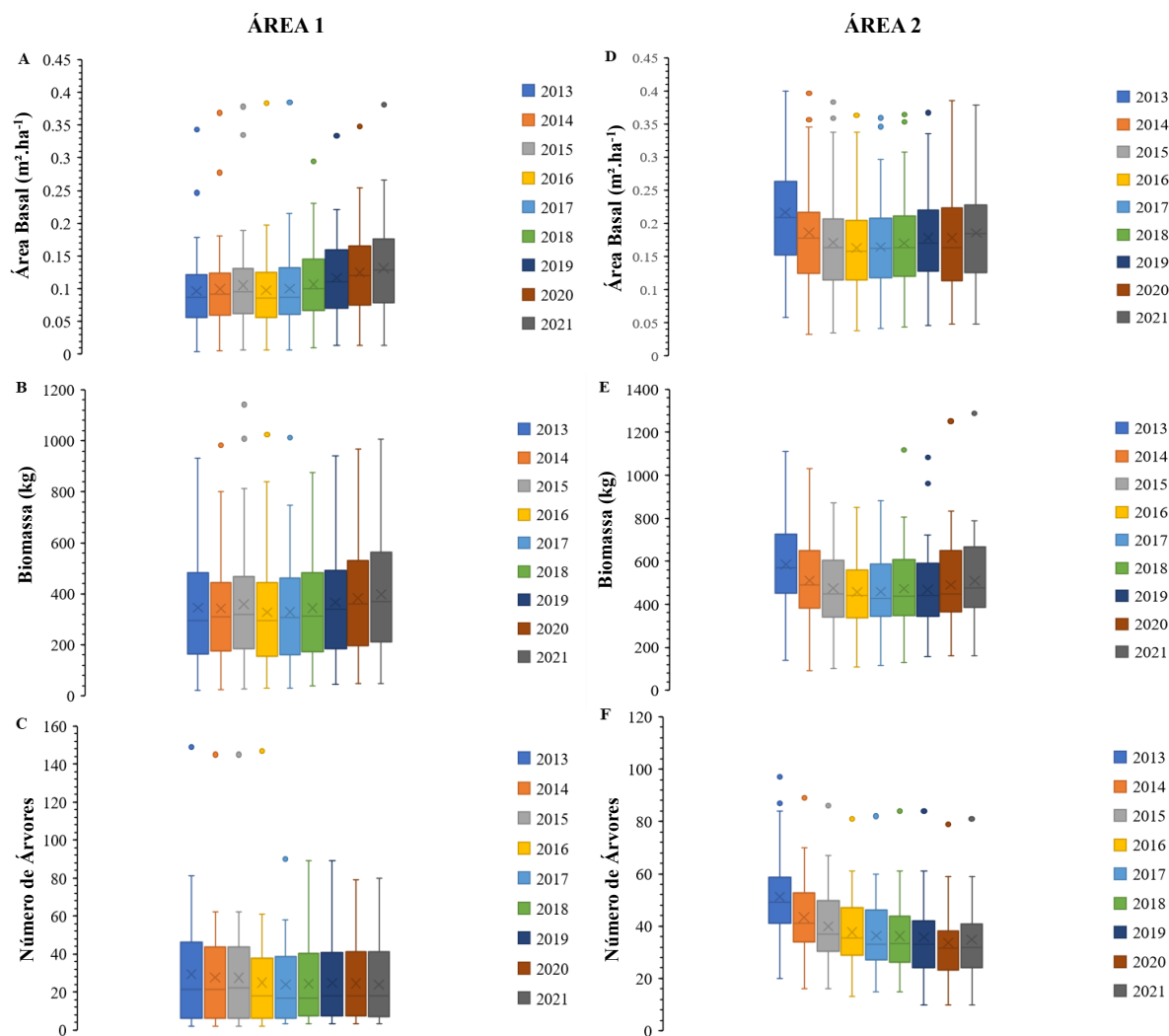


Figura 2 – Análise de boxplot para área basal – área 1 (A) área 2 (D); biomassa – área 1 (B) área 2 (E); e densidade de árvores por unidade amostral – área 1 (C) área 2 (F), no período de 2013 a 2021.

Um resultado semelhante ao da área basal foi observado para a biomassa, com produção crescente registrada na Área 1, com uma média variando de 345 kg a 398 kg entre 2013 e 2021, respectivamente (Figura 2 – B). Considerando que a luz é um fator essencial para a fotossíntese, processo pelo qual as plantas convertem a energia solar em energia química necessária para seu crescimento e desenvolvimento, uma maior quantidade de luz, potencializada pela menor densidade de árvores, pode ter impulsionado a taxa fotossintética das plantas na Área 1. Isso

resultou em um aumento na produção de carboidratos e, consequentemente, no crescimento e produção de biomassa (Toillon et al., 2013; Xue et al., 2015).

Nesse contexto, a maior densidade de árvores, combinada com o período de seca registrado na região de estudo, pode ter levado a uma redução na produção de biomassa na Área 2 (Figura 2E). Isso ocorre porque, em regiões semiáridas, a disponibilidade de água é o principal fator limitante para o aumento da biomassa (Pereira Júnior et al., 2016). Assim, considerando os períodos consecutivos de seca na região, a escassez contínua de água pode levar ao aumento da mortalidade de árvores e arbustos (Spannl et al., 2016). Isso ocorre porque, durante períodos de seca, os indivíduos arbustivo-arbóreos desenvolvem mecanismos adaptativos para lidar com o déficit hídrico, como o fechamento dos estômatos nas folhas e a perda temporária das folhas (deciduidade), o que reduz a evapotranspiração. Com isso, a planta conserva energia, utilizando os carboidratos armazenados para manter suas funções vitais (Anderegg; Kane; Anderegg, 2013). No entanto, quando as condições climáticas excedem os limites de tolerância das plantas devido ao aumento da temperatura, pressão de vapor e déficit hídrico (McDowell; Allen, 2015), a probabilidade de mortalidade dos indivíduos arbustivo-arbóreos pode aumentar, afetando negativamente a produção de biomassa, como observado nas áreas de estudo.

Quanto à densidade de árvores, a Área 1 manteve uma média quase constante (Figura 2 – C), enquanto a Área 2 registrou uma redução na densidade de árvores entre 2013 e 2021 (Figura 2 – F). A redução na densidade de árvores resulta de uma taxa de mortalidade maior do que a taxa de ingresso, já que essas taxas são fortemente influenciadas pela sazonalidade climática e pelos anos consecutivos de seca (Campos et al., 2020). Nesse sentido, a diminuição da densidade de plantas de 2013 a 2020 na Área 2 pode ser explicada pelas secas que ocorreram na região de 2012 a 2019, associadas à maior densidade de plantas nesta área, resultando em uma maior competição por recursos (Marengo et al., 2018; Marengo et al., 2022).

3.2. Análise de índices de vegetação e hídricos

Os valores de NDVI variaram entre -0,10 e 0,40 no período de 2013 a 2021 (Figura 3). A análise dos mapas temáticos de NDVI revela valores correspondentes a diferentes tipos de cobertura e uso do solo ao longo da série temporal na área de estudo. Corpos d'água, solo exposto, estradas, áreas desmatadas e outras coberturas não vegetativas (Silva et al., 2022) são representados por valores de pixel negativos, variando de -0,10 a -0,01 (pixels em tons de vermelho). Ambientes com vegetação mais densa exibem tons de verde, com valores de NDVI próximos ao máximo registrado para a área (0,40). Esses altos valores de NDVI, mesmo em cenários de seca, estão relacionados a áreas com condições hidrológicas de superfície e

subsuperfície mais úmidas, como áreas próximas a rios e riachos, que podem sustentar espécies nativas perenes e espécies exóticas invasoras, como *Prosopis juliflora* (Sw) DC (Souza et al., 2014; Albano et al., 2020). No entanto, a maior parte da área estudada registrou valores abaixo de 0,40, sendo esses ambientes ocupados por vegetação típica de florestas secas que tendem a perder suas folhas durante a estação seca e, ainda, são suscetíveis aos efeitos das secas intensas comuns na região (Silva et al., 2020; Oliveira-Júnior et al., 2022; Silva et al., 2023).

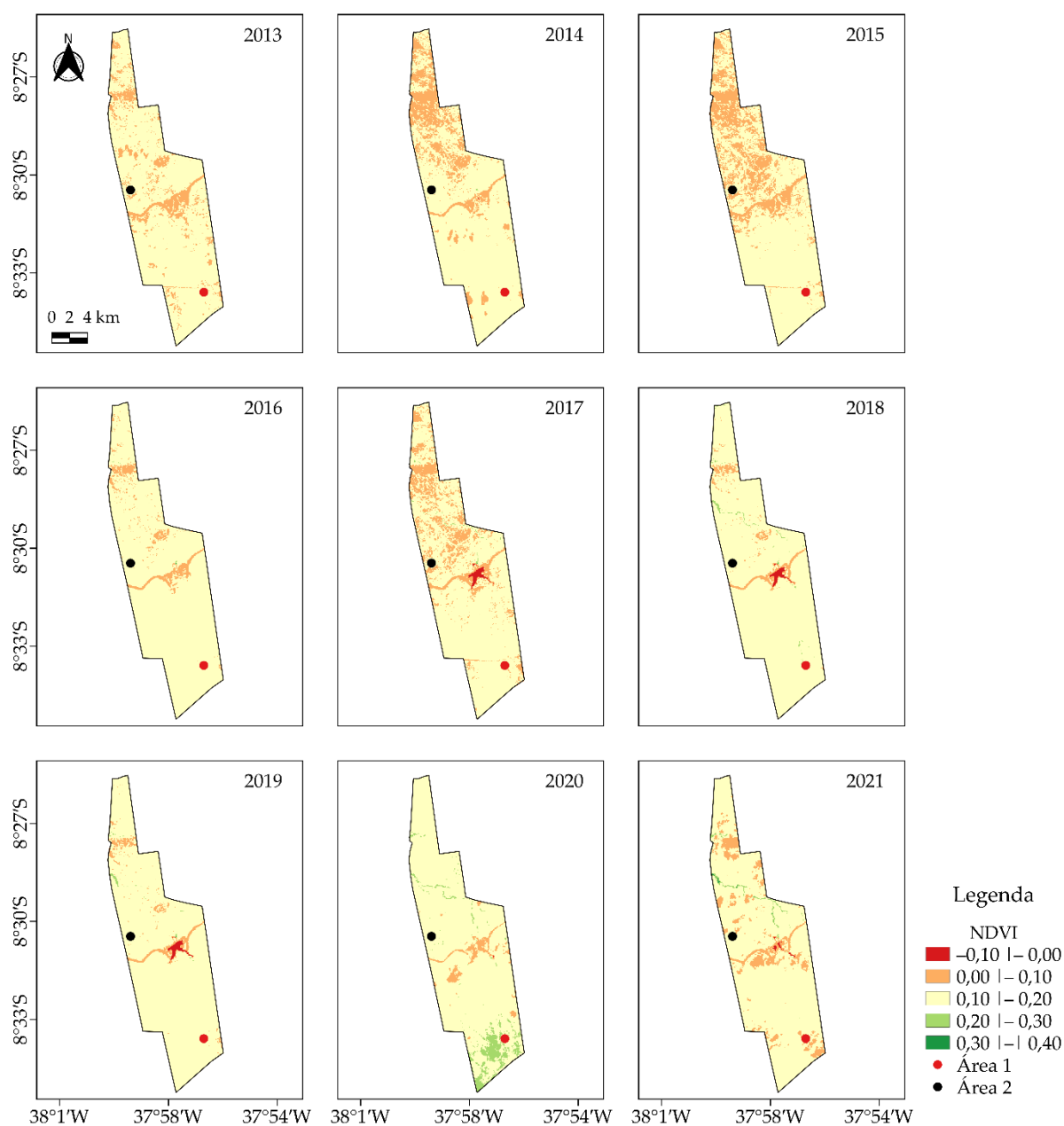


Figura 3 – Distribuição espaço-temporal do NDVI na área de estudo, entre 2013 e 2021.

