

**ANDERSON FRANCISCO DA SILVA**

**ESTRUTURA E DINÂMICA RELACIONADAS A FATORES  
AMBIENTAIS EM FLORESTA SECA SUBMETIDA AO MANEJO  
FLORESTAL**

**Recife  
Pernambuco – Brasil  
Junho-2023**

**ANDERSON FRANCISCO DA SILVA**

**ESTRUTURA E DINÂMICA RELACIONADAS A FATORES  
AMBIENTAIS EM FLORESTA SECA SUBMETIDA AO MANEJO  
FLORESTAL**

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

**Orientador:**

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

**Co-orientadores:**

Prof. Dr<sup>a</sup> Mayara Dalla Lana

Prof Dr. José Aleixo Antônio da Silva.

**Recife**  
**Pernambuco – Brasil**  
**Junho - 2023**

Dados Internacionais de Catalogação  
na Publicação Universidade Federal  
Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos  
pelo(a) autor(a)

---

S586e da silva, anderson francisco  
ESTRUTURA E DINÂMICA RELACIONADAS A FATORES AMBIENTAIS EM FLORESTA SECA  
SUBMETIDA AO MANEJO FLORESTAL / anderson francisco da silva. - 2023.  
118 f. : il.

Orientador: Rinaldo Luiz  
Caraciolo Ferreira.  
Coorientadora: Mayara dalla  
Lana.  
Inclui referências.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Florestais, Recife, 2023.

1. Corte raso. 2. Manejo florestal. 3. Perfilhos. 4. Rebrotas. I. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo,  
orient. II. Lana, Mayara dalla, coorient. III. Título

---

CDD 634.9

**ANDERSON FRANCISCO DA SILVA**

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE UMA FLORESTA TROPICAL SECA APÓS  
PRESCRIÇÃO DE CORTE RASO NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Aprovada em 22/06/2023

Banca examinadora:

---

Pós-Dr. Mayara Maria de Lima Pessoa  
Universidade Federal Campina Grande

---

Profº Dr. Robson Borges de Lima  
Universidade Estadual do Amapá

---

Profº Dr. Emanuel Araujo Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

---

Profº Dr. Richeliel Albert Rodrigues Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientador:

---

Profº Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife  
Pernambuco – Brasil  
Junho - 2023

*Dedico esta Tese aos meus pais, Gleice Maria e Adilson Francisco, os quais merecem muito mais por estarem sempre ao meu lado lutando pelo meu futuro, aos meus irmãos e também aos meus sobrinhos Augusto César e Sofia Cecília.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus por estar sempre presente em cada momento de minha vida, me protegendo e me fortalecendo em momentos muito difíceis;

Em especial aos meus pais Adilson Francisco e Gleice Maria por me conduzirem seus princípios, pelos seus carinhos, pela educação a qual me instruíram, pela paciência com minha pessoa e por tudo que passamos juntos até os dias de hoje;

Ao meu irmão Ailton Francisco e em especial ao meu sobrinho Augusto César que há dez anos nos enche de felicidades e estresse.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE pela oportunidade de cursar o doutorado, a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado e Pernambuco (FACEPE) pela concessão da bolsa e a Agrimex S. A. por ceder a área de estudo.

Ao meu orientador Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira, pela paciência, compreensão, amizade; aos meus coorientadores Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva e Prof<sup>a</sup>. Dra Mayara Dala Lana pelas sugestões e oportunidade de aprimorar meus conhecimentos.

Agradeço também pelas contribuições e ajuda de campo dos mateiros Ademir, José, Danilo, Marcelo, Iranilson, Daniel e aos companheiros da UFRPE, Lucas Lima, Yasmim, Divani, Xico, Rodrigo, Gisele Lemos, Géssyca Sena, Djailson Junior e Tarcísio que colaboraram muito para realização da pesquisa. Aos amigos da pós-graduação, Jhonatthan Santos, Lidiana Ralph, César Borges, Leandro Lima, Nattan Castro, Nailson, Tamires Leal, que foram parceiros demais nesses anos de convivência;

E por fim e não menos importante a família LabMFN que passou por todas as adversidades dentro e fora da Instituição (até não fazendo mais parte dela), pelo companheirismo, carinho, discussões e por todo amor envolvido nesses 12 anos de academia, agradeço imensamente a Iran Lopes, Cinthia Pereira, Nattan Santos, Cybelle Souto, Robson Lima, Pedro Interaminense, Josias Divino, Sandra Porfírio, Mayara Pessoa, João Matheus e Victor Silva.

Sou eternamente grato a todos vocês, deixo aqui meu muito obrigado!

SILVA, ANDERSON FRANCISCO DA. Estrutura e dinâmica relacionadas a fatores ambientais em floresta seca submetida ao manejo florestal. 2022. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Co-orientadores: Mayara Dalla Lana, José Antônio Aleixo da Silva.

## RESUMO

A vegetação nativa da Caatinga abriga uma das maiores fonte de renda para a região semiárida do Brasil e, apesar de suas limitações quali-quantitativas, principalmente após a colheita da madeira, as espécies tendem a se regenerar por meio de rebrotas oriundas de raízes e cepas. O trabalho objetivou analisar a regeneração de espécies arbustiva-arbóreas a partir de cepas, bem como a composição estrutural e o crescimento da vegetação, a fim de compreender a capacidade de reposição florestal das espécies nativas, como possibilidade de proteção e cobertura do solo em uma área de caatinga, sob plano de manejo. A pesquisa foi realizada na Fazenda Itapemirim, em Floresta - PE e Betânia - PE, em uma área que foi submetida a prescrição de corte raso no ano de 2013, com área de 59,22 hectares. Foram utilizados dados oriundos de 18 parcelas permanentes instaladas em 2015 e de outras 18 instaladas em 2018 com dimensão de 20 m x 20 m onde foram remensurados até 2021. Foi calculado: fitossociologia, distribuição de circunferência e altura, dinâmica de crescimento, análise estatística para verificação de normalidade dos dados e utilização do teste não paramétrico e análise de modelagem, este, onde o algoritmo Random Forest foi utilizado para modelar a relação entre variáveis ambientais (variáveis foram obtidas por meio de sensoriamento remoto por imagem de satélite MODIS em formato *raster*) e número de perfilhos por cepas. As espécies *Cegnostigma bracteosum* e *Cnidocolus quercifolius* apresentaram maiores densidades e apresentou dinâmica de ingressos e mortalidade no sistema com as espécies *Pseudobombax marginatum* e *Erythrostemon calycinus* respectivamente. Mais de 50% dos fustes estão distribuídos entre a I e IV classe de CAB das cepas, configurando assim, a forma do *J* invertido, distribuição normal em florestas nativas. Várias espécies apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento, porém, no geral, esses valores não afetaram diretamente os resultados dos Crescimentos bruto e líquido, pois, houve mais recrutamento do que mortalidade e que o incremento periódico médio anual encontrado foi de  $0,4551 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , independente das espécies e dos anos avaliados. Os dados não apresentaram diferença significativa entre as mudanças líquidas entre os períodos, logo, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis demonstrou que não existe diferença significativa entre os períodos avaliados, O modelo Random Forest (RF) ajustado apresentou um erro para estimativa de número de perfilhos que variou entre 2513,9 à 2902,5, tendo 2018 com menor valor, isto implica que, o intervalo obteve a melhor precisão preditiva do modelo. As análises preditivas entre os dados estimados e observados apresentam relação positiva com grau de aderência superior a 0,65, tendo 2021 com maior  $R^2$  (0,80). A análise de importância indica que as variáveis ambientais influenciam de forma diferente a quantidade de perfilhos nos diferentes anos. Enquanto as variáveis ambientais associadas a distúrbios foram mais relevantes para a quantidade de rebrotas nos anos de 2018 e 2019, as variáveis associadas a disponibilidade de recursos e variáveis da árvore (altura e circunferência) foram mais relevantes para o número de perfilhos das árvores nos anos de 2020 e 2021. Com base nisto foi possível concluir que, para as quatro situações avaliadas a composição florística da área não apresentou mudanças drásticas entre os intervalos e que o uso do modelo Random Forest atendeu o propósito de verificar o efeito das variáveis ambientais na quantidade de rebrota e isso demonstra que a comunidade apresenta um lento crescimento e com dificuldade em alcançar sua resiliência, isto, devido interação direta dos fatores edafomáticos e ações antrópicas.

**Palavras chave:** Corte raso, Manejo florestal, Perfilhos, Rebrotas.

SILVA, ANDERSON FRANCISCO DA. Structure and dynamics related to environmental factors in dry forest subjected to forest management. 2022. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Co-orientadores: Mayara Dalla Lana, José Antônio Aleixo da Silva.

## **ABSTRACT**

The native vegetation of the Caatinga is home to the largest source of income for the semi-arid region of Brazil. Despite its qualitative and quantitative limitations, especially after wood harvesting, the species tend to regenerate abundantly through seed germination or sprouting from roots and stumps. The objective of this study was to analyze the regeneration of shrub-tree species from stumps, as well as the structural composition and growth of the vegetation, in order to understand the capacity for forest recovery of native species and their potential for soil protection and coverage in a Caatinga area under a management plan. The research was conducted at Fazenda Itapemirim in Floresta - PE and Betânia - PE, in an area that underwent clear-cutting in 2013, covering 59.22 hectares. Data from 18 permanent plots installed in 2015 and another 18 installed in 2018, each measuring 20 m x 20 m, were remeasured until 2021. Phytosociology, statistical analysis, and sample sufficiency were calculated, as well as circumference and height distribution, growth dynamics, statistical analysis to check for data normality, and the use of non-parametric testing and modeling analysis. In the modeling analysis, the Random Forest algorithm was used to model the relationship between environmental variables (obtained through remote sensing using MODIS satellite imagery in raster format) and the number of shoots per stump. The species *Cegnostigma bracteosum* and *Cnidocolus quercifolius* had higher densities, and they exhibited dynamics of recruitment and mortality in the system, with species *Pseudobombax marginatum* and *Erythrostemon calycinus*, respectively. More than 50% of the stems were distributed between CAB classes I and IV for the stumps, forming an inverted J-shaped distribution, which is normal in native forests. Several species showed negative values in growth dynamics, but overall, these values did not directly affect gross and net growth results, as there was more recruitment than mortality. The average annual net increment found was 0.4551 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, regardless of species and years evaluated. The data showed no significant difference in net changes between the periods, as the non-parametric Kruskal-Wallis test demonstrated that there is no significant difference between the evaluated periods. The adjusted Random Forest (RF) model had an error for estimating the number of shoots ranging from 2513.9 to 2902.5, with 2018 having the lowest value, implying that this interval achieved the best predictive accuracy of the model. Predictive analyses between estimated and observed data showed a positive relationship with an adherence degree exceeding 0.65, with 2021 having the highest R<sup>2</sup> (0.80). The analysis of importance indicated that environmental variables influenced the number of shoots differently in different years. Environmental variables associated with disturbances were more relevant for shoot quantity in 2018 and 2019, while variables associated with resource availability and tree variables (height and circumference) were more relevant for the number of tree shoots in 2020 and 2021. Based on this, it was possible to conclude that for the four situations evaluated, the floristic composition of the area did not undergo drastic changes between intervals. The use of the Random Forest model served the purpose of verifying the effect of environmental variables on shoot quantity, demonstrating that the community has slow growth and difficulty in achieving resilience, primarily due to the direct interaction of edaphic factors and human actions.



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de CAB (cm) e de altura de cepas (cm) utilizadas para a análise da distribuição diamétrica e correlação entre variáveis ambientais e números de perfilhos para a comunidade florestal na área submetida ao plano de manejo florestal, no município de Floresta-PE. ....	34
Tabela 3 – Listagem florística de uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta, PE.....	38
Tabela 4 - Estimativa dos parâmetros estruturais do inventário florestal (cinco anos antes do corte do primeiro talhão) utilizado para realização do plano de manejo florestal, Floresta - PE.....	39
Tabela 5 – Estimativa dos parâmetros estruturais dos perfilhos inventariados nos anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta – PE. ....	42
Tabela 6 – Estimativa dos parâmetros estruturais dos indivíduos regenerantes inventariados nos anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta - PE. ....	47
Tabela 7 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos dos indivíduos remanescentes inventariados nos períodos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta - PE. ....	56
Tabela 8 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2015-2018 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de Floresta- PE. ....	65
Tabela 9 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2018-2019 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta- PE. ....	68
Tabela 10 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2019-2020 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta- PE. ....	70
Tabela 11 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2020-2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de Floresta – PE.....	73
Tabela 12 – Incrementos periódicos anuais dos perfilhos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável entre os anos de 2015, 2018, 2019, 2020 e 2021, no município de Floresta – PE. ....	74
Tabela 13 – Valores de Shapiro-Wilk para mudança líquida entre períodos avaliados de uma área submetida ao manejo florestal no município de Floresta – PE. ....	75
Tabela 14 – Resultado da análise não paramétrica ( <i>Kruskal-Wallis</i> ) para mudança líquida entre os intervalos de 2015-2018; 2018-2019, 2019-2020 e 2020-2021 obtidos por meio da dinâmica florestal de uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE. ....	79

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Modelo de floresta aleatória. Exemplo de processos de treinamento e classificação usando floresta aleatória. A) Cada árvore de decisão no <i>ensemble</i> é construída sobre uma amostra de <i>bootstrap</i> aleatória dos dados originais, que contém exemplos positivos (rótulos verdes) e negativos (rótulos vermelhos). B) A previsão de classe para novas instâncias usando um modelo de floresta aleatória é baseada em um procedimento de votação majoritária entre todas as árvores individuais. Fonte: adaptado de MACHADO; MENDOZA; CORBELLINI (2015). .....	<b>28</b>
<b>Figura 2</b> – Localização da área de estudo, no município de Floresta, estado de Pernambuco. ....	<b>29</b>
<b>Figura 3</b> – Precipitação anual acumulada (mm) nos anos de 2001 a 2021, Floresta – PE. Fonte: Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2021). ....	<b>30</b>
<b>Figura 4</b> – Disposição das parcelas em campo na fazenda Itapemirim em Floresta, PE. ....	<b>31</b>
<b>Figura 5</b> – Cepa viva com perfilhos (A) e indivíduo regenerante (B) identificados no levantamento florístico em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta – PE. ....	<b>32</b>
<b>Figura 6</b> – Distribuição do número de espécies de regenerantes nas unidades amostrais em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE. ....	<b>53</b>
<b>Figura 7</b> – Distribuição do número de espécies de remanescentes nas unidades amostrais em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE. ....	<b>61</b>
<b>Figura 8</b> – Distribuição de circunferência na base (A) e de altura da base (B) de cepas inventariados em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta – PE. ....	<b>63</b>
<b>Figura 9</b> – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2015-2018) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de, Floresta- PE. ....	<b>66</b>
<b>Figura 10</b> – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2018-2019) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de, Floresta – PE. ....	<b>68</b>

<b>Figura 11</b> – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2019-2020) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.....	<b>71</b>
<b>Figura 12</b> – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2020-2021) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.....	<b>72</b>
<b>Figura 13</b> – Representação gráfica do teste de normalidade de Shapiro-Wilk, com histogramas e Q-Q plot para os períodos estudados de uma comunidade vegetal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE. ....	<b>77</b>
<b>Figura 14</b> – Gráfico Box-Plot para a mudança líquida em função dos intervalos avaliados em uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE.....	<b>78</b>
<b>Figura 15</b> – Número de perfilhos observadas versus estimativas pelos modelos RF para os anos 2018 (A), 2019 (B), 2020 (C) e 2021 (D). Isso mostra a relação entre as estimativas de rebrotas previstas e os totais relatados por hectare. A linha reta indica o melhor ajuste previsto para cada caso ( $r_{\text{average}} = 0.89$ , $p < 0.001$ ). ....	<b>80</b>
<b>Figura 16</b> – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2018. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF. ....	<b>82</b>
<b>Figura 17</b> – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2019. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF. ....	<b>84</b>
<b>Figura 18</b> – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2020. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF. ....	<b>86</b>
<b>Figura 19</b> – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2021. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF. ....	<b>88</b>

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>Equação 1</b>	Densidade absoluta.....	<b>33</b>
<b>Equação 2</b>	Densidade relativa.....	<b>33</b>
<b>Equação 3</b>	Frequência absoluta.....	<b>33</b>
<b>Equação 4</b>	Frequência relativa.....	<b>33</b>
<b>Equação 5</b>	Dominância absoluta.....	<b>34</b>
<b>Equação 6</b>	Dominância relativa.....	<b>34</b>
<b>Equação 7</b>	Valor de importância.....	<b>34</b>
<b>Equação 8</b>	Valor de cobertura.....	<b>34</b>
<b>Equação 9</b>	Crescimento bruto incluindo o ingresso.....	<b>35</b>
<b>Equação 10</b>	Crescimento bruto excluindo o ingresso.....	<b>35</b>
<b>Equação 11</b>	Crescimento líquido incluindo o ingresso.....	<b>35</b>
<b>Equação 12</b>	Crescimento líquido excluindo o ingresso.....	<b>35</b>
<b>Equação 13</b>	Incremento periódico anual.....	<b>35</b>
<b>Equação 14</b>	Teste de Shapiro-Wilk.....	<b>36</b>
<b>Equação 15</b>	Teste de Kruskal-Wallis.....	<b>36</b>

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	8
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	9
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	10
<b>LISTA DE EQUAÇÕES</b> .....	12
<b>1.INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2.OBJETIVOS</b> .....	17
<b>3.HIPÓTESES</b> .....	17
<b>4.REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	17
4.1.FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTSS).....	17
4.2.CAATINGA .....	19
4.3.MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (MFS) .....	21
4.4.REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS) .....	23
4.5.BANCO E REGENERAÇÃO DE SEMENTES EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS) .....	24
4.6.REGENERAÇÃO POR REBROTAS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS) .....	25
4.7.MODELAGEM EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS) .....	26
<b>5.MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	28
5.1.CARACTERÍSTICAS DA ÁREA .....	28
5.2.AMOSTRAGEM E COLETA DOS DADOS .....	30
5.3.ANÁLISE DOS DADOS .....	33
5.3.1.ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO .....	33
5.3.2.DISTRIBUIÇÃO DE CIRCUNFERÊNCIA E DE ALTURA .....	34
5.3.3.DINÂMICA DE CRESCIMENTO .....	34
5.3.4.ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS .....	35
5.3.5.MODELAGEM DAS VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS E AMBIENTAIS ....	36
<b>6.RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	37
6.1.FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA ..	37
6.2.DISTRIBUIÇÃO DE CIRCUNFERÊNCIA E ALTURAS .....	62
6.3.DINÂMICA DE CRESCIMENTO .....	64

6.3.1.INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) .....	73
6.4.ESTATÍSTICA (NORMALIDADE DOS DADOS E CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS) .....	75
6.5.MODELAGEM DOS PERFILHOS (REBROTAS) .....	79
6.5.1.INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS NO NÚMERO DE PERFILHOS (REBROTAS) .....	80
<b>6.CONCLUSÃO</b> .....	<b>89</b>
<b>7.CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>89</b>
<b>8.REFERÊNCIAS</b> .....	<b>90</b>

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais secas constituem 44% das regiões tropicais florestais do mundo (BASTIN *et al.*, 2017), no entanto, poucos estudos tratam de fatores que influenciam a sua dinâmica. Uma série de fatores, incluindo ações antrópicas (agricultura, pecuária, ocupação urbana e industrial), variabilidade no clima, herbivoria por animais, incêndios florestais e práticas de manejo florestal são alguns dos fatores que influenciam diretamente na dinâmica da vegetação desses ecossistemas. No Brasil, a caatinga é a vegetação predominante na região semiárida e apresenta problemas semelhantes às outras florestas tropicais secas do mundo.

Um dos grandes problemas em florestas tropicais secas é o pouco entendimento de seus processos de sucessão ecológica, já que após intervenções silviculturais, o seu manejo é baseado, principalmente, na dinâmica da regeneração natural para recomposição da sua composição florística, diversidade e estrutura, seja por germinação de sementes (chuva e banco de sementes) e, ou rebrotas (de raízes e cepas). Vale salientar que na regeneração da caatinga, a população de algumas espécies lenhosas se regenera muito lentamente, não acompanhando o ritmo com que são exploradas. Alguns estudos fitossociológicos têm revelado que locais submetidos a corte são representados, em sua maioria, por poucas espécies (SAMPAIO *et al.*, 1997; ALVES JUNIOR *et al.*, 2013; FERRAZ *et al.*, 2014; LIMA *et al.*, 2021).

A capacidade de rebrota é um reconhecido mecanismo de regeneração em florestas secas a ser considerado para sua recuperação e, ou recomposição, devendo ser abordada como um ambiente particular (VIEIRA; SCARIOT, 2006). No entanto, a rebrota de espécies arbustivo-arbóreas após passar por algum processo de distúrbio tem sido pouco estudada, apesar de sua ocorrência ser comum em florestas tropicais secas e sendo uma ferramenta útil para o entendimento da regeneração delas (KENNARD *et al.*, 2002).

O principal objetivo do manejo de florestas tropicais é uma população que seja autossustentável ao ponto de se manter resiliente a distúrbios naturais e antrópicos, com isso a regeneração natural, especialmente pela rebrota de cepas, é uma forma passiva rápida e eficaz de recomposição florestal, em áreas que passaram por distúrbios de pequena escala, promovida pela aceleração de brotação de toco e raízes, características específicas de cada espécie (CHAZDON, 2016).

Algumas espécies arbustivo-arbóreas como, *C. bracteosum*, *A. pyrifolium*, *M. ophthalmocentra* e entre outras, apresentam características correlacionadas a determinados fatos preponderantes sobre a capacidade em que as cepas rebrotam ao longo do tempo para sobreviver, dentre elas o estágio de crescimento em que o indivíduo sofre o corte (COSTA *et*

*al.*, 2012; SOUZA *et al.*, 2012). Outros fatores que comprometem diretamente a persistência e capacidade de rebrota de uma espécie são os estoques de nutrientes presentes na planta, altura do corte ou lesão e por fim os abióticos como as variações climáticas (TEWARI *et al.*, 2004).

Em ambientes onde a vegetação sofre danos decorrente de distúrbios como, incêndios, herbivoria, corte, entre outros fatores naturais ou antrópicos, a capacidade de rebrota de espécies lenhosa é importante para a continuidade das florestas (HIGGINS *et al.*, 2000; BOND; MIDGLEY, 2001). Diante disso, a rebrota é o mecanismo alternativo mais rápido em que as floresta (em questão as tropicais secas) podem se recompor e amenizar os impactos causados por ações naturais ou antrópicas, tendo em vista que a recuperação por meio de sementes é lenta (KHURANA; SINGH, 2001).

Especificamente no semiárido de Pernambuco, na área de estudo do presente trabalho, pouco se sabe sobre o comportamento de espécies arbustivo-arbóreas após distúrbios quanto a possibilidade de emissão de rebrotas de cepas e novos indivíduos regenerantes, bem, como de remanescentes do corte e, especialmente, quanto ao tempo necessário para a recuperação da floresta quanto sua composição florística, estrutura horizontal (densidade, frequência, dominância e valor de importância) e paramétrica (área basal, biomassa, estrutura diamétrica, etc), antes do distúrbio. Logo, faz-se necessário compreender a dinâmica de crescimento da floresta submetida a distúrbios, em especial no caso de corte raso.

Considerando a caatinga, pouco se sabe também a respeito do histórico de uso da terra e sua influência na dinâmica da regeneração natural de formações florestais. Para Foster *et al.* (2003) fatores, como os efeitos atuais e históricos da atividade humana, apresentam marcas de alguma história cultural. Logo, o reconhecimento de que os legados de uso do solo têm um efeito persistente, bem como, a compreensão deste histórico, podem subsidiar o entendimento da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas, bem como, auxiliar na predição de modelos para o manejo e a conservação dessas áreas.

Pouco se sabe também a respeito do histórico de uso do solo, bem como ele irá influenciar na dinâmica da regeneração natural de formações florestais, como por exemplo, as da Caatinga. Para Foster *et al.* (2003) considerando uma série de fatores, tais como os efeitos atuais e históricos da atividade humana, a maioria das áreas tem marcas de alguma história cultural, logo, o reconhecimento de que os legados de uso do solo têm um efeito persistente, bem como, a compreensão deste histórico, podem subsidiar o entendimento da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas, bem como, auxiliar na predição de modelos para o manejo e a conservação dessas áreas.



## 2. OBJETIVOS

Diante do exposto, o objetivo geral desse estudo foi analisar a rebrota de espécies arbustiva-arbóreas a partir de cepas, a estrutura e o crescimento da vegetação em uma área de caatinga sob plano de manejo sustentável no município de Floresta, PE.

Os objetivos específicos foram:

- Analisar no tempo os parâmetros estruturais da vegetação para avaliar o desenvolvimento da comunidade após corte;
- Correlacionar a altura e diâmetro médio de cepas com a quantidade de perfislos da comunidade em diferentes períodos;
- Identificar as variáveis ambientais que melhor explicam o comportamento da abundância de rebrota das três espécies de maior densidade por meio do algoritmo *Random forest*;
- Identificar qual o melhor modelo que descreve a relação entre a abundância de rebrota de cada espécie e covariáveis ambientais.