O NDVI fornece uma medida abrangente da saúde e condição da vegetação, sendo um dos primeiros indicadores baseados em sensoriamento remoto utilizados para detecção e monitoramento de secas (Rouse et al., 1973; Cunha et al., 2015). As mudanças espectrais associadas a este índice estão relacionadas aos padrões de vegetação, que são fortemente influenciados pelos regimes de precipitação e pelas condições de umidade em regiões semiáridas. Nesse sentido, considerando que a precipitação desempenha um papel fundamental na resiliência e sazonalidade da cobertura vegetal natural em ambientes de florestas secas e, conseqüentemente, no comportamento espaço-temporal do NDVI (Barbosa; Huete; Baethgen, 2006; Rodrigues et al., 2020; Silva et al., 2020; Silva et al., 2023), os resultados do NDVI observados no presente estudo podem estar associados ao déficit hídrico comum à região.

Segundo observações de Marengo et al. (2017), o bioma Caatinga é considerado um dos ecossistemas brasileiros mais suscetíveis às mudanças climáticas. Isso se deve aos baixos níveis de precipitação, que agravam a degradação ambiental e tornam a vegetação nativa mais vulnerável, em consonância com os resultados obtidos neste estudo, especialmente para os anos de 2013 e 2017, quando os mapas temáticos de NDVI mostraram uma coloração predominantemente avermelhada (Figura 3), coincidente com períodos de seca extrema na região e, conseqüentemente, menor disponibilidade de água para as plantas. Resultados semelhantes são apontados no estudo de Silva et al. (2020), no qual os autores destacam que, de 2016 a 2018, houve menor resiliência em áreas de vegetação natural na Caatinga, no município de Capoeiras-PE, com valores de NDVI abaixo de 0,642, em comparação com outros anos.

Em 2020, houve uma suavização da coloração avermelhada em toda a área de estudo, indicando valores mais altos de NDVI, especialmente ao redor da Área 1, que, durante as estações chuvosas, apresenta a característica de reter uma maior quantidade de água no solo, proporcionando maior disponibilidade hídrica para as plantas ao longo do ano. Esses resultados indicam a sensibilidade do NDVI à variabilidade climática em florestas secas. Vários estudos que utilizam o NDVI em regiões semiáridas mostraram um monitoramento sensível da biomassa vegetativa e das coberturas vegetais fotossinteticamente ativas (Batista et al., 2020; David et al., 2020; Silva et al., 2020; Rosser; Donoghue, 2022; Silva et al., 2023).

Foi possível observar que, para o NDWI_{veg}, os valores variaram de valores positivos ($0,00 \geq$) a negativos ($> 0,00$) durante o período de 2013 a 2021 (Figura 4), com predominância de valores negativos na área de estudo. Considerando a época do ano em que as imagens utilizadas para o processamento do índice foram obtidas, o baixo teor de água na área pode ser explicado pela estação seca da região. Conforme destacado por Costa Júnior et al. (2022), ao

avaliarem a variabilidade climática do município de Ibimirim-PE, a 40 km da área de estudo, a precipitação registrada na região para os meses de setembro e outubro é inferior a 20 mm.

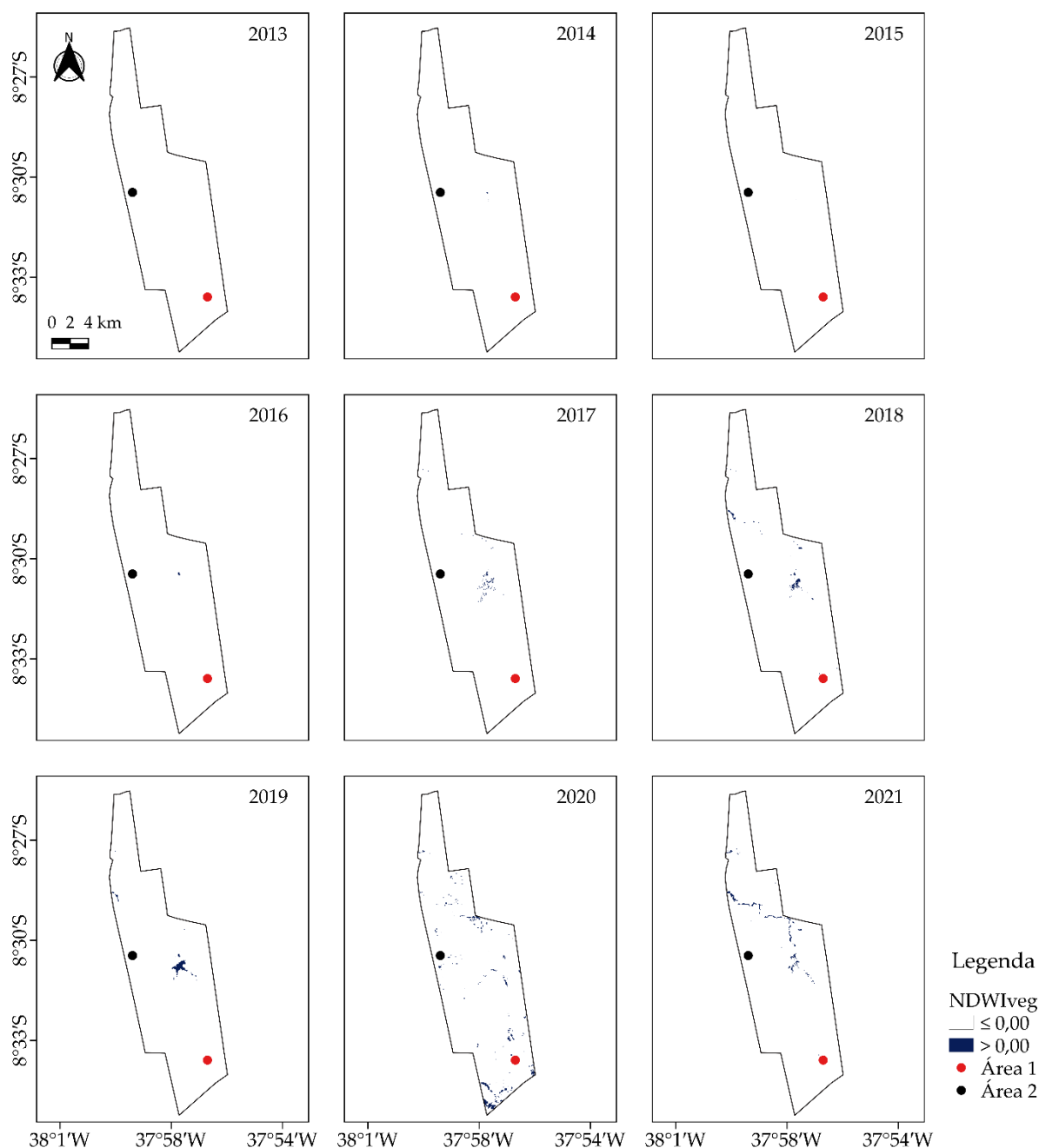


Figura 4 – Distribuição espaço-temporal do NDWveg na área de estudo, entre 2013 e 2021.

Em 2020, a resposta espectral da vegetação avaliada com base no NDWveg indicou uma maior presença de água nas plantas (Figura 4). É importante destacar que, neste ano, a região Nordeste do Brasil foi afetada pelo forte evento climático La Niña (INPE, 2023), cujo

principal efeito é o aumento do volume de chuvas na região, mesmo durante a estação seca considerada (Oliveira-Júnior et al., 2021; Lopes et al., 2022; Silva et al., 2022), justificando o resultado indicado pelo NDWIveg. No entanto, entre os anos de 2012-2019, foram registrados eventos de seca com maior intensidade e duração dos últimos 60 anos no Nordeste brasileiro, principalmente na região semiárida, resultando em um alto déficit hídrico e consequente estresse para a vegetação (Cunha et al., 2019; Medeiros et al., 2021; Silva et al., 2023). Nesse sentido, com base nas afirmações de Silva et al. (2022), episódios sucessivos de aumento e diminuição de precipitação podem resultar em um maior grau de irregularidade na dinâmica das chuvas e, portanto, em maiores valores de entropia.

Os baixos valores de NDWIveg registrados indicam um processo degradativo da vegetação nativa ao longo dos anos. Considerando o estudo de Lastovicka et al. (2020), em que o NDWIveg foi particularmente útil para detectar florestas perturbadas e para a recuperação florestal após surtos de besouros, também forneceu informações relevantes sobre a saúde das florestas. Para as condições do estudo, os autores observaram que áreas não perturbadas apresentaram valores de NDWIveg variando de 0,37 a 0,69, enquanto áreas afetadas, ou em recuperação, exibiram valores significativamente mais baixos, variando de -0,12 a 0,28. Esses resultados sugerem que a vegetação na área de estudo pode ter sido impactada por uma perturbação fisiológica associada à seca, conforme observado na série temporal avaliada.

Através do NDWI, foi possível identificar variações entre valores positivos e negativos durante o período de 2013 a 2021 (Figura 5). Nos mapas temáticos gerados a partir do NDWI, apenas uma pequena faixa de valor positivo foi caracterizada nos pixels dos mapas geoespaciais, como áreas de menor cobertura de água e ambientes com alguma condição de umidade ao redor de rios, lagos e reservatórios (Silva et al., 2023).

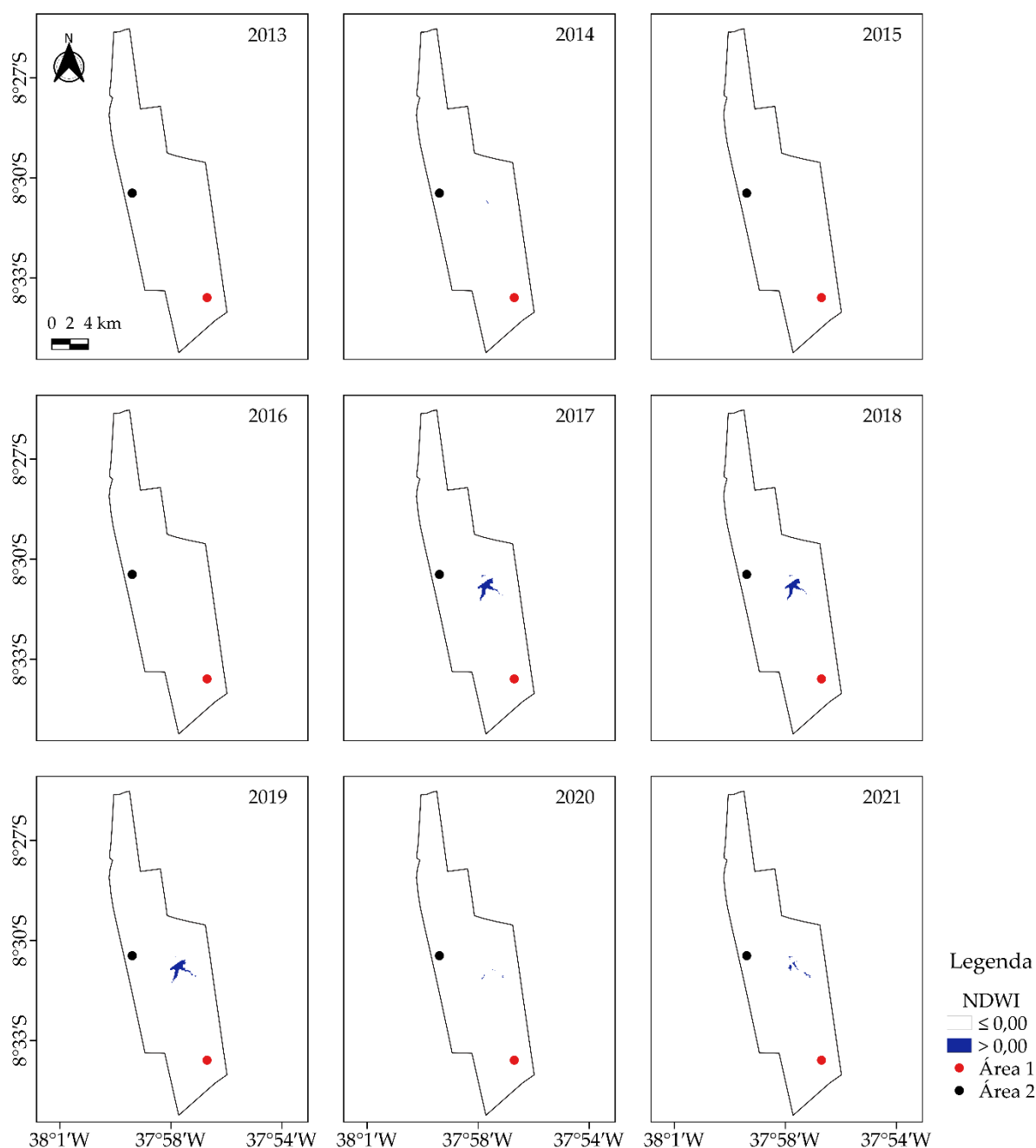


Figura 5 – Distribuição espaço-temporal do NDWI na área de estudo, entre 2013 e 2021.