## 3. HIPÓTESES

- Após o corte, ao longo do tempo, a comunidade arbórea apresenta capacidade de restaurar sua estrutura e diversidade por meio de rebrotas de suas cepas.
- Variáveis ambientais têm efeito sobre a abundância de rebrota da espécie arbustivo-arbórea.
- Existem relações entre as variáveis dendrométricas e ambientais.

## 4. REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1. FLORESTAS TROPICAIS SECAS (FTSS)

Florestas tropicais secas são aquelas em que apresentam “clima tropical, com chuvas de verão, um período seco de 5 a 8 meses e precipitação anual variando de 500 a 1500 mm”. No entanto, qualquer que seja a definição, o clima atual não define a biogeografia das florestas tropicais secas, particularmente no contexto de futuras mudanças climáticas sem precedentes (SUNDERLAND *et al.*, 2015).

Por outro lado, as florestas secas, quando comparadas com as florestas úmidas, foram dispensados os menores esforços para conhecimento de suas potencialidades e de sua gestão, a partir de uma equivocada percepção de pobreza de seus recursos (LEMENIH; ALLAN; BIOT,

2015; BASTIN *et al.*, 2017). Isto porque na valoração dessas florestas se computava apenas a colheita de sua madeira ou conversão em terras agrícolas (GODOY *et al.*, 1993), desprezando-se seus múltiplos benefícios (CAMPBELL *et al.*, 2002), como, por exemplo, serviços ecossistêmicos e produtos não madeireiros.

As florestas tropicais sazonalmente secas correspondem a 27% das florestas mundiais e a sua maior cobertura relativa está nas Américas (FAO, 2019), cujos domínios das FTSS estão em distintas fases sucessionais (BANDA *et al.*, 2016), com predominância de um clima semiárido quente (tipo BSh), precipitação anual variando entre 450 a 1800 mm e a temperatura superior a 18 °C (ALVARES *et al.*, 2013; BANDA, 2016). Estas áreas apresentam secas sazonais (SILVA; SOUZA, 2018), devido às fortes exposições de radiação solar e, conseqüentemente, elevadas taxas de evapotranspiração e chuvas de forma irregulares (MORO *et al.*, 2016).

Na América do Sul, as FTSS se encontram ao norte da Colômbia, norte da Venezuela, norte da Argentina, oeste do Paraguai, leste da Bolívia e nordeste do Brasil (MARIANO, 2014). Porém, é no semiárido do nordeste do Brasil em que está a maior área contínua de FTSS com cerca de 800.000 km<sup>2</sup> (MORO *et al.*, 2016; SILVA; SOUZA, 2018; DEXTER *et al.*, 2018) e distribuídas em pequenas áreas ao longo do cerrado, no estado de Minas Gerais.

As florestas tropicais secas têm uma menor diversidade quando comparadas as florestas úmidas, devido à alta temperatura e baixa precipitação pluviométrica, pois influenciam nas características fenotípicas e fisiológicas, fazendo com que as espécies arbustivo-arbóreas tenham uma menor área transversal (MURPHY; LUGO, 1986; JOLY *et al.*, 1999).

Entre as FTSS brasileiras se destacam os biomas Caatinga e Cerrado, mas também incluem as Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais, marcadas por uma estação seca bem definida (GONÇALVES, 2015; MARINHO, 2015). Os solos presentes nas florestas tropicais secas, possuem uma boa fertilidade, o que leva a uma desordem na sua ocupação, com aumento potencial do uso do solo para culturas agrícolas e exploração florestal para diversos fins (energia, serraria etc), intensificando-se a mudanças de uso da área e dos seus recursos naturais (BLACKIE *et al.*, 2014; ARAÚJO *et al.*, 2016). No caso da Caatinga, embora já tenha aproximadamente 46% da sua área suprimida, ela é ainda pouco estudada, assim como o restante das FTSS (BLACKIE *et al.*, 2014), ela apresenta maior índice de diversidade quando comparado as outras FTSS, com aproximadamente 23% de suas espécies sendo endêmicas (FERNANDES; QUEIROZ, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2017).

As florestas tropicais secas têm fortes características intrínsecas, que são: déficit hídrico, elevadas temperaturas devido à forte contribuição da incidência solar e, como consequência,

alto grau de evaporação no ecossistema local (ANDRADE *et al.*, 2017). O déficit pluviométrico e o aumento da aridez traz consigo um potencial degradação do ambiente, junto ao mal uso da terra, devida a uma concentração nessas áreas das necessidades de recursos hídricos, produção de alimentos e de renda (MARENGO *et al.*, 2017). Logo, as áreas de FTSS se deparam em situações conflitantes com atividade antrópicas (BANDA *et al.*, 2016), devido as condições de solo apresentarem alta fertilidade, mesmo com baixos índices pluviométricos e altas temperaturas (ARAÚJO-FILHO, 2013; APGAUA *et al.*, 2014).

Assim, há necessidade de mais estudos voltados para as FTSS, pois, a compreensão da influência dos fatores edáficos, climáticos, topográficos, do histórico de uso da terra, podem modificar a fisionomia da vegetação, ocasionando uma distinção entre os estágios de preservação, acarretando variações, do porte de composição florística e até mesmo de estruturas (MENINO *et al.*, 2015; MORO *et al.*, 2016)

#### 4.2. CAATINGA

O semiárido brasileiro é caracterizado por formações arbóreo-arbustivas denominadas genericamente de Caatinga, ocorrendo desde o estado do Piauí ao norte de Minas Gerais (LEAL *et al.*, 2005). Também conhecida como “mata branca”, devido à ausência de folhagem nas estações secas, a Caatinga apresenta uma grande diversidade de tipologias florestais, com variedades de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas de pequeno porte, com representantes das famílias cactáceas e bromeliáceas (IBGE, 2012).

A Caatinga apresenta forte endemismo, com uma grande variedade de espécies (RODAL; SAMPAIO; FIGUEREDO, 2013), que são tipicamente adaptadas às condições extremas das estações secas, que confere características fenotípicas comum às regiões desérticas, como a presença de espinhos nos caules (ARAUJO *et al.*, 2017), com representação florística de aproximadamente 4.657 espécies, das quais 913 são endêmicas, apresentando maior diversidade das famílias Leguminosae, Poaceae, Asteraceae e Euphorbiaceae (BFG, 2015). Em comparação com outras vegetações de ambientes semiáridos, a Caatinga pode ser considerada uma das mais diversas do mundo (SILVA, 2003).

A vegetação do semiárido brasileiro tem sido explorada desde os primórdios da colonização, sendo amplamente utilizada pelas comunidades locais como uso medicinal popular, onde a partir da utilização de produtos advindos da vegetação, foram desenvolvidas técnicas fitoterápicas (GOMES *et al.*, 2008).

Geomorfologicamente, a Caatinga é dividida em vários setores pedológicos, em alguns locais considerados solos rasos em comparação com os de outros biomas, sendo comum para

essas áreas, altos índices de salinidade decorrentes da baixa precipitação e alta taxa de evaporação (RIBEIRO *et al.*, 2017). Devido à baixa profundidade da camada de solo, algumas áreas apresentam intensos afloramentos rochosos, fator que dificulta a retenção de água, onde a profundidade de biomassa acima do solo disponível define quais regiões possuem maior densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos (ALVES JUNIOR, 2010).

O sistema de chuvas do semiárido é muito complexo e varia de acordo com a disposição orográfica, com chuvas concentradas em poucos meses dos anos chuvosos alternando irregularmente com anos de seca, onde as médias oscilam de pouco menos de 300mm, na região dos Cariris Velhos na Paraíba, até pouco mais de 1.000mm, nas zonas limítrofes do bioma, essas consideradas zonas de transições em área mais úmidas (SAMPAIO, 2010). As temperaturas médias anuais da caatinga normalmente são elevadas, com valores entre 26 e 28°C, porém, em áreas acima de 250m de altitude as médias anuais de temperatura diminuem para 20 - 22°C (LEAL *et al.*, 2005).

Entre as regiões semiáridas do mundo, a Caatinga é uma das mais povoadas, onde a economia está fortemente relacionada ao uso e exploração da terra, que por sua vez acarreta impactos ambientais e consequências negativas sobre a conservação ecológica dessas áreas (SAMPAIO, 2010). Atualmente, os remanescentes florestais se encontram sobre forte pressão antrópica, seja por extração de lenha, pecuária, mineração ou caça, impactando nos serviços ecossistêmicos, no desmatamento, na redução drástica de habitats, além do risco de extinção de espécies, sejam ela de origem animal ou vegetal (HADDAD *et al.*, 2015; CHAZDON; URIARTE, 2016; WATSON *et al.*, 2016; AYRAM *et al.*, 2019)

Apesar do seu forte endemismo e comprovada relevância social para a economia local, a Caatinga é um dos biomas brasileiros mais negligenciados do ponto de vista da conservação, uma vez que apenas 1,5% de seu território se encontra sob regime de proteção integral (SILVA *et al.*, 2018). Diante do exposto, o cenário futuro da Caatinga se mostra um tanto pessimista, uma vez que o bioma possui áreas críticas em processo de desertificação (SAMPAIO, 2010).

Frente às alterações climáticas, a comunidade científica aponta que a Caatinga parece ser o sistema natural que mais sentirá as consequências negativas desse processo, principalmente sobre a população, uma vez que nas projeções se estima a redução de áreas agricultáveis e mudança no regime de chuva da região do semiárido, fazendo-se necessários estudos que fortaleçam o conhecimento da dinâmica ambiental da região, para propor diretrizes e políticas públicas que permitam gerar adaptação a essas adversidades vindouras, através do estabelecimento de áreas prioritárias para o implemento de ações de conservação (ALBUQUERQUE; MELO, 2018).

#### 4.3.MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (MFS)

O princípio orientador de sustentabilidade tem origem na Ciência Florestal, com a publicação em 1713 de *Sylvicultura oeconomica* por Hans Carl von Carlowitz, onde defendia aplicar o manejo florestal para garantir o fornecimento perpétuo de madeira, com medidas para tornar as florestas uma fonte permanente de recursos econômicos, ou seja, a conservação, cultivo de espécies florestais e utilização de madeira de forma contínua, estável e sustentável; denominando como *Nachhaltigkeit*, termo alemão que designa a sustentabilidade (SCHMITHÜSEN, 2013).

O Manejo Florestal Sustentável (MFS) está devidamente atrelado ao desenvolvimento sustentável de uma determinada área de florestas, esta é uma maneira encontrada para colocar em vigor uma relação entre a exploração dos recursos naturais e a preservação/conservação da qualidade ambiental e desse modo almejar um desenvolvimento ambiental ideal (RIBEIRO; FONSECA; PEREIRA, 2020).

A capacidade de longo prazo das florestas para serem sustentáveis depende de sua saúde, produtividade, resiliência e capacidade de adaptação aos impactos de distúrbios causados por mudanças climáticas, ações antrópicas e preferências sociais (RODRIGUEZ FRANCO; CONJE, 2022). Para isto, a elaboração de normas, leis, decretos são essenciais para liberação de uso consciente dos recursos naturais, por meio de concessões e licenciamentos.

A concessão florestal libera a exploração de serviços e produtos florestais, aprovados após a validação do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), juntamente com o Plano de Operação Anual (POA), que possibilitará a geração de autorizações para exploração florestal, que implica nas atividades sustentáveis (SOARES; BEZERRA, 2021), assim sendo:

VI – Manejo florestal sustentável: administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal.

Logo, nessa perspectiva, surge a imprescindibilidade de uma transição no modo de ser da população mundial, ou seja, uma mudança de comportamento, no que reporta ao uso dos recursos naturais, em principal os produtos madeireiros (SOARES; SANTOS; LAMEIRA, 2022).

A madeira é um dos produtos importantes e com grande demanda na região do semiárido brasileiro, similarmente a outras regiões do mundo, por isso, é cada vez mais necessário que seu uso seja racional. Logo, o manejo florestal sustentável é a ferramenta que possibilita buscar minimizar impactos e, ou melhorais nas características ambientais locais, tanto no processo de colheita da madeira e/ou após, isso por meio de assistências silviculturais (ANDRADE *et al.*, 2019). Evidentemente, quando não realizada sobre olhar técnico do manejo florestal sustentável, a alta demanda de energia nesta região, é atendida em boa parte pela madeira da Caatinga, podendo acarretar degradação ambiental de forma acelerada e irreversível.

Diversas normas infraconstitucionais foram elaboradas para proteção da vegetação do país, na Lei Federal n 12.651/2012, constam de capítulos que trata da exploração florestal, tanto em vegetação de espécies nativas e formações sucessoras, no âmbito privado ou público, mediante licenciamentos, aprovação prévia do PMFS, que conjecture técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo compatíveis com os diversos ecossistemas em que a vegetação esteja estabelecida (Art. 31).

Por outro lado, há normas e leis para ordenamento e uso racional dos produtos florestais madeireiro e não madeireiro. Por exemplo, a Lei nº 11.284, de 02 março de 2006, dispõe sobre a gestão dos recursos de florestas públicas no Brasil (BRASIL, 2006). Nesta lei, foi estabelecida a competência aos órgãos estaduais de meio ambiente quanto aprovar a exploração de florestas e formações sucessoras, bem como a adoção de técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo. Na Instrução Normativa (IN) do Ministério do Meio Ambiente (MMA), nº 3 de 04 de maio de 2001, foram classificadas quatro modalidades de manejo: Manejo florestal sustentável para obtenção de produtos madeireiros; Manejo florestal sustentável de múltiplo uso; Manejo florestal simplificado e Manejo florestal comunitário; bem como, ajustou procedimentos relativos ao Manejo Florestal Sustentável da vegetação nativa e suas formações sucessoras na região Nordeste do Brasil (BRASIL, 2001).

Em Pernambuco, a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH), em cumprimento a Lei nº 11.284, publicou a Instrução Normativa (IN) nº 007/2006 de 29 de dezembro de 2006, disciplinando os seus procedimentos 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. Nesta instrução, quanto ao manejo florestal sustentável, estabelecem-se os procedimentos para exploração florestal, sendo um deles referente a aplicação de um ciclo de corte mínimo de 15 anos (CPRH, 2006).

Já por meio da IN nº 1 de 25 de junho 2009, o MMA criou o regulamento que expõe todos os procedimentos para elaboração, apresentação, execução e avaliação dos Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) da Caatinga (BRASIL, 2009),

Os PMFS servem como ferramenta de extrema importância para todo e qualquer recurso natural e para a economia regional independente da forma em que se é utilizado, contudo, para região da caatinga a madeira se caracteriza como a principal fonte de renda e energia, e em certos casos também como fornecimento de alimento para animais que são criados em larga escala nos domínios fitogeográficos da Caatinga (SAMPAIO, 2010).

Dentro deste contexto, as áreas passíveis ao manejo florestal sustentável possibilitarão a valoração de produtos florestais madeireiro além de disponibilizar produtos de origem segura, essas que influenciará na conservação de fragmentos florestais minimizando impactos negativos e maximizando geração de renda e emprego local, sendo amparada pelos discernimentos da sustentabilidade (BRASADOC, 2015).

#### 4.4. REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS)

A regeneração natural é um processo ecológico importante em que a reprodução sexuada (por sementes) e a assexuada (por brotação) de espécies lenhosas estão envolvidas na sucessão, estabilidade e restauração da vegetação em um ecossistema florestal após distúrbios (WANG *et al.*, 2014).

Os ecossistemas tropicais em diversas partes do mundo são considerados como grandes *hotspots* que sofrem com o passar do tempo, onde a maior objeção nestas áreas é compreender como esses sistemas dinâmicos se comportam de acordo com os distúrbios que os afetam. Por isso, devido as mudanças climáticas e distúrbios antropogênicos, as paisagens tropicais estão passando por processo de mudança, alterando suas estruturas e composições (VALENCIA *et al.*, 2013), sem conhecimentos necessários para sua recuperação e, ou restauração.

A busca pela sustentabilidade em florestas tropicais, sem dúvida, passa pelo ajuste de cortes ao potencial produtivo a médio ou longo prazo dos povoamentos e sítios florestais, por meio de técnicas objetivando a regeneração, assistências silviculturais em povoamentos jovens e ajustes das espécies a condições do local e os usos finais (SCHMITHÜSEN, 2013). Logo, a resiliência das espécies florestais deve ser assegurada para que haja a recuperação da vegetação após distúrbios, permitindo a reposição de biomassa conforme ciclo de corte definido em sua colheita. Dentre os processos que podem garantir a recuperação da vegetação, destacam-se os de regeneração natural, que podem ser por sementes e, ou rebrotas de cepas e raízes.

A análise da regeneração natural na perspectiva da dinâmica da comunidade, consiste em dimensionar o equilíbrio que relaciona os componentes do crescimento (mortalidade, recrutamento e remanescentes), além de poder determinar se, espécies de possível exploração, apresentam capacidade de se restabelecer por meio de seus estoques de recursos (JARDIM, 2015), especialmente, por meio de rebrota.

Em florestas tropicais sazonalmente secas, a perpetuação de uma espécie se dá pelo recrutamento de novos indivíduos (a partir de reprodução por sementes) ou persistência de indivíduos por meio de reprodução assexuada (GARIGLIO *et al.*, 2010).

#### 4.5. BANCO E REGENERAÇÃO DE SEMENTES EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS)

No geral, as plantas apresentam mecanismos eficientes de resistência à seca, tais como a perda de folhas durante a estação seca e o ciclo anual da maioria das espécies herbáceas, ficando, neste período, sob a forma de sementes no solo, sendo esta, uma estratégia de sobrevivência de muitas espécies, cuja produção e dispersão de sementes nessa estação são os fatores responsáveis pela formação e manutenção do estoque do banco de sementes.

O banco de sementes do solo agrupa todas as sementes viáveis associadas ao solo ou à serapilheira em uma dada área, em determinado momento, sendo considerado um eficiente indicador da capacidade de auto recuperação e do estado de conservação dos ecossistemas (MARTINS, 2013; SEUBERT *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2020). É composto principalmente por espécies pioneiras com elevado potencial de regeneração em ambientes pós-distúrbios, além disso, espera-se que nele estejam presentes sementes de espécies que chegam através da chuva de sementes, representando grande potencial de regeneração das florestas tropicais sazonalmente secas (SANT'ANNA; TRES; REIS, 2011).

A dispersão ou chuva de sementes refere-se ao transporte de diásporos vegetais a partir de uma planta-matriz por meio de mecanismos ou de agentes dispersores externos (FRAGOSO *et al.*, 2017). Em florestas tropicais secas, a síndrome de dispersão das espécies ocorre principalmente durante o período de estiagem ou final da estação chuvosa, sendo dispersas predominantemente por anemocoria, contando com algum mecanismo de dormência, com a função de garantir a permanência no solo por um maior período, de forma que durante o início do período chuvoso os propágulos encontram condições favoráveis para germinação e estabelecimento (VIEIRA; SCARIOT, 2006).

Pesquisas relacionadas a processos naturais que intervêm na dinâmica florestal, demonstram que os bancos de sementes são as fontes de formação primordial de uma floresta,



onde, influencia diretamente no recrutamento de novos indivíduos perante o processo de sucessão ecológica secundária (SOUZA; RODRIGUES; JOLY, 2017). A estrutura de uma determinada área em um determinado momento, como: sementes depositadas e ou enterradas no solo, assim como, associada à serapilheira é o que determina um banco de sementes viável (SANTOS *et al.*, 2020). Logo, com a dinâmica da regeneração, o banco de sementes pode ser considerado como persistente ou temporária durante as épocas do ano.

Desta forma, a vegetação inequiana apresenta distintas formas e duração em que suas sementes persistem no solo, mesmo sendo da mesma espécie, possibilitando uma variação temporal que permanecem no banco de semente (SAATKAMP; POSCHLOD; VENABLE, 2014).

Com base nessas informações, a sazonalidade climática regional e espacial, ocasionada pela mudança dos habitats, influencia diretamente na densidade de propágulos do banco de sementes e da composição florística, o que resulta em uma heterogeneidade temporal (SANTOS *et al.*, 2010). Assim, algumas características ecofisiológicas, como: permanência e participação de espécies nos estágios sucessionais e no ecossistema, comportamento, tolerância etc, fazem com que a regeneração via banco de sementes, seja um forte indício na distribuição das espécies em distintos estratos florestal (ALMEIDA, 2000).

#### 4.6. REGENERAÇÃO POR REBROTAS EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS)

A capacidade de rebrota é um mecanismo que confere a resiliência ao bioma. A rebrota é considerada como um meio de defesa da planta, tem como característica a emissão de novos brotos/perfilhos/ramos logo em seguida ao distúrbio na parte superior do vegetal (acima do nível do solo) restando apenas cepas e raízes como reservas de biomassa, essas oriundas de perturbações antropogênicas e/ou causas naturais, que podem ser classificadas como: queimadas, cortes, pastoreio de animais, secas, processos erosivos e/ou deslizamento de terra (SAMPAIO *et al.*, 2007; PEREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

O poder de rebrota tem certa facilidade de emissão em muitas plantas lenhosas, e muitos ecossistemas são dominados por espécies que resistem a várias intervenções antrópicas e fenômenos naturais como alagamento, incêndios, secas e entre outros. Segundo Bond e Midgley (2001), a capacidade de regeneração por rebrota, tem sido pouco estudada mundialmente, tendo em vista que esse processo ocorre facilmente em áreas de florestas tropicais e temperadas, e que pode ser avaliado em diversas ocasiões, como na formação de clareiras. Com o crescimento mais acelerado do que a germinação de sementes e plântulas, a rebrota tende a ocupar mais

facilmente determinada área podendo influenciar diretamente sobre a população vegetal em termos de sucessão secundária, na qual reduz a dependência de sementes para a continuidade da comunidade. O estabelecimento e permanência de plantas oriundas de brotos dificulta a oportunidade de recrutamento no tempo e espaço, ocasionando uma redução na diversidade florística e a dinâmica florestal sofre alterações pela autoreposição de espécies.

Logo, é necessária uma avaliação minuciosa para tal processo, pois, em formações florestais como as tropicais secas, as restrições dos fatores edáficos e climáticos são limitadores do crescimento e sobrevivência vegetativa, onde os brotos são oriundos de uma estrutura consolidada (raízes e cepas) com reservas de energia, nutrientes e carboidratos apresentando melhor desempenho que a regeneração por meio de sementes. Com base nisso, a rebrota é considerada mais eficiente no processo de recomposição da biomassa após perturbações antrópicas (LÉVESQUE; McLAREN; McDONALD, 2011) e que de acordo com Bond e Mindgley (2001), isso proporcionará uma maior sobrevivência as espécies e mais rápida reposição florestal do que pela regeneração sexuada, influenciando significativamente na sucessão e dinâmica das florestas tropicais secas.

Pouco se sabe sobre os mecanismos que movem a dinâmica florestal dos brotos/perfilhos a longo prazo, tendo em vista a importância da rebrota para a sucessão perante as frequentes perturbações, das taxas de sobrevivência e crescimento dos brotos, quanto para a probabilidade de ocorrência da rebrota após distúrbios (PACIOREK et al. 2000) e por esse motivo, uma avaliação da dinâmica do caule é crucial para fornecer um melhor entendimento da importância do corte na sucessão das florestas tropicais secas.

A floresta seca da Caatinga suporta uma proporção relativamente alta de espécies rebrotando, algumas delas capazes de se propagar de forma clonal desempenhando importante papel em nível de ecossistema, respondendo à regeneração precoce da floresta e alta abundância/biomassa tanto em sucessão secundária como em tardia (VANDERLEI *et al.*, 2021).

#### 4.7. MODELAGEM EM FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS (FTSS)

O manejo florestal é estruturado por três pilares básicos que possibilitam melhor compreensão na forma em que as florestas renovam e modificam seus recursos, assim como seu potencial quali-quantitativo, sendo eles: a classificação da capacidade produtiva, prescrições silviculturais e a modelagem do crescimento e/ou produção, elencando-se como fatores de extrema importância para o manejo florestal (CAMPOS; LEITE, 2013).

As florestas possuem características específicas fazendo necessário novos métodos de modelagem capazes de abordá-la como um sistema complexo. Esta complexidade envolve influências de como as características do desenvolvimento atual tem sobre o comportamento futuro da floresta, assim como a interação entre esses processos, em que o processo de dinâmica permite demonstrar formas plausíveis entre as relações existentes em um sistema complexo, podendo ser utilizado para entender o comportamento das florestas (MACHADO *et al.*, 2015)

Diversas técnicas têm sido exploradas como opções para lidar com essas complexidades e em questão da ecologia, como o Detector de Interação Automática Qui-quadrado - CHAID (POTTS; ROSE, 2018), Técnicas de Aprendizado de Máquina - MLTs (OLDEN *et al.*, 2008), os Modelos Aditivos Generalizados - GAMs e Modelos Linear Generalizados – GLMs (HASTIE; TIBSHIRANI, 1986) e o modelo algoritmo *Machine Learning Random Forest (MLRF)*, ou seja, floresta aleatória de aprendizado de máquinas.