No monitoramento e quantificação dos padrões de mudança da vegetação e das áreas de cobertura de água, por meio da determinação de parâmetros físico-hidrológicos, na região Nordeste do Brasil, Silva et al. (2023) consideraram solo exposto, agricultura e cobertura vegetal de Caatinga quando o NDWI variou entre -0,2 e -0,01, similar ao presente estudo. Além disso, de acordo com Marin et al. (2004) e Reis et al. (2012), os ecossistemas dessa região são adaptados às condições de escassez de água e verões quentes. No entanto, em 2012, o início de uma das secas mais severas já registradas na região semiárida do Nordeste brasileiro levou ao

rápido esgotamento da água na vegetação, que persistiu e se intensificou até 2019 (Silva et al., 2022), resultando em uma menor disponibilidade hídrica para as plantas na região, consistente com as observações nos mapas temáticos de NDWIveg (Figura 4) e NDWI (Figura 5).

Valores negativos para o MNDWI, semelhantes ao NDWI, foram considerados como solo exposto, agricultura e cobertura vegetal de Caatinga (Figura 6). Nos mapas temáticos do MNDWI, destaca-se uma característica de homogeneização das áreas de cobertura agrícola e vegetação, enquanto, para a caracterização de corpos d'água, o MNDWI mostra maior sensibilidade na caracterização de corpos d'água do que o NDWI, conforme já observado por Silva et al. (2023). Nesse sentido, na análise espaço-temporal do MNDWI, foi possível identificar corpos d'água, especialmente no ambiente localizado na região central da área de estudo no ano de 2017, que surgiu em decorrência do projeto de transposição do Rio São Francisco. Este resultado pode ser explicado pelas observações de Titolo (2021), que estudou reservatórios artificiais usando índices de água e mencionou que nenhum pixel foi incorretamente registrado como água ao utilizar a equação do MNDWI, destacando sua eficiência e precisão em comparação a outros índices de água.

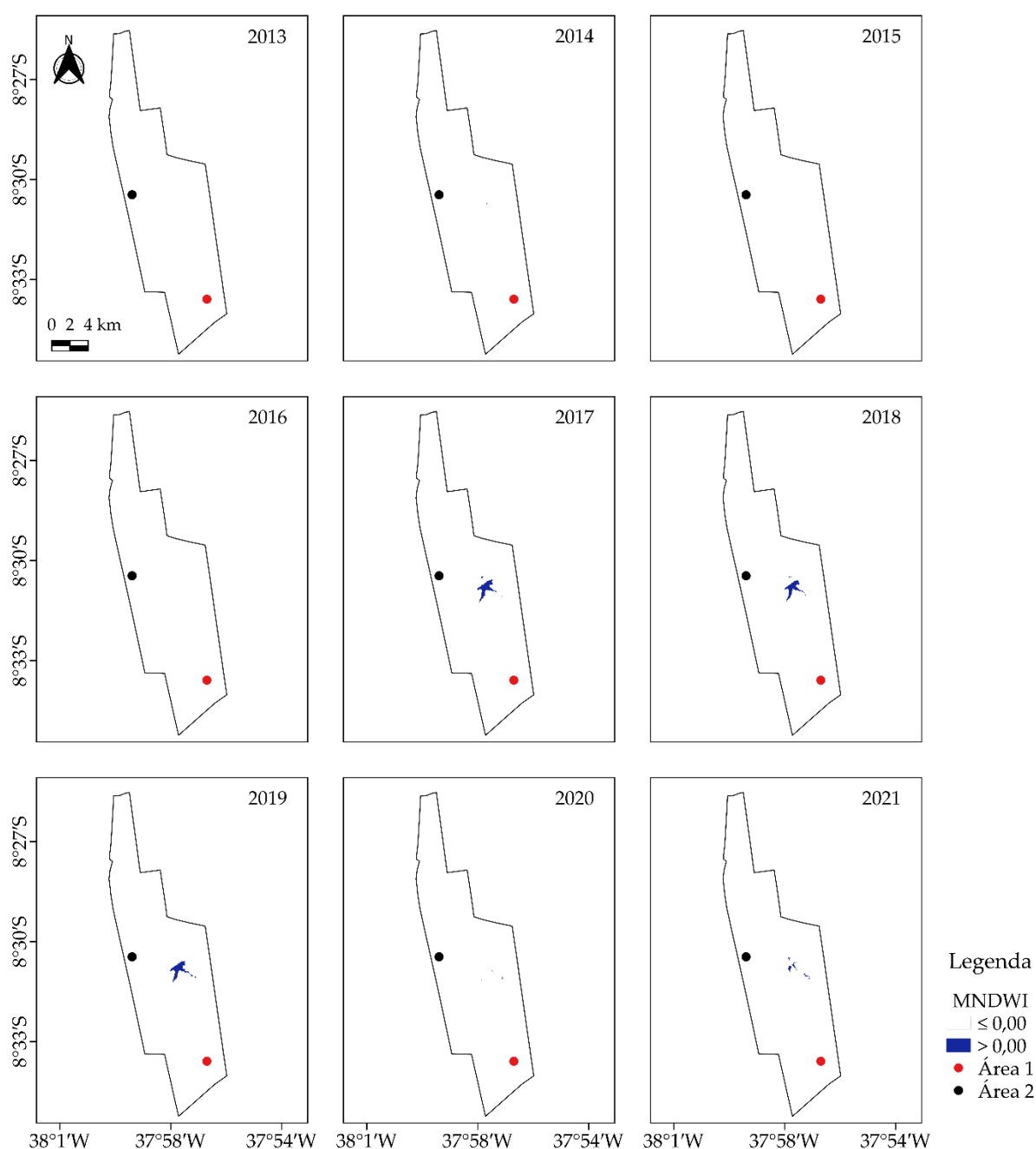


Figura 6 – Distribuição espaço-temporal do MNDWI na área de estudo, entre 2013 e 2021.

3.3. Análise de tendência de Mann-Kendall dos parâmetros de campo e índices analisados

Com base no nível de confiança adotado de 95% ($|Z| > \pm 1,96$), a área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) apresentou uma forte tendência de aumento ($|Z| = 3,02$), indicando que os indivíduos arbustivos-arbóreos na vegetação da área exibiram crescimento em diâmetro (Figura 7A). Valores positivos de Mann-Kendall indicam uma tendência de alta, enquanto valores negativos indicam uma tendência de queda. Este resultado pode ser atribuído ao processo de regeneração que a área está passando, com menor densidade de plantas após o corte mecânico realizado há cerca

de três décadas, e, consequentemente, menor competição por recursos. No entanto, para a Área 2 (Figura 7 – B), não foi observada uma tendência significativa. Esses resultados, provavelmente, refletem a resposta da vegetação às secas severas registradas entre 2012-2016 na região semiárida do Brasil (Marengo et al., 2018), sendo mais pronunciada na Área 2, onde havia maior densidade de plantas e, consequentemente, maior competição por recursos hídricos (Figura 2). Sob condições de déficit hídrico, a mortalidade excede o ingresso, rompendo o sistema dinâmico da vegetação.

A maior mortalidade de árvores, em relação ao ingresso, também pode explicar a tendência negativa no número de árvores observada em ambas áreas (Figura 7 – C e D). Em florestas tropicais secas, como as áreas de estudo, com vegetação aberta e maior exposição à radiação solar, os efeitos da seca na vegetação são intensificados, levando a uma mortalidade severa dos indivíduos, muitas vezes causada por falha hidráulica (Meira Junior et al., 2020). O risco de falha hidráulica aumenta proporcionalmente à exposição do dossel à luz e ao aquecimento, sendo mais intenso em vegetação aberta. Esses riscos estão associados à resposta das plantas ao déficit hídrico causado por eventos de seca, levando ao fechamento dos estômatos para evitar falha hidráulica. No entanto, esse processo pode resultar em déficit de carbono, causando “inanição” da planta (Mitchell et al., 2013).

Quanto à produção de biomassa, esta apresentou tendência positiva e negativa, para as Áreas 1 e 2, respectivamente. No entanto, os valores de $|Z|$ inferiores a $\pm 1,96$ indicam que essa tendência não é significativa ao nível de confiança de 95% (Figura 7 – E e F).

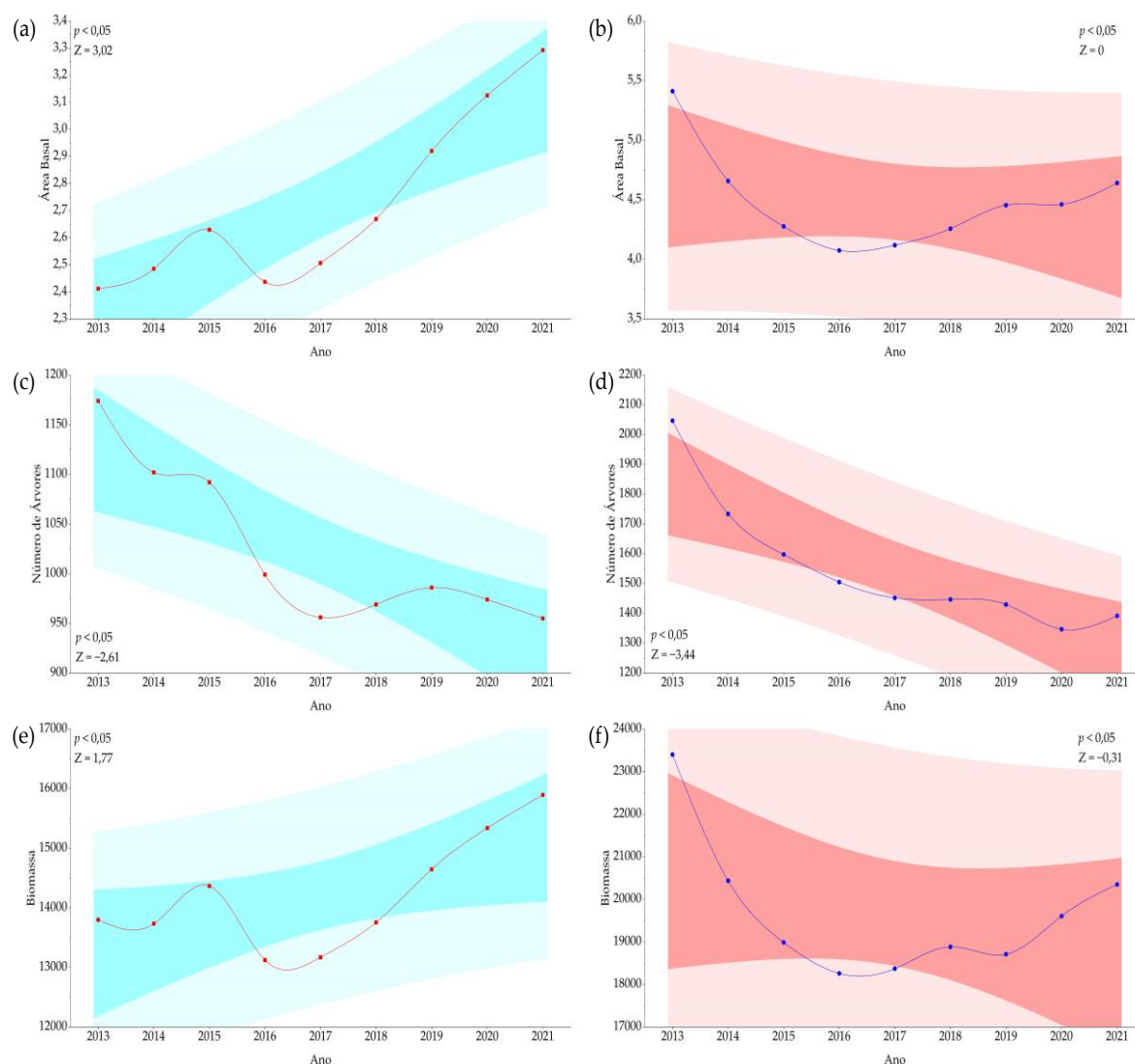


Figura 7 – Análise de tendências de 2013 a 2021 para área basal na Área 1 (A) e Área 2 (B); número de árvores na Área 1 (C) e Área 2 (D); e biomassa na Área 1 (E) e Área 2 (F).

Os valores de MNDWI e NDWI, índices sensíveis à identificação da presença ou ausência de corpos d'água, mostraram tendências negativas, com valores de $|Z|$ negativos para ambas áreas de estudo (Figura 8B, 8C e 8D), exceto para o MNDWI na Área 1, que mostrou uma tendência positiva (Figura 8A). No entanto, apenas a tendência negativa para o NDWI na Área 2 foi significativa ao nível de 95% de confiança. Esses resultados podem ser facilmente explicados pelas secas severas registradas na região entre 2012-2016 (Marengo et al., 2018), que reduziram drasticamente a presença de corpos d'água na área de estudo. Quanto aos índices sensíveis à resposta da vegetação, o NDWIveg e o NDVI, geralmente, mostraram uma tendência positiva (Figura 8 – E, F, G e H). No entanto, essa tendência foi positiva apenas para o NDWIveg e o NDVI na Área 2, o que pode estar relacionado à maior densidade de árvores observada na análise do número de árvores (Figura 2 – F; e Figura 8 – D), resultando em uma

maior refletância da vegetação e, conseqüentemente, em valores mais altos para os índices analisados.

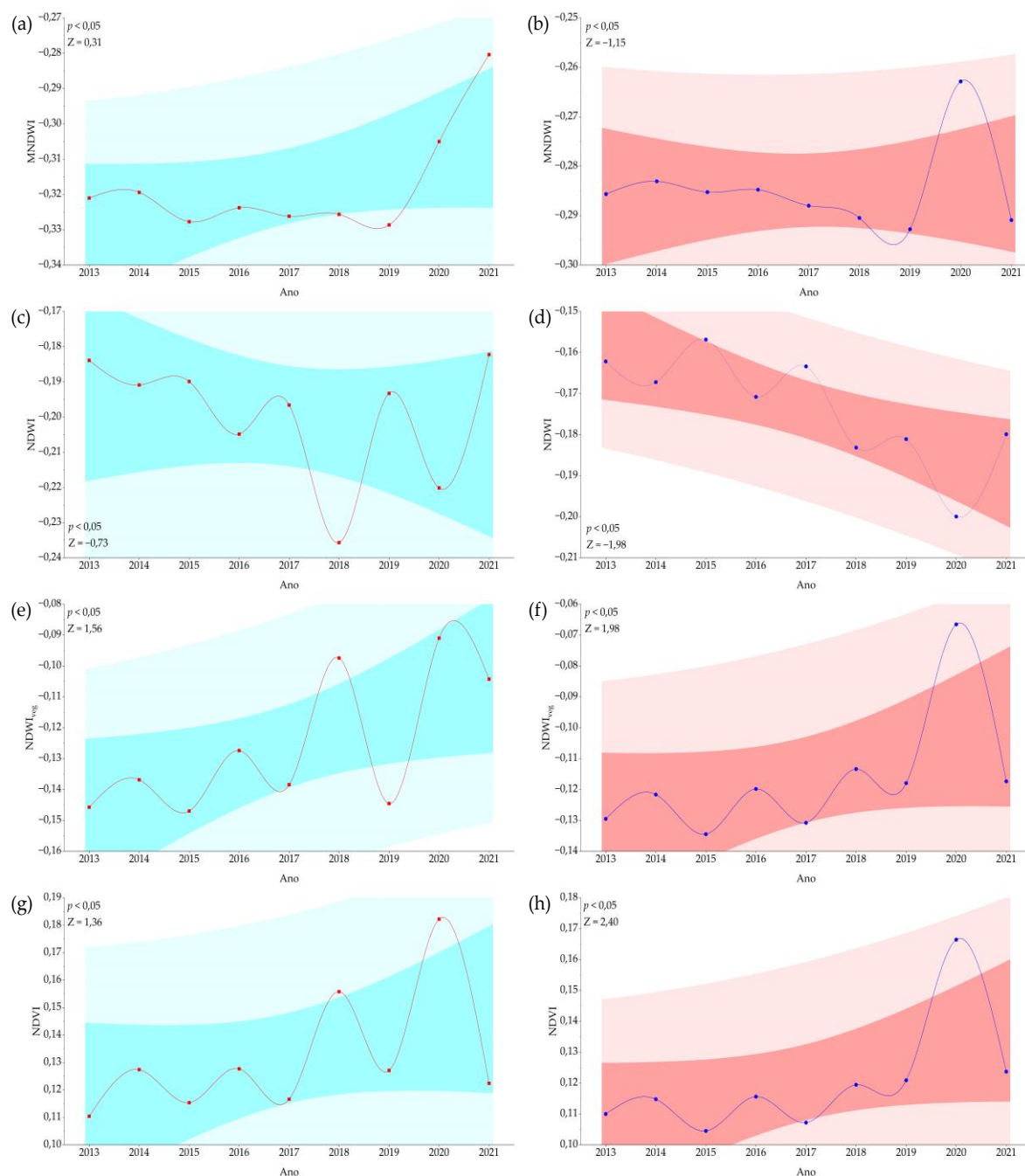


Figura 8 – Análise de tendências de 2013 a 2021 – Área MNDWI na Área 1 (A) e Área 2 (B); NDWI na Área 1 (C) e Área 2 (D); NDWI_{veg} na Área 1 (E) e Área 2 (F); e NDVI na Área 1 (G) e Área 2 (H).

3.4. Análise de regressão

Os índices de vegetação das imagens avaliadas neste estudo não apresentaram poder preditivo considerável para área basal, número de árvores e biomassa nas duas áreas experimentais, com base nas correlações observadas nas Figura 9 e Figura 10. A baixa correlação observada no NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI ocorre, principalmente, porque a análise foi realizada durante o período seco de cada ano, quando a precipitação é baixa ou ausente em regiões semiáridas. Como resultado, há uma redução significativa na taxa fotossintética das plantas, bem como no seu vigor vegetativo e na biomassa. Consistente com os resultados observados neste estudo, Barros Santiago et al. (2019), que utilizaram índices biofísicos e índices de água de produtos orbitais na Floresta Nacional do Araripe, na fronteira entre Pernambuco e Ceará, destacam que a aplicação do NDVI e NDWI durante períodos secos mostrou baixos valores para caracterização da vegetação. Da mesma forma, Serrano et al. (2019), que aplicaram o NDWI para caracterizar a vegetação de pastagem na região semiárida do sul de Portugal (média anual entre 400 e 600 mm), relatam que o NDWI é eficiente na caracterização de corpos d'água na vegetação, mas, durante a estação seca, esse índice não é representativo.

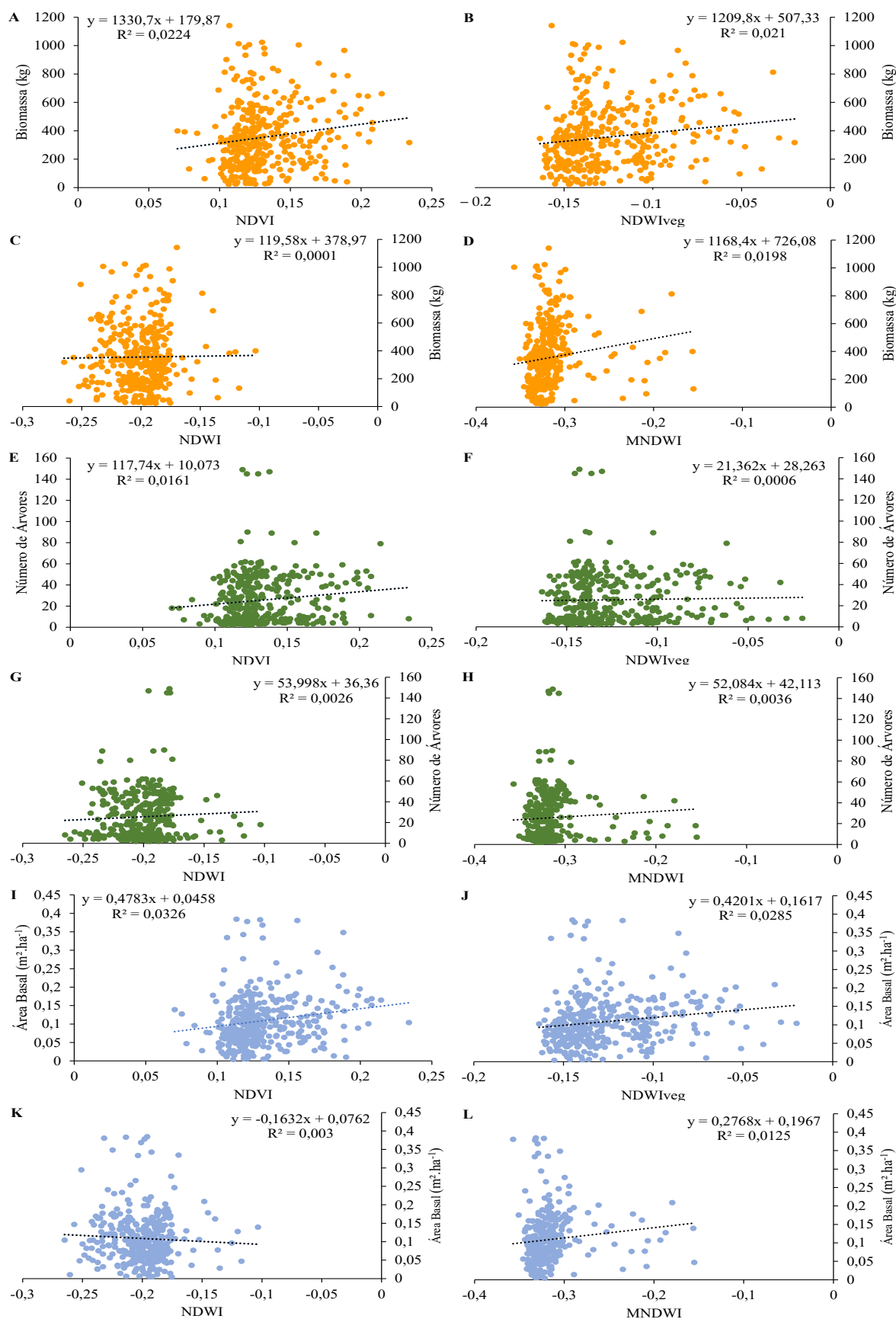


Figura 9 – Relação linear e modelos de regressão das variáveis de campo com os valores de NDVI, NDWIveg, NDWI e MNDWI para a Área 1 no período de 2013 a 2021.