O uso de inteligências artificiais (AI) estão cada vez mais inseridas no âmbito ambiental, dentre essas está o *MLRF*, técnica esta espelhada no aprendizado do cérebro humano, onde o aprendizado profundo (*Deep Learning*) é a forma mais poderosa e amplamente usada dentro do *ML* (LECUN; BENGIO; HINTON, 2015; TOHRY *et al.*, 2022).

O algoritmo *Random Forest* é um método não paramétrico multivariado, onde, múltiplas variáveis podem ser processadas simultaneamente e os dados não necessitam seguir uma distribuição normal, desde que, seja plausível a melhoria da precisão da classificação dos dados e determinação da importância das variáveis existentes na mesma (POLIKAR, 2012). Ainda conforme o autor, o algoritmo é baseado no método de árvore de decisão.

Para Cripaldi (2010), são maneiras de descrever o conhecimento configurando classificadores que sejam possíveis prever a que classe os dados desconhecidos fazem parte, sendo essas informações constituídas nos valores de um determinado conjunto de dados.

O procedimento para a construção de uma árvore de decisão engloba a separação dos dados com base em distintas características e critérios, com o intuito de melhorar a pureza adquirida entre cada divisão. Uma vez elaborada a árvore de decisão, seu uso pode ser direcionado para fazer previsões de novos dados, orientado pela direção da raiz até a folha, com base nas necessidades de cada teste em cada nós (OKADA; NEVES; SHITSUKA, 2019). Uma árvore de decisão é composta por nós onde, cada vértices estão conectados entre si por ramos (Figura 1).

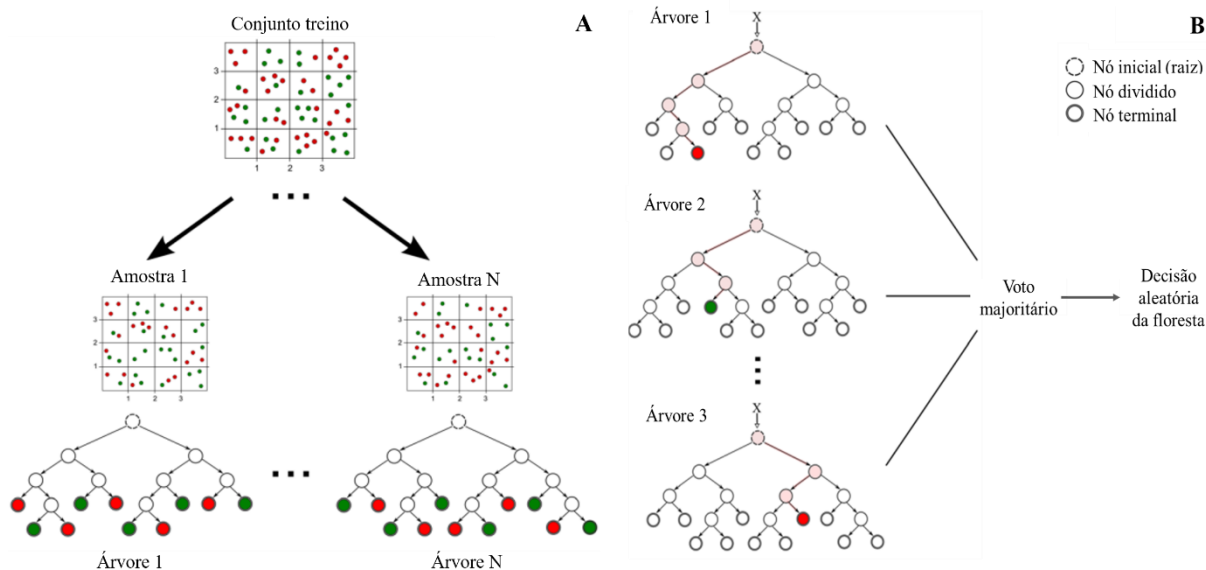


Figura 1 – Modelo de floresta aleatória. Exemplo de processos de treinamento e classificação usando floresta aleatória. A) Cada árvore de decisão no *ensemble* é construída sobre uma amostra de *bootstrap* aleatória dos dados originais, que contém exemplos positivos (rótulos verdes) e negativos (rótulos vermelhos). B) A previsão de classe para novas instâncias usando um modelo de floresta aleatória é baseada em um procedimento de votação majoritária entre todas as árvores individuais. Fonte: adaptado de MACHADO; MENDOZA; CORBELLINI (2015).

A principal característica de uma árvore de decisão é na ocorrência da tomada de decisão, pois, essa situação considera todas as particularidades da base de dados, possibilitando a identificação de quais informações influenciam e são primordiais para determinado estudo (OKADA; NEVES; SHITSUKA, 2019).

Logo, para maximizar o uso desses resultados, faz-se necessário a utilização de modelos como o Random Forest, pois, permitem analisar e modelar variáveis experimentais sejam elas, binárias, categóricas, simétrica e assimétrica. Para isso, deve-se levar em consideração as variáveis explicativas, a função de ligação que entre essas variáveis e a variável resposta e o comportamento da variável resposta, ou seja, a distribuição dos dados em relação a resposta precisa (OLIVEIRA, 2019).

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1. CARACTERÍSTICAS DA ÁREA

A pesquisa foi realizada na Fazenda Itapemirim, de propriedade da Agrimex Agroindustrial Excelsior S.A, localizada nos municípios de Floresta-PE e Betânia-PE, com área de 5.695,65 ha, situada a 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste (Figura 2).

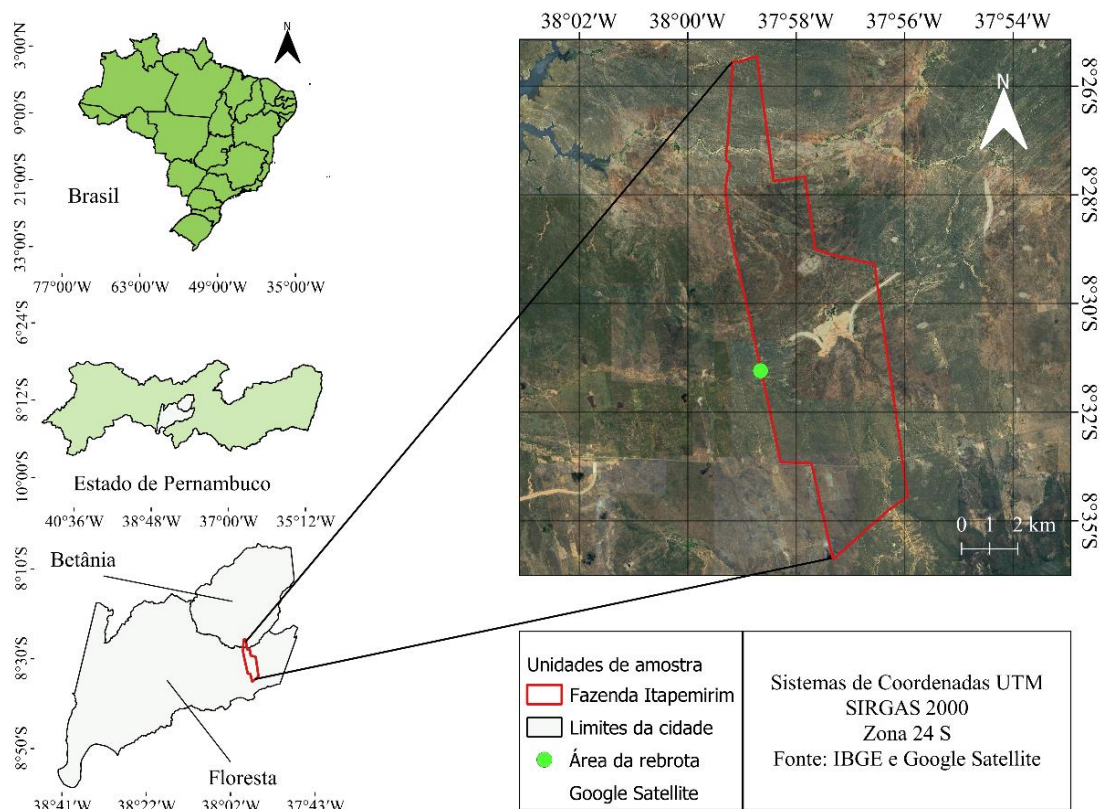


Figura 2 - Localização da área de estudo, no município de Floresta, estado de Pernambuco.

A área de estudo está inserida na mesorregião do São Francisco Pernambucano e microrregião de Itaparica, com uma área de 3675 Km<sup>2</sup>. O solo da região é classificado como Luvissole Crômico, caracterizado por ser raso e apresentar usualmente mudança abrupta em sua textura e nas vertentes dos vales predominam os solos mais férteis (EMBRAPA, 2007).

A região da área de estudo é composta fundamentalmente por uma vegetação classificada como Savana-estépica, porém com dois estratos, sendo um arbustivo-arbóreo superior esparsos e outro inferior gramíneo-lenhoso (IBGE, 2012), apresentando trechos de floresta caducifólia caracterizada por vegetação arbustivo-arbórea com aspectos de estrato herbáceo e presença de cactáceas, contendo também em alguns locais, espécies como macambira (*Bromelia laciniosa* Mart. Ex Schultes f.) e caroá (*Neoglazio viavariiegata* (Arr. Cam.) Mez.) (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991).

O clima da região conforme a classificação de Köppen é do tipo BS'h, o que reporta a um clima semiárido quente, precipitação anual total fica compreendida entre 200 e 800 mm. A temperatura média anual do ar é de 26°C (ITEP, 2010). Os períodos de chuva são concentrados de janeiro a maio, sendo os meses mais chuvosos março e abril. Na Figura 3 é apresentada a precipitação anual acumulada de 2001 a 2021 do município de Floresta-PE (APAC, 2021).

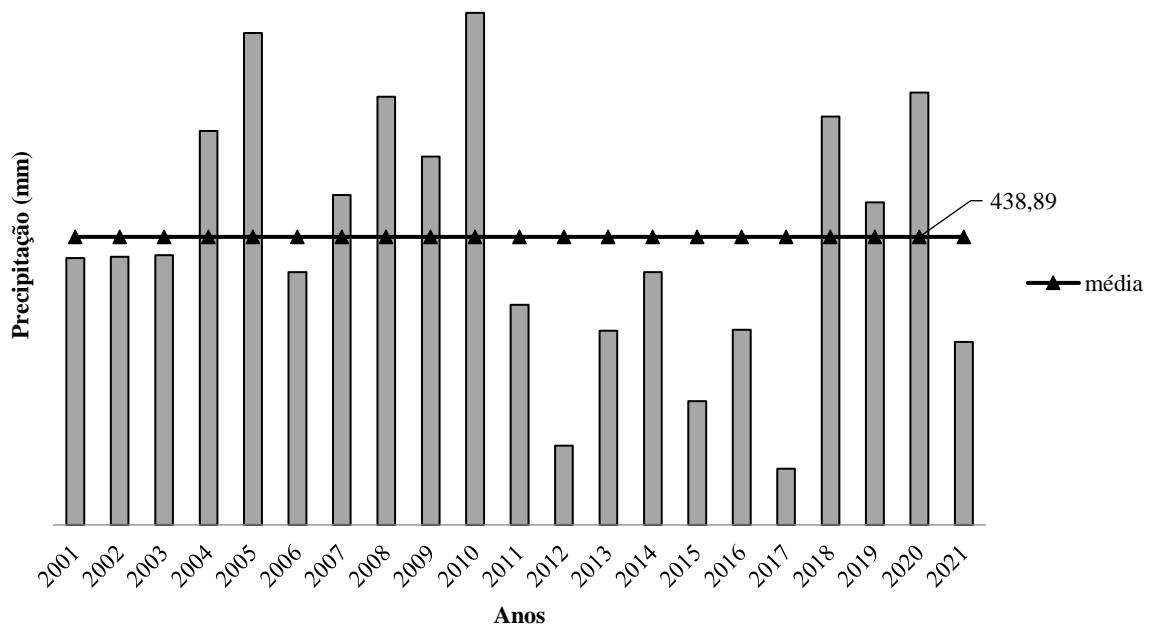


Figura 3 – Precipitação anual acumulada (mm) nos anos de 2001 a 2021, no município de Floresta – PE. Fonte: Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2021).

## 5.2. AMOSTRAGEM E COLETA DOS DADOS

As unidades amostrais estão inseridas no interior de um talhão com área de 59,22 hectares, submetido à atividade de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). Nesta área foi realizada a prescrição de corte raso das espécies arbustivo-arbóreas, sendo excluídas da lista de supressão *Schinopsis brasiliensis* Engl. (braúna) e *Myracrodruon urundeuva* (Engl.) Fr. All. (aroeira), pois, em 2013 as mesmas encontravam-se na lista de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (BRASIL, 2008).