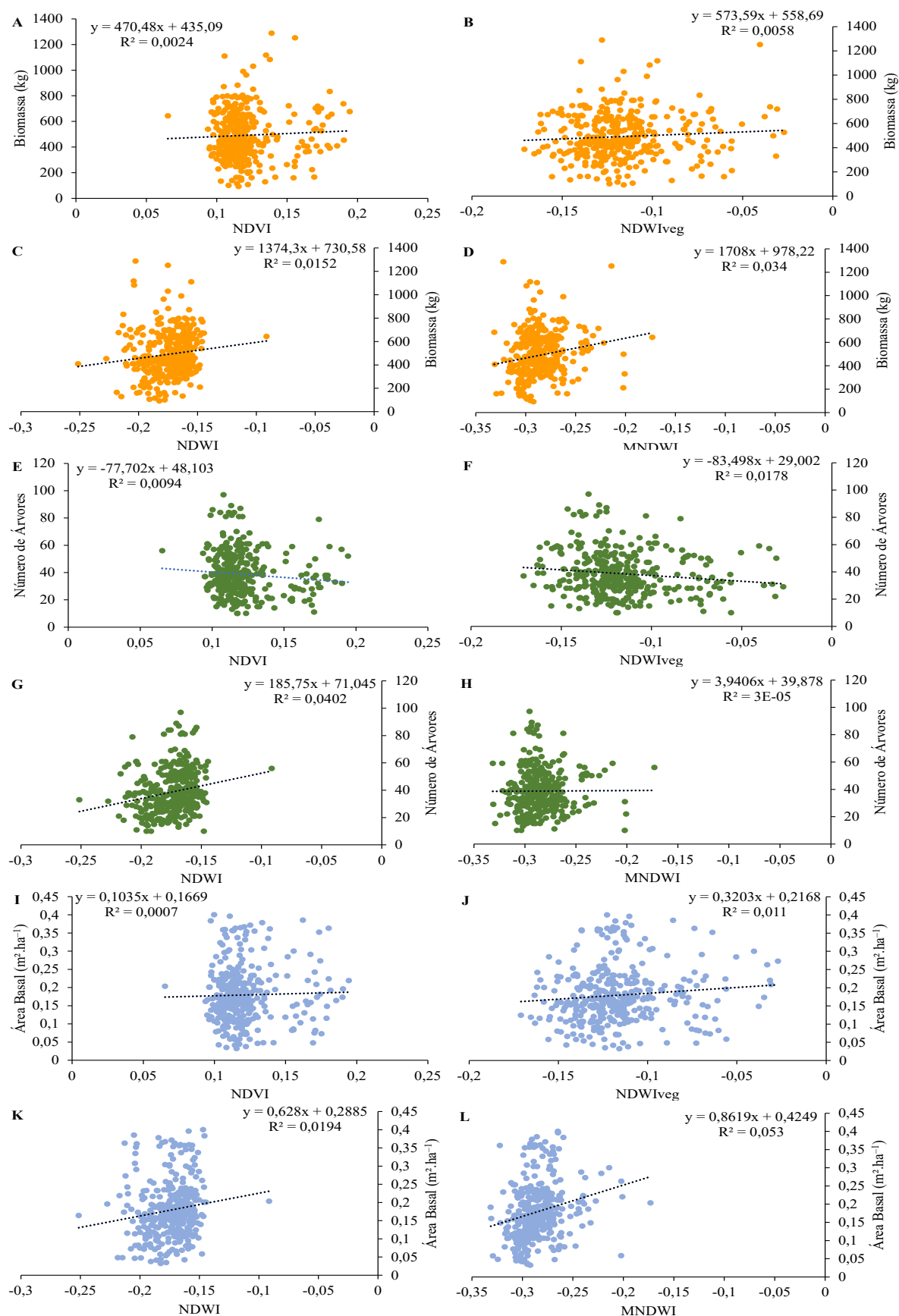


Figura 10 – Relação linear e modelos de regressão das variáveis de campo com os valores de NDVI, NDWveg, NDWI e MNDWI para a Área 2 no período de 2013 a 2021.

O uso de índices para caracterizar corpos d'água no solo e na vegetação durante a estação seca em regiões semiáridas requer uma análise cuidadosa. A aplicação desses índices para grandes regiões semiáridas é bem representada, conforme discutido por Silva et al. (2020) e Melo et al. (2022), que aplicaram índices biofísicos para caracterizar a degradação do solo e da vegetação em regiões semiáridas. Da mesma forma, Silva et al. (2023) aplicaram índices biofísicos e índices de água para caracterizar a região semiárida brasileira, utilizando dados orbitais do sensor MODIS. Esses autores destacam a eficiência da aplicação do NDVI e do NDWI, por exemplo, para caracterizar a vegetação de regiões semiáridas durante estações secas, bem como a resposta das FTSS, mostrando a dinâmica da água na vegetação e no solo dessas regiões.

3.5. Análise de Componentes Principais (ACP)

De acordo com o teste de adequação de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para a Análise de Componentes Principais (ACP), os componentes para as áreas 1 e 2 apresentaram um ajuste moderado (KMO entre 0,70 e 0,79), com valores de KMO de 0,721 e 0,732, respectivamente (Tabela 3). Quanto ao Teste de Bartlett, ambas análises de ACP mostraram resultados significativos em ambas áreas (valor de $p < 0,01$). Com base nesses resultados, a ACP estabelecida neste estudo é adequada para caracterizar e representar as variáveis analisadas. Pandorfi et al. (2023) destacam a importância de usar o teste de KMO para a adequação da amostra, na qual os autores validaram seus resultados com um valor de KMO de 0,70. Além disso, a significância no Teste de Bartlett é crucial ($< 0,01$) para representar a estabilidade da ACP estabelecida, segundo os autores.

Tabela 3 – Testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e de esfericidade de Bartlett para as componentes principais estabelecidas nas áreas 1 e 2.

Teste de esfericidade			Teste de esfericidade		
Área 1			Área 2		
KMO			KMO		
0,721			0,732		
Teste de Bartlett	Chi-square	4773,29	Teste de Bartlett	Chi-square	4685,6
		2			8
	GL	21		GL	21
Significance			Significance		
< 0,01			< 0,01		

Com base na adequação da amostragem dos dados, os componentes principais (CP) foram estabelecidas para as áreas 1 e 2, respectivamente. De acordo com a Tabela 4, são apresentados os autovalores, variâncias e variâncias acumuladas das variáveis para os CP

estabelecidos neste estudo. Nota-se que seis CP foram gerados, mas apenas os três primeiros componentes possuem carga informacional significativa para serem analisados neste estudo. Segundo Kaiser (1958), os CP só possuem carga informacional significativa se apresentarem um autovalor acima de 1. Portanto, apenas os CP 1, 2 e 3 atendem ao critério estabelecido por Kaiser (1958), com autovalores de 2,70, 2,06 e 1,62, respectivamente, para a Área 1, e 2,57, 2,29 e 1,26, respectivamente, para a Área 2. Corroborando os resultados deste estudo, Melo et al. (2022), ao analisarem os efeitos degradativos, utilizando índices biofísicos, na bacia leiteira do estado de Pernambuco, destacaram que a correlação entre os índices biofísicos, observados por meio da análise de componentes principais, foi significativa, com autovalor de 2,949 para o CP1.

Tabela 4 – Autovalores, variância e variância acumulada dos componentes principais (CP) para as áreas 1 e 2.

Componente	Área 1			Área 2		
	Autovalores iniciais		% cumulativo	Autovalores iniciais		% cumulativo
	Autovalor	% de variância		Autovalor	% de variância	
1	2,70	38,52	38,52	2,57	36,72	36,72
2	2,06	29,37	67,89	2,29	32,68	69,40
3	1,62	23,15	91,04	1,26	17,97	87,37
4	0,45	6,39	97,43	0,66	9,49	96,86
5	0,13	1,86	99,30	0,13	1,83	98,69
6	0,05	0,71	100,00	0,09	1,31	100,00

Em relação à variância acumulada dos CP, foram estabelecidos seis componentes, que, juntos, representam 100% da variância explicativa do conjunto de dados. No entanto, para a plotagem do gráfico de componentes, apenas os CP 1 e 2 são utilizados, com seus valores acumulados sendo de 67,89% e 69,40%, respectivamente, para as áreas 1 e 2. Corroborando com o estudo, Silva et al. (2021), que utilizaram índices biofísicos via Sentinel-2, dados físicos do solo e variáveis morfométricas da palma forrageira, relataram que os CP 1 e 2 apresentam as maiores taxas de variância e, portanto, são recomendados para a geração do gráfico de componentes.

Valores de variância total acumulada acima de 50% são representativos, como evidenciado em um estudo de Silva et al. (2021), que focou em atributos físicos do solo, índices biofísicos e variáveis morfométricas de cactos na região semiárida do Nordeste brasileiro. O estudo observou que valores de variância total variando de 50% a 60% da variância total acumulada dos componentes principais foram suficientes para verificar, significativamente,

correlações entre variáveis e para prever um modelo de estimativa da área foliar do cacto em uma região semiárida.

Observa-se que tanto o NDVI quanto o NDWIVeg apresentaram fortes correlações ($>0,50$) para Área 1 e ($>0,80$) na Área 2 (Figura 11 – A a D), uma vez que ambos índices são diretamente proporcionais. Além disso, nota-se que o ano de 2020 foi o mais representativo para NDVI e NDWIVeg, influenciado, principalmente, pelo efeito extremo de La Niña, que afetou toda a região Nordeste do Brasil (INPE, 2023). Corroborando os resultados observados neste estudo, uma análise da variabilidade espaço-temporal das chuvas e da ocorrência de eventos extremos de precipitação no estado de Pernambuco, por Silva et al. (2022), destacou que o ano de 2020 foi atípico, com anomalias na intensidade de chuvas extremas.

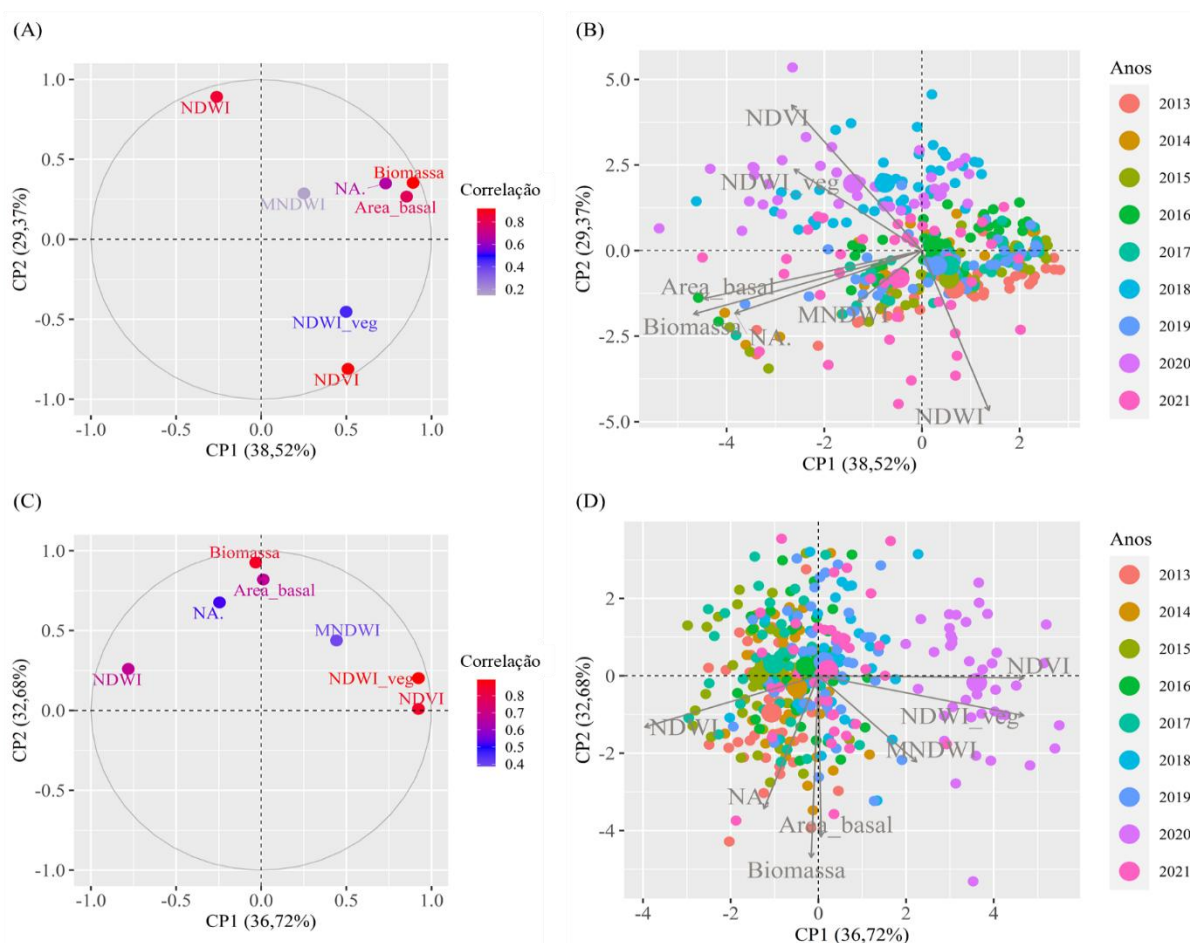


Figura 11 – Análise de componentes principais (ACP) dos índices físico-hídrico na superfície registrados para Área 1 (A e B) e Área 2 (C e D) no período de 2013 a 2021.

Observa-se uma correlação entre Biomassa, Área Basal e Densidade de Árvores para ambas áreas de estudo, independentemente do ano de estudo. Esse efeito ocorre devido à

correlação da Biomassa com as variáveis, ou seja, quanto maior a densidade e a Área Basal maior a biomassa estimada em campo. Esse resultado é esperado, pois a biomassa se comporta de forma semelhante quando a densidade de árvores aumenta ou diminui em uma área, uma vez que mais ou menos árvores contribuem para a produção total de matéria orgânica (Farooq et al., 2019). A Área Basal está relacionada ao tamanho e à densidade dos indivíduos, e esses fatores influenciam diretamente a quantidade de biomassa acumulada (Sajad et al., 2021). Além disso, a base para o cálculo da Área Basal é o diâmetro dos indivíduos a 1,30m do solo, que também é um componente em todas as equações utilizadas na estimativa (Tabela 1).

A partir das observações feitas na análise de componentes principais (Figura 11), nota-se que os anos de 2013 a 2019 e 2021 não apresentaram diferenças diretamente proporcionais nos parâmetros físico-hídricos de superfície registrados para a Área 1 (Figura 11 – A e B) e Área 2 (Figura 11 – C e D). Esse período inclui a grande seca no Nordeste do Brasil de 2012-2016, que se estendeu até 2019. Corroborando os resultados deste estudo, Silva et al. (2022) relatam os efeitos das grandes secas no Nordeste do Brasil por meio do NDWI e destacam que as secas continuaram até 2019.

3.5.1. Regressão de Componentes Principais (RCP)

3.5.1. Área 1

A Tabela 5 apresenta a matriz de correlação pelos CP das variáveis estudadas com os 6 componentes estabelecidos na Área 1. Nota-se que, a partir do CP4, os valores de correlação das variáveis são quase nulos, o que é consistente com a Tabela 4, onde os autovalores, a partir do CP4, são menores que 1, indicando quase nenhuma contribuição desses componentes para o conjunto de variáveis estudadas. Por outro lado, os CP 1, 2 e 3 apresentaram variáveis com cargas de correlação significativas, cujas altas correlações positivas de uma ou mais variáveis indicam que essas variáveis estão fortemente correlacionadas entre si.

Tabela 5 – Matriz de correlação dos componentes principais (CP) da Área 1.

Variáveis	Componentes					
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
Área Basal	0,85	0,27	-0,18	-0,39	0,03	0,13
Número de Árvores	0,73	0,35	-0,26	0,52	-0,05	0,06
Biomassa	0,89	0,35	-0,20	-0,11	-0,02	-0,17
MNDWI	0,25	0,29	0,92	0,03	0,02	0,00
NDWIveg	0,50	-0,45	0,73	0,00	-0,13	0,00
NDWI	-0,26	0,89	0,32	0,05	0,19	0,00
NDVI	0,51	-0,81	0,01	0,11	0,27	-0,01

No Componente Principal 1 (CP1), as variáveis Área Basal, Número de Árvores, Biomassa, NDWIveg e NDVI apresentaram correlações significativas com valores de, aproximadamente, 0,85, 0,73, 0,89, 0,50 e 0,51, respectivamente. No CP2, é gerada a informação residual, conforme afirmado por Kaiser (1958), onde foram observadas as correlações inversamente proporcionais mais altas nas variáveis NDWI e NDVI, com valores respectivos de 0,89 e -0,81. No PC3, as variáveis MNDWI e NDWIveg exibiram fortes correlações proporcionais, com valores de, aproximadamente, 0,92 e 0,73, respectivamente.

Na Tabela 6, são apresentados os resultados da Regressão por Componentes Principais (RCP) para as variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa. Para as três variáveis de resposta, o componente que melhor se ajustou às variáveis foi o PC1, com coeficientes de determinação (R^2) de 0,73, 0,53 e 0,80, respectivamente. As regressões foram altamente significativas (P-valor < 0,01) para todas as variáveis em questão.

Tabela 6 – Regressão por Componentes Principais (RCP) para as variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa da Área 1.

Área Basal					
Componente	r	R²	P-valor	Erro	Regressão P-valor
CP1	0,84	0,73	< 0,01	0,03	< 0,01
CP2	0,27	0,07	< 0,01	0,06	< 0,01
CP3	0,18	0,03	< 0,01	0,07	< 0,01
Número de Árvores					
CP1	0,73	0,53	< 0,01	15,96	< 0,01
CP2	0,35	0,12	< 0,01	21,91	< 0,01
CP3	0,26	0,07	< 0,01	22,59	< 0,01
Biomassa					
CP1	0,89	0,80	< 0,01	101,49	< 0,01
CP2	0,35	0,13	< 0,01	209,73	< 0,01
CP3	0,20	0,04	< 0,01	219,90	< 0,01

Com base nas observações da Tabela 6, determinou-se que o componente CP1 foi o que melhor representa as variáveis de resposta estabelecidas para a previsão de modelos de regressão múltipla. Consequentemente, as variáveis preditoras que apresentaram a maior correlação com as variáveis de resposta foram os índices de vegetação NDWIveg e NDVI (Tabela 5).

A análise de variância (ANOVA) para cada um dos modelos múltiplos das variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa é apresentada na Tabela 7. Todos os

modelos apresentaram P-valor $< 0,01$, indicando significância. No entanto, os valores de R-quadrado foram baixos para todas as variáveis resposta, com valores de 0,04, 0,02 e 0,02 para Área Basal, Número de Árvores e Biomassa, respectivamente. É evidente que, de forma consistente com o observado na regressão simples (Figura 9), os modelos desenvolvidos utilizando análise de componentes principais para identificar preditores físico-hidrológicos para estimar as variáveis resposta (Área Basal, Número de Árvores e Biomassa) apresentaram desempenho insatisfatório. Conforme observado por Oliveira et al. (2021), em sua modelagem de biomassa e estoque de carbono utilizando métricas LiDAR em áreas de florestas tropicais secas do Brasil, a regressão por componentes principais apresentou os menores valores de R-quadrado entre as técnicas de regressão analisadas.

Tabela 7 – Análise de variância (ANOVA) dos modelos de regressão de Área Basal, Número de Árvores e Biomassa, seguida pelos preditores e modelos de regressão para a Área 1.

Área Basal					
Fonte	GL	SQ	QM	F-valor	P-valor
Regressão	2	0,06	0,03	7,14	0,001
Resíduo	357	1,54	0	–	–
Total	359	1,6	–	–	–
Modelo preditor	Constante (β_0)	NDWIveg (β_1)	NDVI (β_2)	R ²	R
	0,095	0,237	0,328	0,04	0,2
Regressão Múltipla	Área Basal = 0,095 + (0,237*NDWIveg) + (0,328*NDVI)				
Número de Árvores					
Fonte	GL	SQ	QM	F-valor	P-valor
Regressão	2	3941,22	1970,61	3,67	0,027
Resíduo	357	191840,75	537,37	–	–
Total	359	195781,98	–	–	–
Modelo preditor	Constante (β_0)	NDWIveg (β_1)	NDVI (β_2)	R ²	R
	-4,239	-68,431	161,028	0,02	0,14
Regressão Múltipla	Número de Árvores = -4,239 - (68,431*NDWIveg) + (161,028*NDVI)				
Biomassa					
Fonte	GL	SQ	QM	F-valor	P-valor
Regressão	2	490779,3	245389,65	5,01	0,007
Resíduo	357	17502392,4	49026,31	–	–
Total	359	17993171,7	–	–	–
Modelo preditor	Constante (β_0)	NDWIveg (β_1)	NDVI (β_2)	R ²	R
	331,024	722,696	873,497	0,02	0,17
Regressão Múltipla	Biomassa = 331,024 + (722,696*NDWIveg) + (873,497*NDVI)				

3.5.2. Área 2

Na Tabela 8, é possível observar que, de forma similar à Área 1, a partir do CP4, os valores de correlação das variáveis são quase nulos. Nota-se que, nesses casos, os autovalores são menores que 1, indicando uma contribuição mínima ou quase nulas desses componentes para a regressão. Por outro lado, principalmente os CP 1 e 2, e, para algumas variáveis, o CP3 (MNDWI e NDWI), exibiram variáveis com altas cargas de correlação, indicando uma forte correlação entre essas variáveis.

Tabela 8 – Matriz de correlação dos componentes principais (CP) da Área 2.

Variáveis	Componentes					
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6
Área Basal	0,01	0,82	-0,08	-0,54	0,18	-0,02
Número de Árvores	-0,25	0,68	-0,34	0,59	0,14	-0,03
Biomassa	-0,03	0,93	-0,26	-0,05	-0,27	0,01
MNDWI	0,44	0,44	0,77	0,14	0,00	0,01
NDWIveg	0,92	0,20	0,29	0,09	0,00	-0,10
NDWI	-0,78	0,26	0,54	0,04	0,01	0,16
NDVI	0,92	0,01	-0,30	0,03	0,03	0,23

No Componente Principal 1 (CP1), as variáveis NDWIveg, NDWI e NDVI apresentaram correlações significativas com valores de 0,92, -0,78 e 0,92, respectivamente. No CP2, são observadas correlações inversamente proporcionais, onde as variáveis Área Basal, Número de Árvores e Biomassa tiveram maiores cargas, com valores de 0,82, 0,68 e 0,93, respectivamente. O CP3 exibiu fortes correlações proporcionais entre as variáveis MNDWI e NDWI, com valores de 0,77 e 0,54, respectivamente. É evidente que, para o conjunto de dados obtido na Área 2, as cargas de correlação das variáveis em cada CP foram definidas de maneira diferente entre os índices físico-hidrológicos e as variáveis de campo.