Foram utilizados dados oriundos de 18 parcelas permanentes instaladas em 2015 por Lima (2018) e de outras 18 instaladas em 2018 com dimensão de 20 m x 20 m cada, compreendendo uma área amostral total de 14.400 m<sup>2</sup>. Essas parcelas foram alocadas sistematicamente em duas linhas de nove parcelas, distantes 20 metros entre linhas e parcelas. Porém, em razão da utilização de uma estrada utilizada como via de transporte para material lenhos, algumas parcelas tiveram distanciamentos diferentes das demais na linha de 40 m (Figura 4). Nessas parcelas foram marcados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos, bem como, realizadas mensurações, conforme o caso, circunferência (cepas e indivíduos) altura (perfilhos (rebrotas) e indivíduos). A circunferência foi posteriormente transformada em diâmetro.

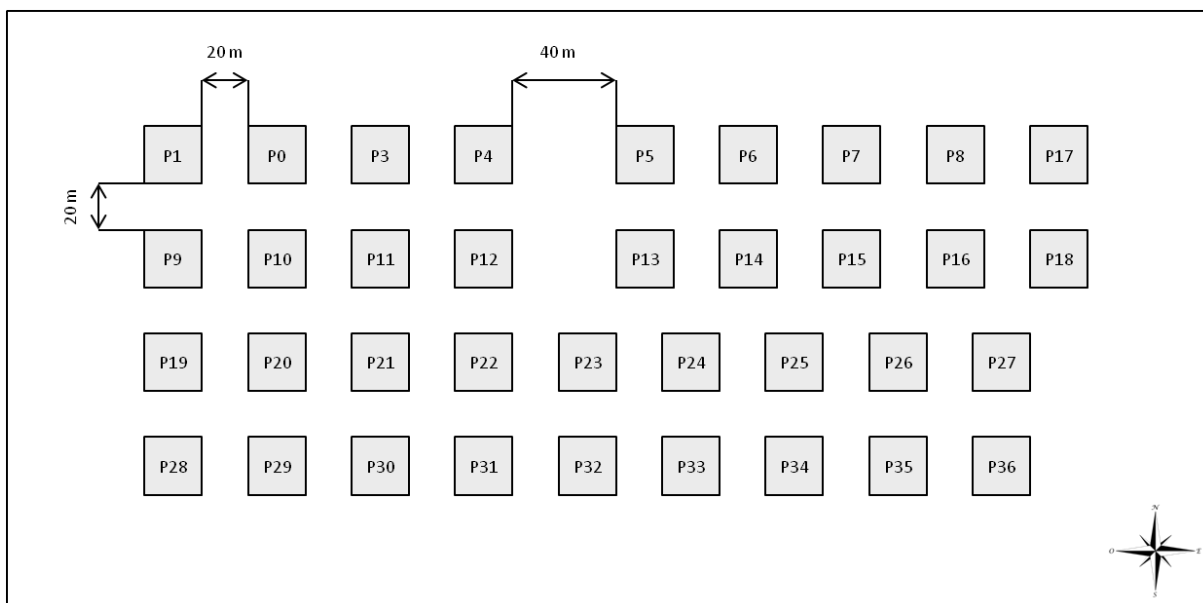


Figura 4 – Disposição das parcelas em campo na fazenda Itapemirim em Floresta, PE.

O monitoramento foi realizado nos anos de 2018 a 2021, em cada coleta os indivíduos arbustivo-arbóreos foram identificados, tendo as circunferências mensuradas e etiquetados, considerando a condição de remanescentes, regenerantes, ou oriundos da rebrota. Para os indivíduos remanescentes foi considerado como critério de inclusão a circunferência à altura da base (CAB)  $\geq 6$  cm, sendo mensurados a CAB e a circunferência a 1,30 m do solo (CAP) conforme Lima (2018). Esses indivíduos constituíram aqueles que não foram submetidos ao corte raso ou os indivíduos que atingiram o CAB mínimo de inclusão na ocasião da medição.

No monitoramento anual foram considerados os seguintes parâmetros: contagem das plantas vivas (cepas) e do número de rebrotas (perfilhos), altura de todas rebrotas e circunferência da planta medida a 30,0 cm do solo, além da circunferência e altura de todas as cepas (Figura 5). A partir do número de plantas vivas em cada parcela experimental foi estimado a densidade (plantas ha<sup>-1</sup>) das espécies e a sobrevivência (%) das plantas e, ou perfilhos por hectare.



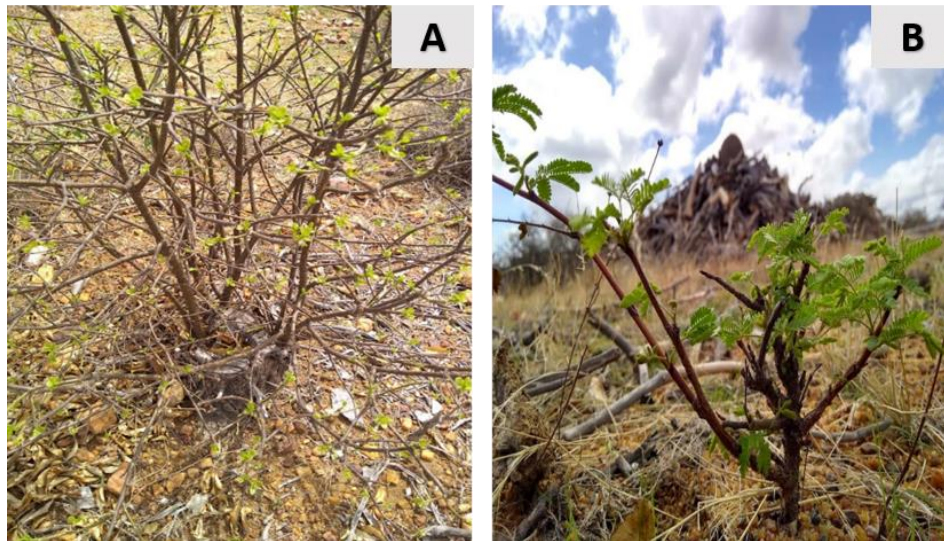


Figura 5 – Cepa viva com perfilhos (A) e indivíduo regenerante (B) identificados no levantamento florístico em uma área no município de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta – PE.

As espécies tiveram as identificações por meio de denominação regional, com a ajuda de mateiros experientes da região. Posteriormente, foram utilizadas listas de composição florística dos trabalhos de Alves Junior (2010), Ferraz (2011), Barreto (2013) e Lima (2018), realizados na área. A separação em famílias foi realizada de acordo com o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016).

Para as análises da modelagem dos dados foram obtidas informações dendrométricas dos indivíduos como altura e circunferência das cepas vivas e mortas, além das alturas e circunferências para os perfilhos, como descritos anteriormente.

Para verificar a influência do ambiente e quantificar a abundância da rebrota das espécies, foram definidas 12 covariáveis ambientais além do conjunto das árvore (circunferência e altura da rebrota) que têm relevância ecológica e potencialmente governam a dinâmica, crescimento e processos sucessionais da vegetação (CROWTHER *et al.*, 2015). Essas covariáveis foram obtidas por meio de sensoriamento remoto por satélite e estações meteorológicas terrestres, sendo agrupadas em 2 diferentes categorias: solo e clima.

As covariáveis relacionadas ao solo foram *Elevação do terreno* e *Índice de aridez anual* (AI). As covariáveis climáticas foram compostas por *Evapotranspiração potencial*, *Radiação solar* e pelo conjunto de 8 variáveis bioclimáticas, sendo 4 variáveis derivadas da temperatura: Temperatura média anual, Sazonalidade de Temperatura (desvio padrão\*100), Temperatura máxima do mês mais quente, Temperatura mínima do mês mais frio; e 4 variáveis derivadas da precipitação: Precipitação anual, Precipitação do mês mais frio, Precipitação do mês mais seco, Sazonalidade de precipitação (Coeficiente de variação).



A descrição completa das covariáveis relacionadas ao solo podem ser consultadas em <http://earthenv.org> para topografia e/ou elevação e para o índice de aridez e evapotranspiração potencial, maiores detalhes podem ser consultados na plataforma global (<https://figshare.com/>). Para as covariáveis bioclimáticas maiores informações podem ser obtidas em <https://www.worldclim.org/>.

Todas essas covariáveis são espaciais e foram obtidas no formato raster. Cada camada raster é uma imagem em grade, espacialmente explícita, em que cada pixel representa o valor da covariável descrita. Ambos os dados brutos medidos (por exemplo, dados de número de rebrotas por espécie na parcela e covariáveis geoespaciais) podem ser representados por dados raster. Cada raster foi pré-processado usando o software R 4.1.0 (R CORTE TEAM, 2021) e foram então reprojctadas no sistema de coordenadas de área de cada ponto amostral para extrair os valores in loco de cada covariável para a modelagem estatística. O objetivo deste procedimento é entender como as dimensões e quantidade de rebrota das principais espécies locais são potencialmente explicadas pelos padrões espaciais e ambientais.

Esta etapa preparatória de aquisição e processamento de dados ambientais consistiu na elaboração de uma matriz de dados com a localização (informações de longitude e latitude) de cada ponto de amostra. Em seguida, foram plotados todos os arquivos raster das covariáveis ambientais (um a um) nos pontos localizados. Em cada ponto de amostra foram extraídas as métricas ambientais usada a função `raster::extract` do pacote `raster` (HIJMANS et al., 2021) do R em cada arquivo raster das covariáveis ambientais; essas informações foram então armazenadas e salvas em uma matriz final e usadas como variáveis preditoras no modelo.

### 5.3. ANÁLISE DOS DADOS

#### 5.3.1. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

Para as estimativas dos parâmetros fitossociológicos (Densidades, Frequências, Dominâncias absolutas e relativas e Valor de Importância) foi utilizado o software `Mata Nativa 4` (CIENITEC, 2016) conforme as Equações de 1 a 8.

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (\text{Eq. 1}) \quad DR_i = \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^N DA_i} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

$$FA_i = \frac{p_i}{P} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 3}) \quad FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^N FA_i} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

$$DoA_i = \frac{B_i}{A} \quad (\text{Eq. 5}) \quad DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^N DoA_i} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 6})$$

$$VI_i = \frac{DR_i + FR_i + DoR_i}{3} \quad (\text{Eq. 7})$$

$$VC_i = \frac{DR_i + DoR_i}{2} \quad (\text{Eq. 8})$$

Em que:  $n_i$  = número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;  $A$  = área amostral total (1,44 ha);  $p_i$  = número de unidades amostradas presença da  $i$ -ésima espécie;  $P$  = número total de unidades amostradas;  $DA_i$  e  $DR_i$  = densidades absoluta (número de indivíduos  $ha^{-1}$ ) e relativa (%) da  $i$ -ésima espécie;  $DoA_i$  e  $DoR_i$  = dominâncias absoluta ( $m^2 ha^{-1}$ ) e relativa (%) da  $i$ -ésima espécie;  $FA_i$  e  $FR_i$  = frequências absoluta (%) e relativa (%) da  $i$ -ésima espécie;  $VI_i$  = valor de importância (%) da  $i$ -ésima espécie e  $VC_i$  = Valor de cobertura (%) da  $i$ -ésima espécie.

### 5.3.2. DISTRIBUIÇÃO DE CIRCUNFERÊNCIA E DE ALTURA

Para avaliar a distribuição de circunferência e de altura, os indivíduos foram distribuídos em classes a cada ano de inventário, contemplando um total de 6,0 classes com amplitude de 15,0 cm em circunferência e em altura, para avaliação de cepas (Tabela 1).

Tabela 1 - Classes de CAB (cm) e de altura de cepas (cm) utilizadas para a análise da distribuição diamétrica e correlação entre variáveis ambientais e números de perfis para a comunidade florestal na área submetida ao plano de manejo florestal, no município de Floresta-PE.

Classes de CAB	Intervalo de classe (cm)
I	0   - 15
II	15   - 30
III	30   - 45
IV	45   - 60
V	60   - 75
VI	$\geq 75$
Classes de altura de cepas	Intervalo de classe (cm)
I	0   - 15
II	15   - 30
III	$\geq 30$

### 5.3.3. DINÂMICA DE CRESCIMENTO

As estimativas de crescimento dos perfis foram obtidas por meio da metodologia de Ferreira *et al.* (2014), de acordo com as equações 9 a 13 e o incremento periódico anual foi obtido considerando-se as áreas basais e o tempo de monitoramento, conforme a equação 21, respectivamente, para os anos de 2015, 2018, 2019, 2020 e 2021.

$$Cb_i = G_2 + M + MF + C + CF + G_1 \quad (\text{Eq.9})$$

$$Cb = G_2 + M + MF + C + CF - GI - GF - G_1 \quad (\text{Eq. 10})$$

$$Cl_i = Cb_i - M + MF - G_1 \quad (\text{Eq. 11})$$

$$Cl = G_2 - GI + GF - G_1 \quad (\text{Eq. 12})$$

$$IPA = \frac{G_f - G_i}{t} \quad (\text{Eq. 13})$$

Em que:  $Cb_i$  = Crescimento bruto com ingressos;  $Cb$  = Crescimento bruto sem ingressos;  $Cl_i$  = Crescimento líquido com ingressos;  $Cl$  = Crescimento líquido sem ingressos;  $G_2$  = área basal, em  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ , no inventário final, ou seja, no final do período de crescimento;  $G_1$  = Área basal, em  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ , no inventário inicial, ou seja, no início do período de crescimento;  $M$  = Área basal da mortalidade de indivíduos, em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ;  $MF$  = Área basal da mortalidade de fustes em indivíduos vivos, em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ;  $C$  = Área basal do corte de indivíduos (ingressos) em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ;  $CF$  = Área basal do corte de fustes (ingressos em indivíduos) em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ;  $GI$  = Área basal de ingressos de indivíduos, em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  e  $GF$  = Área basal de ingressos de fustes em indivíduos, em  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ;  $IPA$  = Incremento periódico anual;  $t$  = Intervalo de monitoramento de 4 anos.

#### 5.3.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para correlacionar a variável crescimento (altura e diâmetro) com variáveis ambientais, primeiramente testou-se a normalidade dos dados, considerando as estimativas de incrementos em altura total e em diâmetro da base do tronco principal, em nível de comunidade. A normalidade dos dados, conforme variável estudada foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk (Equação 14) elaborado no programa Rstudio versão 1.2.1335, com a não normalidade, foi necessário o uso de uma análise não paramétrica para compreender se existe significância entre os dados, para isto, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (Equação 15).

➤ Teste de Shapiro-Wilk:

$$W = \frac{b^2}{s^2} = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (\alpha_i y_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y}_i)^2} \right) \quad (\text{Eq. 14})$$

Em que:  $y_i$  é a variável aleatória observada e  $\alpha_i$  são coeficientes tabelados,  $s^2$  é a soma de quadrado dos desvios e  $b^2$  é uma constante.

➤ Teste de Kruskal-Wallis:

$$H = \left( \frac{\frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k n_i \left( R_i - \frac{N+1}{2} \right)^2}{1 - \frac{\sum_{i=1}^{12} t_i^3 - t_3}{N^3 - N}} \right) = \left( \frac{\left( \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} \right) - 3(N+1)}{1 - \frac{\sum_{i=1}^{12} t_i^3 - t_i}{N^3 - N}} \right) \quad (\text{Eq. 15})$$

Em que:  $t_i$  é o tamanho do grupo de elementos repetidos  $j$  é o número de grupos,  $R_i$  é a soma dos postos dos elementos da amostra  $l$ ,  $n_i$  é o número de observações do grupo  $i$  e  $N$  é o número total de observações em todos os grupos.

### 5.3.5. MODELAGEM DAS VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS E AMBIENTAIS

O algoritmo Random Forest foi utilizado para modelar a relação entre as variáveis ambientais selecionadas e a quantidade de número de perfilhos por cepas, a partir do ano de 2018 a 2021 tendo cada indivíduo como árvores de decisão aleatórias, do tipo regressão. O número de variáveis amostradas aleatoriamente como candidatas em cada divisão foi definido como número de variáveis explicativas dividido por 3 (parametrização padrão do algoritmo). A avaliação da acuracidade do modelo foi realizada por meio do erro padrão da estimativa (RMSE) e coeficiente de determinação ( $R^2$ ), considerando a validação cruzada k-fold ( $k = 15$ ). A importância das variáveis ambientais foram analisadas usando gráficos marginais, mantendo as outras variáveis constantes em um valor médio. A importância das variáveis é medida por meio da permutação de variáveis no modelo e medindo o aumento do erro de estimativa (MSE).

O modelo Random Forest foi aplicado para obter-se a correlação para todos os anos avaliados, por meio das variáveis dendrométrica e ambientais. Os parâmetros do modelo foram aplicados independentemente a cada indivíduo, ou seja, para cada cepa e seus determinados números de perfilhos, com intuito de produzir gráficos que representem melhor a correlação entre todas os indivíduos e variáveis ambientais. A análise estatística foi aplicada em ambiente R, utilizando os pacotes MASS e Random Forest (LIAW & WIENER, 2002).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA

A composição florística da área do estudo foi representada por sete (7) famílias botânicas, 17 gêneros e 19 espécies para o ano de 2018, em 2019 houve redução apenas de uma espécie e um gênero, contudo, nos anos 2020 e 2021, foi observado um decréscimo em nível de gênero, espécie e família, sendo as famílias Euphorbiaceae, Fabaceae e Malvaceae afetada nos períodos seguintes (Tabela 3).

As famílias mais representativas foram Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae com oito (8), cinco (5) e duas (2) espécies respectivamente. Juntas, essas famílias representaram 79% de todas as espécies arbustivo-arbóreas inventariadas, sendo a *Cenostigma bracteosum* a espécie mais representativa na área (Tabela 3).

Os resultados da estrutura da vegetação arbustivo-arbórea possibilitaram a compreensão do comportamento de sobrevivência das espécies s da área do estudo. Estudos fitossociológicos vem sendo utilizados em diversas fitofisionomias florestais, inclusive as florestas tropicais secas, a exemplo da área de estudo e possibilitam retratar as condições estruturais de uma determinada área e compará-lo com outras regiões de mesmas características. Por meio da composição florística (Tabela 3) e estimativas de parâmetros estruturais (Tabelas 4 a 7), observou-se a situação da distribuição da vegetação na área de estudo, com a constatação de que a maioria das espécies são pertencentes a família Fabaceae e sua ocorrência e distribuição são explicadas em razão da sua facilidade em ocupar diversas tipologias florestais da Caatinga (FERRAZ et al., 2014; VITÓRIO et al., 2019; VASCONCELOS et al., 2019; LIMA et al., 2021).

A partir do estudo de Lima (2018) e do inventário do PMFS antes do corte raso, foi possível observar alterações quanto ao número de espécies, essas que não se fizeram presentes no presente estudo as espécies: *Cynophalla flexuosa*, *Cassia* sp., *Piptadenia moniliformes* e *Rosmarinus officinalis*. Tal resultado já era esperado, uma vez que a área passou por um corte raso; contudo, a abertura de clareiras (neste caso a redução drástica da área de copa devido ao corte raso) possibilitou a entrada de novas espécies que não existiam anteriormente, como a *Embiratanha* (*Pseudobombax marginatum*), que esteve presente nos anos após o corte raso, mas não em 2021.

Tabela 2 – Listagem florística de uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta, PE.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO*	NOME COMUM	2018	2019	2020	2021
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i> Allemão	Aroeira	X	X	X	X
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	X	X	X	X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart.	Pereiro	X	X	X	X
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana	X	X	X	X
Combretaceae	<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	Cipaúba	X	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus pubescens</i> Pohl	Faveleira brava	X	X	X	X
	<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	X	X	X	X
	<i>Croton rhamnifolius</i> H. B. K.	Quebra faca	X	X	X	-
	<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	Pinhão bravo	X	X	X	X
Fabaceae	<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	Maniçoba	X	X	X	X
	<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong). Steud.	Mororó	X	X	X	X
	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis	Catingueira	X	X	X	X
	<i>Erythrostemon calycinus</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Calicinia	X	-	-	-
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro	X	X	X	X
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira	X	X	X	X
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema Preta	X	X	X	X
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema Branca	X	X	X	X
	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Pau de besouro	X	X	X	X
	Malvaceae	<i>Pseudobombax marginatum</i> (St. Hill) Rob	Embiratanha	X	X	X

\* Considerando-se cepas, rebrotas, regenerantes e/ou remanescentes.

Tabela 3 - Estimativa dos parâmetros estruturais do inventário florestal (cinco anos antes do corte do primeiro talhão) utilizado para realização do plano de manejo florestal, Floresta - PE.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	N	p	B	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VC (%)	VI	VI (%)
<b>Anacardiaceae</b>	<i>Astronium urundeuva</i> (Allemão) Engl	4	2	0,0156	11,111	0,51	22,22	2,63	0,043	0,3	0,816	0,41	3,448	1,15
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	2	1	0,0159	5,556	0,26	11,11	1,32	0,044	0,31	0,565	0,28	1,881	0,63
<b>Apocynaceae</b>	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	12	3	0,0865	33,333	1,54	33,33	3,95	0,24	1,68	3,224	1,61	7,172	2,39
<b>Burseraceae</b>	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	36	6	0,8222	100	4,63	66,67	7,89	2,284	15,98	20,606	10,3	28,501	9,5
<b>Capparaceae</b>	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl.	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
<b>Combretaceae</b>	<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	17	2	0,0126	47,222	2,19	22,22	2,63	0,035	0,24	2,429	1,21	5,061	1,69
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Cnidoscopus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm.	8	4	0,0489	22,222	1,03	44,44	5,26	0,136	0,95	1,978	0,99	7,241	2,41
	<i>Cnidoscopus quercifolius</i> Pohl	13	4	0,2519	36,111	1,67	44,44	5,26	0,7	4,89	6,566	3,28	11,829	3,94
	<i>Croton rhamnifolius</i> H. B. K.	55	5	0,0353	152,778	7,07	55,56	6,58	0,098	0,69	7,756	3,88	14,335	4,78
	<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	39	8	0,052	108,333	5,01	88,89	10,53	0,144	1,01	6,023	3,01	16,55	5,52
	<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. glaziovii (Müll.Arg.) A.	48	7	0,1524	133,333	6,17	77,78	9,21	0,423	2,96	9,132	4,57	18,343	6,11
	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll. Arg.) Huber	21	8	0,2589	58,333	2,7	88,89	10,53	0,719	5,03	7,731	3,87	18,258	6,09
<b>Fabaceae</b>	<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong.) Steud.	8	2	0,0033	22,222	1,03	22,22	2,63	0,009	0,06	1,092	0,55	3,724	1,24
	<i>Cassia sp.</i>	6	2	0,0068	16,667	0,77	22,22	2,63	0,019	0,13	0,902	0,45	3,534	1,18
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	34	3	0,2255	94,444	4,37	33,33	3,95	0,626	4,38	8,752	4,38	12,699	4,23
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	24	2	0,1678	66,667	3,08	22,22	2,63	0,466	3,26	6,346	3,17	8,978	2,99
	<i>Piptadenia moniliformes</i> Benth	204	5	1,2447	566,667	26,22	55,56	6,58	3,458	24,19	50,411	25,21	56,99	19
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	8	1	0,0045	22,222	1,03	11,11	1,32	0,012	0,09	1,115	0,56	2,431	0,81
	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	237	9	1,7395	658,333	30,46	100	11,84	4,832	33,81	64,268	32,13	76,11	25,37
<b>Lamiaceae</b>	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
<b>TOTAL</b>		<b>778</b>		<b>5,1457</b>	<b>2161,111</b>	<b>100</b>	<b>844,44</b>	<b>100</b>	<b>14,294</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>

Em que: N= Número de indivíduos; p = Número de parcelas em que a espécie aparece; B= Área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); DA= Densidade absoluta (N ha<sup>-1</sup>); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); DoR = Dominância relativa; VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

Algumas espécies merecem atenção especial, quanto a sua permanência na área estudada. Em relação aos anos estudados, houve o ingresso de novas espécies, a exemplo da Embirantanha (*P. marginatum*), porém, no último ano analisado, 2021, verificou-se a mortalidade de seus poucos indivíduos. Segundo Flora do Brasil (2022) e Diógenes et al. (2019) essa é uma espécie facilmente encontrada no semiárido nordestino, com alto valor social, econômico e ambiental. Visando o meio social, essa espécie é difundida para uso medicinal, com a utilização de casca para produção de anti-inflamatórios para diversas aplicações (PAULINO et al., 2012), já para o econômico, o potencial madeireiro é utilizada na produção de brinquedos, caixotes e até mesmo para estruturas navais (DIÓGENES et al., 2019).

Por fim, com uma estrutura que beneficia o meio, a espécie apresenta características ideais para o paisagismo sendo de suma importância em processo de restauração ecológica e florestal. Um dos problemas dessa espécie é a dificuldade de disseminação de novos indivíduos, isso porque ela apresenta resistência em sua germinação, ou seja, apresenta um alto nível de dormência. Resendes (2021) relatou que em situações naturais essa dormência é sobrepujada por inúmeras condições naturais, como atividade de microrganismos, acidez do solo, escarificação por atrito como solo entre outras, que possibilitam a fissura do tegumento, deixando exposto para entrada de água e gases.