A Tabela 9 apresenta os valores estatísticos para a Regressão por Componentes Principais (RPC) para cada variável de resposta (Área Basal, Número de Árvores e Biomassa). Para as três variáveis de resposta, o CP2 proporcionou o melhor ajuste, com coeficientes de determinação (R^2) de 0,67, 0,46 e 0,86, respectivamente, para Área Basal, Número de Árvores e Biomassa. As regressões foram altamente significativas (P -valor $< 0,01$) para todas as variáveis analisadas.

Tabela 9 – Regressão por Componentes Principais (RCP) para as variáveis de resposta Área Basal, Número de Árvores e Biomassa da Área 2.

Área Basal					
Componente	r	R²	P-valor	Erro	Regressão P-valor
CP1	0,01	0,00	0,824	0,08	0,824
CP2	0,82	0,67	< 0,01	0,04	< 0,01
CP3	0,08	0,01	0,144	0,08	0,144
Número de Árvores					
CP1	0,25	0,06	< 0,01	15,23	< 0,01
CP2	0,68	0,46	< 0,01	11,57	< 0,01
CP3	0,34	0,12	< 0,01	14,75	< 0,01
Biomassa					
CP1	0,03	0,00	0,539	189,04	0,539
CP2	0,93	0,86	< 0,01	71,58	< 0,01
CP3	0,26	0,07	< 0,01	182,70	< 0,01

Conforme observado na Tabela 8, não há correlação significativa entre as variáveis de resposta e os índices preditores no CP2, nem em nenhum dos outros componentes. Este resultado é esperado, com base no observado para a regressão simples (Figura 10), reafirmando o baixo poder preditivo dos índices avaliados para estimar as variáveis de resposta. Esses achados, juntamente com os baixos valores de R² nas regressões também propostas para a Área 1, sustentam a hipótese de que a sensibilidade dos índices à presença e ausência de água, combinada com o fato de as imagens e os dados brutos analisados serem do período seco de cada ano avaliado (2013 a 2021), dificulta a adequação do conjunto de dados para análises de regressão. Portanto, recomenda-se o desenvolvimento de estudos futuros para melhor compreender a correlação entre os dados obtidos em campo e os índices físico-hidrológicos, avaliando imagens tanto na estação seca quanto na chuvosa na área de estudo. Adicionalmente, é recomendada a utilização de índices mais sensíveis às características da vegetação de florestas secas.

4. CONCLUSÕES

Os maiores valores de área basal, biomassa e densidade de árvores foram registrados na Área 2, considerada mais conservada devido à ausência de exploração recente. No entanto, ao longo dos anos, houve uma redução desses valores na respectiva área. Por outro lado, na Área 1, observou-se um aumento na área basal e na biomassa, mesmo durante os anos de seca na região. Isso pode ser explicado pela menor competição por água, espaço e nutrientes devido à menor densidade de árvores na Área 1.

Os índices de vegetação analisados neste estudo oferecem *insights* valiosos sobre como a vegetação nativa de florestas secas responde a diversas condições ambientais e climáticas. As mudanças observadas no NDVI ao longo do tempo refletem variações na densidade, saúde e vitalidade da vegetação arbórea, especialmente durante os períodos secos no Nordeste. Por outro lado, as flutuações nos valores de NDWIveg entre 2013 e 2021 correlacionaram-se com anos de menor e maior disponibilidade hídrica para a vegetação, enquanto o NDWI e o MNDWI se mostraram eficazes na identificação de corpos d'água e áreas úmidas.

No entanto, de acordo com as análises de regressão simples, combinadas com os resultados obtidos na Regressão por Componentes Principais (RPC), os índices físico-hidrológicos avaliados no estudo não apresentaram poder preditivo considerável para estimar as variáveis de área basal, biomassa e número de árvores. A Análise de Componentes Principais (ACP) permitiu observar que o NDVI e o NDWI são extremamente voláteis às dinâmicas de secas na região de estudo, destacando-se positivamente o ano de 2020, um ano de La Niña, devido à contribuição dos corpos d'água no solo e na vegetação.

É válido considerar a caducifolia da vegetação em áreas semiáridas, a sazonalidade e a capacidade hidráulica do solo ao selecionar os índices de vegetação. Portanto, estudos futuros devem incluir levantamentos de campo em diferentes períodos, com base na sazonalidade da vegetação e em índices sensíveis às características e condições da floresta. Considerando que a correlação entre os índices de vegetação e a dinâmica da vegetação arbórea em florestas secas pode ser influenciada por diversos fatores, como intensidade e frequência das perturbações, características do solo, padrões de precipitação, entre outros. Vale ressaltar que os resultados observados neste presente estudo são preliminares. No entanto, a aplicação e exploração das análises discutidas (Regressão Linear, ACP e RPC) devem ser testadas, em estudos futuros, com um banco de dados mais adequado para tais análises.

5. REFERÊNCIAS

- ABDOLALIZADEH, Z.; GHORBANI, A.; MOSTAFAZADEH, R.; MOAMERI, M. Rangeland canopy cover estimation using Landsat OLI data and vegetation indices in Sabalan rangelands, Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 6, p. 245, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-5150-1>.
- AGUILAR-PERALTA, J. S. et al. Contrasting patterns of morphology, fluctuating asymmetry and leaf herbivory in three plant species of different successional stages of a tropical dry forest. **Trees**, v. 34, n. 4, p. 1075–1086, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01982-z>.

ALBANO, C. M. et al. Drought Sensitivity and Trends of Riparian Vegetation Vigor in Nevada, USA (1985–2018). **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, p. 1362, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12091362>.

ANDEREGG, W. R. L.; KANE, J. M.; ANDEREGG, L. D. L. Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 1, p. 30–36, 2013. <https://doi.org/10.1038/nclimate1635>.

BARBOSA, H. A.; HUETE, A. R.; BAETHGEN, W. E. A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 67, n. 2, p. 288–307, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.02.022>.

SANTIAGO, D. B.; CORREIA FILHO, W. L. F.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; SILVA JÚNIOR, C. A. Mathematical modeling and use of orbital products in the environmental degradation of the Araripe Forest in the Brazilian Northeast. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 4, p. 1429–1441, 2019. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00614-x>.

BATISTA, P. H. D. et al. Hydro-physical properties of soil and pasture vegetation coverage under animal tram-pling. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 12, p. 854–860, 2020. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v24n12p854-860>.

BAUMAN, D. et al. Tropical tree mortality has increased with rising atmospheric water stress. **Nature**, v. 608, n. 7923, p. 528–533, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04737-7>.

BECK, H. E. et al. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific Data**, v. 5, n. 1, e180214, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.

CAMPOS, D. A. et al. Biomass Dynamics in a Fragment of Brazilian Tropical Forest (Caatinga) over Consecutive Dry Years. **Applied Sciences**, v. 10, n. 21, p. 7813, 2020. <https://doi.org/10.3390/app10217813>.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.

COSTA JÚNIOR, D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SILVA, A. F.; PESSOA, M. M. L. Dinâmica de crescimento de uma floresta tropical sazonalmente seca no semiárido brasileiro. *Ciência Florestal*, v. 32, n. 3, p. 1594–1616, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509867697>.

CUNHA, A. P. M.; ALVALA, R. C.; NOBRE, C. A.; CARVALHO, M. A. Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 214–215, p. 494–505, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.010>.

CUNHA, A. P. M. A. et al. Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*, v. 10, n. 11, p. 642, 2019. <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>.

DALE, V. H. et al. Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. **BioScience**, v. 51, n. 9, p. 723–734, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2).

DALLA LANA, M. et al. Biomass equations for Caatinga species. **Nativa**, v. 6, n. 5, p. 517, 2018. <https://doi.org/10.31413/nativa.v6i5.5361>.

DANTAS, B. F. et al. Rainfall, not soil temperature, will limit the seed germination of dry forest species with climate change. **Oecologia**, v. 192, n. 2, p. 529–541, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04575-x>.

DAVID, R. M.; ROSSER, N. J.; DONOGHUE, D. N. M. Remote sensing for monitoring tropical dryland forests: a re-view of current research, knowledge gaps and future directions for Southern Africa. **Environmental Research Communications**, v. 4, n. 4, e042001, 2022. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ac5b84>.

DENG, Y. et al. Responses of vegetation greenness and carbon cycle to extreme droughts in China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 298–299, e108307, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108307>.

DIONISIO, L. F. S. et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, n. 1, p. 1–7, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.060>.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa, 2018. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/199517/1/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf>. Acesso em: 22 maio 2024.

FAO. **World Ecozones**. FAO, 2018. Disponível em: <http://foris.fao.org/static/data/fra2010/ecozones2010.jpg>. Acesso em: 24 maio 2024.

FAROOQ, T. et al. Growth, Biomass Production and Root Development of Chinese fir in Relation to Initial Planting Density. **Forests**, v. 10, n. 3, p. 236, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10030236>.

FERREIRA, M. B. et al. Distribution of thornless *Mimosa tenuiflora*, *Piptadenia stipulacea* and *Cnidoscolus quercifolius* in a seasonally dry tropical forest remnant. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 32, n. 3, p. 189–206, 2023. <https://doi.org/10.1080/14728028.2023.2207131>.

FETTIG, C. J.; MORTENSON, L. A.; BULAON, B. M.; FOULK, P. B. Tree mortality following drought in the central and southern Sierra Nevada, California, U.S. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 164–178, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.006>.

GAO, B. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257–266, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3).

GASPARRI, N. I.; PARMUCHI, M. G.; BONO, J.; KARSZENBAUM, H.; MONTENEGRO, C. L. Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 10, p. 1262–1270, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.04.007>.

GEE – GOOGLE EARTH ENGINE. **A planetary-scale platform for Earth science data & analysis**. Google, 2023. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em: 25 maio 2023.

GUERINI FILHO, M.; KUPLICH, T. M.; QUADROS, F. L. F. Estimating natural grassland biomass by vegetation indices using Sentinel 2 remote sensing data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 41, n. 8, p. 2861–2876, 2020. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1697004>.

HUETE, A. et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 195–213, 2022. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2).

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v. 25, n. 3, p. 295–309, 1988. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X).

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 25 abr. 2024.

INPE. **Condições atuais do ENOS**: enfraquecimento do La Niña e início de condições de neutralidade. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2023. Disponível em: <http://enos.cptec.inpe.br/>. Acesso em: 21 mar. 2024.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958. <https://doi.org/10.1007/BF02289233>.

KEITHLEY, R. B.; MARK WIGHTMAN, R.; HEIEN, M. L. Multivariate concentration determination using principal component regression with residual analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 28, n. 9, p. 1127–1136, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.07.002>.

KENDALL, M. G. **Rank correlation methods**. 1948.

KÖPPEN, W. **Classificação climática de Köppen-Geiger**. Contributors: Alchimista, Angrense, DCandido, Dante Raglione, 1936.

LASTOVICKA, J. et al. Sentinel-2 Data in an Evaluation of the Impact of the Disturbances on Forest Vegetation. **Remote Sensing**, v. 12, n. 12, p. 1914, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12121914>.

LOPES, A. B. et al. Multiyear La Niña effects on the precipitation in South America. **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 9567–9582, 2022. <https://doi.org/10.1002/joc.7847>.

MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, v. 13, n. 3, p. 259, 1945. <https://doi.org/10.2307/1907187>.

MARENGO, J. A. et al. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 1973–1985, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.

MARENGO, J. A. et al. Drought in Northeast Brazil: A review of agricultural and policy adaptation options for food security. **Climate Resilience and Sustainability**, v. 1, n. 1, e17, 2022. <https://doi.org/10.1002/cli2.17>.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3–4, p. 1189–1200, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>.

MARIN, A.; SANTOS, D. M. M.; BANZATTO, D. A.; FERRAUDO, A. S. Germinação de sementes de guandu sob efeito da disponibilidade hídrica e de doses subletais de alumínio. **Bragantia**, v. 63, n. 1, p. 13–24, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052004000100002>.

MARQUES, J. M.; MARQUES, M. A. M. As componentes principais no descarte de variáveis em um modelo de regressão múltipla. **Revista da FAE**, v. 8, n. 1, p. 93–101, 2005.

MATASCI, G. et al. Large-area mapping of Canadian boreal forest cover, height, biomass and other structural attributes using Landsat composites and lidar plots. **Remote Sensing of Environment**, v. 209, p. 90–106, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.020>.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669–672, 2015. <https://doi.org/10.1038/nclimate2641>.

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425–1432, 1996. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>.

MEDEIROS, F. J.; OLIVEIRA, C. P.; GOMES, R. S.; SILVA, M. L.; CABRAL JÚNIOR, J. B. Hydrometeorological conditions in the semiarid and east coast regions of Northeast Brazil in the 2012-2017 period. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 1, e20200198, 2021. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200198>.

MEIRA JUNIOR, M. S. et al. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. **Carbon Balance and Management**, v. 15, n. 1, p. 12, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2>.

MELO, M. V. N. et al. Spatiotemporal characterization of land cover and degradation in the agreste region of Pernambuco, Brazil, using cloud geoprocessing on Google Earth Engine.

Remote Sensing Applications: Society and Environment, v. 26, e100756, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100756>.

MERCHANT, J. W. Remote sensing of the environment: an earth resource perspective. **Cartography and Geographic Information Science**, v. 27, n. 4, p. 311, 2000.
<https://doi.org/10.1559/152304000783547768>.

MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491–505, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>.

MITCHELL, P. J. et al. Drought response strategies define the relative contributions of hydraulic dysfunction and carbohydrate depletion during tree mortality. **New Phytologist**, v. 197, n. 3, p. 862–872, 2013. <https://doi.org/10.1111/nph.12064>.

OLIVEIRA, C. P. et al. Modeling and Spatialization of Biomass and Carbon Stock Using LiDAR Metrics in Tropical Dry Forest, Brazil. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 473, 2021.
<https://doi.org/10.3390/f12040473>.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. et al. Spatiotemporal Analysis of Fire Foci and Environmental Degradation in the Biomes of Northeastern Brazil. **Sustainability**, 14, n. 11, p. 6935, 2022.
<https://doi.org/10.3390/su14116935>.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. et al. Wet and dry periods in the state of Alagoas (Northeast Brazil) via Standardized Precipitation Index. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, v. 224, n.1, e105746, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2021.105746>.

PANDORFI, H. et al. Prediction of an Occupational Comfort Index for Agricultural Tractor Operation in Sugarcane Cultivation. **Sugar Tech**, v. 25, n. 3, p. 630–637, 2023.
<https://doi.org/10.1007/s12355-022-01210-7>.

PEREIRA JÚNIOR, L. R. et al. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 1, p. 32-40, 2016. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>.

PETTORELLI, N. et al. Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 839–848, 2014.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12261>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2020. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 6 fev. 2023.

REIS, R. C. R.; DANTAS, B. F.; PELACANI, C. R. Mobilization of reserves and germination of seeds of *Erythrina velutina* Willd. (Leguminosae - Papilionoideae) under different osmotic potentials. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 34, n. 4, p. 580–588, 2012.
<https://doi.org/10.1590/S0101-31222012000400008>.

RODRIGUES, J. A. M. et al. Spatial-temporal dynamics of Caatinga vegetation cover by remote sensing in the Brazilian semiarid region. *DYNA*, v. 87, n. 215, p. 109–117, 2020. <https://doi.org/10.15446/dyna.v87n215.87851>.

ROUSE, J. W. et al. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. 1973.

SAJAD, S.; HAQ, S. M.; YAQOOB, U.; CALIXTO, E. S.; HASSAN, M. Tree composition and standing biomass in forests of the northern part of Kashmir Himalaya. *Vegetos*, v. 34, n. 4, p. 857–866, 2021. <https://doi.org/10.1007/s42535-021-00234-w>.

SANTOS, A. et al. Causes and consequences of seasonal changes in the water flow of the São Francisco river in the semiarid of Brazil. *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 8, p. e.100084, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100084>.

SENF, C.; SEBALD, J.; SEIDL, R. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. *One Earth*, v. 4, n. 5, p. 749–755, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008>.

SERRANO, J.; SHAHIDIAN, S.; MARQUES DA SILVA, J. Evaluation of Normalized Difference Water Index as a Tool for Monitoring Pasture Seasonal and Inter-Annual Variability in a Mediterranean Agro-Silvo-Pastoral System. *Water*, v. 11, n. 1, p. 62, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11010062>.

SILVA, A. S. A. et al. Spatial and Temporal Variability of Precipitation Complexity in Northeast Brazil. *Sustainability*, v. 14, n. 20, p. 13467, 2022. <https://doi.org/10.3390/su142013467>.

COSTA JÚNIOR, D. S. et al. Variabilidade ambiental no município de Ibimirim, estado de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 31, p. 565–610, 2022. <https://doi.org/10.55761/abclima.v31i18.15536>.

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, e104164, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104164>.

SILVA, M. V. et al. Pilot monitoring of caatinga spatial-temporal dynamics through the action of agriculture and livestock in the Brazilian semiarid. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 19, e100353, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100353>.

SILVA, M. et al. Spatio-temporal monitoring of soil and plant indicators under forage cactus cultivation by geoprocessing in Brazilian semi-arid region. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 107, e103155, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103155>.

SILVA, M. et al. Remote sensing techniques via Google Earth Engine for land degradation assessment in the Brazilian semiarid region, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 120, e104061, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104061>.

- 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. 25, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>.
- SKIDMORE, A. K. et al. Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. **Nature**, v. 523, n. 7561, p. 403–405, 2015. <https://doi.org/10.1038/523403a>.
- SOUZA, C. E. N. et al. The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. **Science of The Total Environment**, v. 481, p. 108–113, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.019>.
- SPANNL, S. et al. Climate variability, tree increment patterns and ENSO-related carbon sequestration reduction of the tropical dry forest species *Loxopterygium huasango* of Southern Ecuador. **Trees**, v. 30, n. 4, p. 1245–1258, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1362-0>.
- STYCH, P. et al. Evaluation of the Influence of Disturbances on Forest Vegetation Using the Time Series of Landsat Data: A Comparison Study of the Low Tatras and Sumava National Parks. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 8, n. 2, p. 71, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijgi8020071>.
- SUPRIYADI, E. Perbandingan metode partial least square (PLS) dan principal component regression (PCR) untuk mengatasi multikolinearitas pada model regresi linear berganda. **Unnes Journal of Mathematics**, v. 6, n. 2, p. 117–128, 2014. <https://doi.org/10.15294/UJM.V6I2.11819>.
- TAIZ, L. et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. [S.l.]: Artmed Editora, 2017.
- TITOLO, A. Use of Time-Series NDWI to Monitor Emerging Archaeological Sites: Case Studies from Iraqi Artificial Reservoirs. **Remote Sensing**, v. 13, n. 4, p. 786, 2021. <https://doi.org/10.3390/rs13040786>.
- TOILLON, J. et al. Planting density affects growth and water-use efficiency depending on site in *Populus deltoides* × *P. nigra*. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 345–354, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.017>.
- XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025–3033, 2006. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>.
- XUE, H. et al. Spatial distribution of light interception by different plant population densities and its relationship with yield. **Field Crops Research**, v. 184, p. 17–27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.09.004>.

CONCLUSÕES GERAIS

Com base na análise cienciométrica, observa-se a crescente atenção à dinâmica das florestas tropicais secas no contexto global, com uma produção científica em expansão, refletindo o crescente interesse pelos impactos das mudanças climáticas e eventos de seca sobre esses ecossistemas. No entanto, ressalta-se a importância da intensificação de colaboração internacional e a necessidade de aprofundar o conhecimento sobre a dinâmica de crescimento e a composição florística dessas florestas.

A dinâmica florística e fitossociológica das áreas de estudo indicou que, apesar de não ocorrerem mudanças drásticas na composição florística, as secas prolongadas afetaram significativamente a estrutura das comunidades.

A mortalidade de algumas espécies, como *Mimosa ophthalmocentra*, foi elevada, enquanto outras, como *Cenostigma bracteosum*, demonstraram maior resiliência, refletindo a adaptação das espécies à escassez hídrica. A competição por recursos durante os períodos de seca foi um fator determinante para o ingresso de novas espécies, com destaque para as espécies colonizadoras, como *Jatropha mollissima*.

A mortalidade, o ingresso e o crescimento de indivíduos arbustivo-arbóreos estão fortemente ligados aos eventos de seca registrados, evidenciando o impacto direto do déficit hídrico na dinâmica da vegetação. A influência das secas no ingresso, mortalidade e crescimento indicou forte capacidade de adaptação da *Cenostigma bracteosum*.

Os maiores valores de área basal, biomassa e densidade de árvores foram registrados na Área 2, considerada mais conservada devido à ausência de exploração recente. No entanto, ao longo dos anos, houve uma redução desses valores na área. Por outro lado, na Área 1, observou-se um aumento na área basal e biomassa, mesmo durante os anos de seca, o que pode ser explicado pela menor competição por recursos devido à menor densidade de árvores.

Os índices de vegetação, como o NDVI e o NDWIveg, forneceram importantes *insights* sobre como a vegetação nativa de florestas secas responde a condições ambientais e climáticas. O NDVI refletiu variações na densidade e vitalidade da vegetação arbórea, enquanto o NDWIveg correlacionou-se com a disponibilidade hídrica para a vegetação. Contudo, os índices físicos e hidrológicos analisados não apresentaram um poder preditivo considerável para estimar variáveis como área basal, biomassa e número de árvores.

Os resultados observados neste estudo reforçam a importância de considerar as condições ambientais, especialmente a disponibilidade hídrica, no planejamento de estratégias de manejo e conservação das florestas tropicais secas. O monitoramento contínuo da dinâmica

dessas florestas, com ênfase na análise das interações ecológicas e nos efeitos das secas prolongadas, é crucial para garantir a sustentabilidade desses ecossistemas. Além disso, a adoção de práticas de manejo adaptativo e a restauração de áreas degradadas podem contribuir para mitigar os efeitos das mudanças climáticas, promovendo a recuperação da biodiversidade e a preservação dos serviços ecossistêmicos essenciais à região.

Ressaltam, ainda, a necessidade de revisão do atual ciclo de corte aplicado nos planos de manejo do estado de Pernambuco, em função dos impactos das secas prolongadas nas florestas tropicais secas. A adaptação das estratégias de manejo é fundamental para garantir a sustentabilidade das comunidades vegetais, levando em consideração a resiliência das espécies mais adaptadas ao estresse hídrico, como *Cenostigma bracteosum*, e a necessidade de proteger as áreas mais vulneráveis. A revisão do ciclo de corte deve ser feita com base em estudos contínuos sobre a dinâmica de crescimento, mortalidade e ingresso das espécies.