Com maior representatividade da área, a espécie *C. bracteosum* esteve presente em todas as unidades amostrais e em todos os anos inventariados, por outro lado, a *E. calycinus* foi a espécie que apresentou menor número de indivíduos e não permaneceu ao longo do estudo (Tabela 4), isso porque, a área apresenta características favorável para a espécie em questão, não qual apresenta uma distribuição maior que 50%, constituindo assim uma floresta monodominante, conceito este, difundido por Hart et al. (1989).

Diversos autores corroboram com a distribuição encontrada no presente trabalho, Lima (2018), em estudo na área do presente trabalho, encontrou igual composição florística, porém com um número de indivíduos reduzidos, explicável por apenas ter transcorrido dois anos após corte. Já Gusson et al. (2008), Souza et al. (2016), Brand (2017), Vasconcelos et al. (2017), Lima e Coelho (2018), Marques et al. (2020), Medeiros et al. (2021), Vital et al. (2021), Serafim-Filho et al. (2021) em estudos no semiárido brasileiro, encontraram similaridade na composição florística.

As espécies pertencentes a família Fabaceae apresentam características fisiológicas que facilitam sua permanência na área e são comumente encontradas nesse tipo de fitofisionomia, porém, podem se diferenciar quanto a região que ocorrem, bem como densidade de indivíduos. Essas apresentam uma grande importância quando o assunto é a ciclagem de nutrientes, como



se conhece, uma das funções principal da família é a fixação de nitrogênio da atmosfera e do solo, por meio da associação mutualística entre microrganismos do solo (GUSSON *et al.*, 2008).

Em termos de perfilhos, as espécies que apresentaram os maiores valores de importância foram: *C. bracteosum*, *A. pyrilifolium* e *C. quercifolius*, para todos os períodos avaliados e a porcentagem delas é análoga em todas as ocasiões com valores acima de 90%. Logo, elas são as mais representativas, especialmente devido suas densidades de indivíduos.

A Catingueira (*C. bracteosum*) foi a que, ao longo do tempo, permaneceu como a mais frequente na área, tanto no presente estudo quanto nas análises de Lima *et al.*, (2021) e no inventário do plano de manejo florestal sustentável em 2013. Esta espécie foi detentora de uma densidade de 6203,47 perfilhos. ha<sup>-1</sup> para o ano de 2018; já em 2019 e 2020 os valores foram idênticos de 6202,78 perfilhos. ha<sup>-1</sup> e em 2021, 6218,06 perfilhos. ha<sup>-1</sup> (Tabela 5).

No estudo não se observou alta mortalidade, tendo em vista que, a redução de número de rebrota de algumas espécies é sobreposta pelo recrutamento de outras, porém a mortalidade sempre é maior, nessas ocasiões a redução não passou de 30 indivíduos quando comparado ano a ano.

A relação entre espaço e quantidade de fuste resulta em competição, logo, é notório que ao longo do tempo, quanto menor o número de perfilhos, maior é a área basal do indivíduo. Ainda em observação aos dados fitossociológicos (Tabela 5), quando relacionado a área basal (AB) nota-se que mesmo ocorrendo redução em números de perfilhos, ocorre um aumento em termos de área basal, possivelmente em virtude do crescimento dimensional (altura e circunferência) dos perfilhos remanescentes. A desrama ou desbaste natural é um processo no qual possibilita a exclusão de indivíduos mais frágeis às condições edafoclimáticas, na qual reduz o processo de competição interespecífica e proporciona um ganho de modo geral as rebrotas remanescentes.

A relação entre a densidade e dominância interfere diretamente na importância de determinada espécie *in loco*, no geral, esses parâmetros estão correlacionados ao Valor de Cobertura (VC%), que representa em termos percentuais o quanto a espécie pode recobrir uma determinada área. Neste trabalho a espécie que apresenta maior VC foi a *C. bracteosum* com 61,79%; 64,63% e 64,55% e 64,87% para os anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 respectivamente. A espécie que apresentou menor VC% foi *L. ferrea* com uma média de 0,0062% da cobertura local para os quatro períodos de avaliações. Esse resultado está ligado possivelmente em virtude da espécie possuir apenas um indivíduo e de pequenas dimensões (Tabela 5).

Tabela 4 – Estimativa dos parâmetros estruturais dos perfis inventariados nos anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta – PE.

NOME CIENTÍFICO	2018												
	Ni	p	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1502	22	0,1394	1043,0556	13,11	0,10	4,24	61,11	10,19	17,35	8,67	27,53	9,18
<i>Bauhinia cheilanta</i>	37	5	0,0095	25,6944	0,32	0,01	0,29	13,89	2,31	0,61	0,31	2,93	0,98
<i>Cenostigma bracteosum</i>	8933	36	1,5007	6203,4722	77,98	1,04	45,61	100,00	16,67	123,59	61,79	140,26	46,75
<i>Cnidocolus pubescens</i>	15	3	0,0025	10,4167	0,13	0,00	0,08	8,33	1,39	0,21	0,10	1,60	0,53
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	194	20	0,8205	134,7222	1,69	0,57	24,94	55,56	9,26	26,63	13,31	35,89	11,96
<i>Commiphora leptophloeos</i>	55	16	0,1787	38,1944	0,48	0,12	5,43	44,44	7,41	5,91	2,96	13,32	4,44
<i>Croton rhamnifolius</i>	6	2	0,0002	4,1667	0,05	0,00	0,01	5,56	0,93	0,06	0,03	0,99	0,33
<i>Erythrostemon calycinus</i>	8	1	0,0003	5,5556	0,07	0,00	0,01	2,78	0,46	0,08	0,04	0,54	0,18
<i>Jatropha mollissima</i>	248	29	0,2244	172,2222	2,16	0,16	6,82	80,56	13,43	8,98	4,49	22,41	7,47
<i>Libidibia ferrea</i>	1	1	0,0001	0,6944	0,01	0,00	0,00	2,78	0,46	0,01	0,01	0,47	0,16
<i>Manihot carthaginensis</i>	89	15	0,0100	61,8056	0,78	0,01	0,30	41,67	6,94	1,08	0,54	8,03	2,68
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	87	20	0,0274	60,4167	0,76	0,02	0,83	55,56	9,26	1,59	0,80	10,85	3,62
<i>Mimosa tenuiflora</i>	75	12	0,0110	52,0833	0,65	0,01	0,34	33,33	5,56	0,99	0,50	6,55	2,18
<i>Miracrodruon urundeuva</i>	25	6	0,2461	17,3611	0,22	0,17	7,48	16,67	2,78	7,70	3,85	10,48	3,49
<i>Piptadenia stipulacea</i>	18	4	0,0010	12,5000	0,16	0,00	0,03	11,11	1,85	0,19	0,09	2,04	0,68
<i>Pseudobombax marginatum</i>	7	2	0,0037	4,8611	0,06	0,00	0,11	5,56	0,93	0,17	0,09	1,10	0,37
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5	3	0,0829	3,4722	0,04	0,06	2,52	8,33	1,39	2,56	1,28	3,95	1,32
<i>Senna spectabilis</i>	6	2	0,0010	4,1667	0,05	0,00	0,03	5,56	0,93	0,08	0,04	1,01	0,34
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	144	17	0,0310	100,0000	1,26	0,02	0,94	47,22	7,87	2,20	1,10	10,07	3,36
<b>TOTAL</b>	<b>11455</b>		<b>3,29</b>	<b>7954,86</b>	<b>100,00</b>	<b>2,29</b>	<b>100,00</b>	<b>600,00</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 5 – Continuação

NOME CIENTÍFICO	2019												
	Ni	p	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1502	22	0,1483	1043,0556	13,12	0,10	3,80	61,11	10,23	16,92	8,46	27,16	9,05
<i>Bauhinia cheilanta</i>	37	5	0,0103	25,6944	0,32	0,01	0,26	13,89	2,33	0,59	0,29	2,91	0,97
<i>Cenostigma bracteosum</i>	8932	36	1,9985	6202,7778	78,03	1,39	51,24	100,00	16,74	129,27	64,64	146,02	48,67
<i>Cnidocolus pubescens</i>	15	3	0,0034	10,4167	0,13	0,00	0,09	8,33	1,40	0,22	0,11	1,61	0,54
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	194	20	0,8794	134,7222	1,69	0,61	22,55	55,56	9,30	24,24	12,12	33,54	11,18
<i>Commiphora leptophloeos</i>	55	16	0,1595	38,1944	0,48	0,11	4,09	44,44	7,44	4,57	2,29	12,01	4,00
<i>Croton rhamnifolius</i>	6	2	0,0007	4,1667	0,05	0,00	0,02	5,56	0,93	0,07	0,04	1,00	0,33
<i>Erythrostemon calycinus</i>	0	0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Jatropha mollissima</i>	249	29	0,2788	172,9167	2,18	0,19	7,15	80,56	13,49	9,32	4,66	22,81	7,60
<i>Libidibia ferrea</i>	1	1	0,0001	0,6944	0,01	0,00	0,00	2,78	0,47	0,01	0,01	0,48	0,16
<i>Manihot carthaginensis</i>	89	15	0,0098	61,8056	0,78	0,01	0,25	41,67	6,98	1,03	0,52	8,01	2,67
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	87	20	0,0310	60,4167	0,76	0,02	0,79	55,56	9,30	1,55	0,78	10,86	3,62
<i>Mimosa tenuiflora</i>	75	12	0,0126	52,0833	0,66	0,01	0,32	33,33	5,58	0,98	0,49	6,56	2,19
<i>Miracrodruon urundeuva</i>	25	6	0,2499	17,3611	0,22	0,17	6,41	16,67	2,79	6,63	3,31	9,42	3,14
<i>Piptadenia stipulacea</i>	18	4	0,0012	12,5000	0,16	0,00	0,03	11,11	1,86	0,19	0,09	2,05	0,68
<i>Pseudobombax marginatum</i>	7	2	0,0037	4,8611	0,06	0,00	0,09	5,56	0,93	0,15	0,08	1,09	0,36
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5	3	0,0906	3,4722	0,04	0,06	2,32	8,33	1,40	2,37	1,18	3,76	1,25
<i>Senna spectabilis</i>	6	2	0,0011	4,1667	0,05	0,00	0,03	5,56	0,93	0,08	0,04	1,01	0,34
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	144	17	0,0212	100,0000	1,26	0,01	0,54	47,22	7,91	1,80	0,90	9,71	3,24
<b>TOTAL</b>	<b>11455</b>		<b>3,90</b>	<b>7949,31</b>	<b>100,00</b>	<b>2,71</b>	<b>100,00</b>	<b>597,22</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 5 – Continuação...

NOME CIENTÍFICO	2020												
	Ni	p	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1502	22	0,1787	1043,0556	13,12	0,12	4,19	61,11	10,23	17,31	8,66	27,55	9,18
<i>Bauhinia cheilanta</i>	37	5	0,0100	25,6944	0,32	0,01	0,24	13,89	2,33	0,56	0,28	2,88	0,96
<i>Cenostigma bracteosum</i>	8932	36	2,1785	6202,7778	78,03	1,51	51,09	100,00	16,74	129,12	64,56	145,86	48,62
<i>Cnidoscolus pubescens</i>	15	3	0,0042	10,4167	0,13	0,00	0,10	8,33	1,40	0,23	0,11	1,62	0,54
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	194	20	0,9317	134,7222	1,69	0,65	21,85	55,56	9,30	23,54	11,77	32,85	10,95
<i>Commiphora leptophloeos</i>	55	16	0,1689	38,1944	0,48	0,12	3,96	44,44	7,44	4,44	2,22	11,88	3,96
<i>Croton rhamnifolius</i>	6	2	0,0002	4,1667	0,05	0,00	0,00	5,56	0,93	0,06	0,03	0,99	0,33
<i>Erythrostemon calycinus</i>	0	0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Jatropha mollissima</i>	249	29	0,3210	172,9167	2,18	0,22	7,53	80,56	13,49	9,70	4,85	23,19	7,73
<i>Libidibia ferrea</i>	1	1	0,0001	0,6944	0,01	0,00	0,00	2,78	0,47	0,01	0,01	0,48	0,16
<i>Manihot carthaginensis</i>	89	15	0,0119	61,8056	0,78	0,01	0,28	41,67	6,98	1,06	0,53	8,03	2,68
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	87	20	0,0373	60,4167	0,76	0,03	0,88	55,56	9,30	1,64	0,82	10,94	3,65
<i>Mimosa tenuiflora</i>	75	12	0,0131	52,0833	0,66	0,01	0,31	33,33	5,58	0,96	0,48	6,54	2,18
<i>Miracrodruon urundeuva</i>	25	6	0,3003	17,3611	0,22	0,21	7,04	16,67	2,79	7,26	3,63	10,05	3,35
<i>Piptadenia stipulacea</i>	18	4	0,0013	12,5000	0,16	0,00	0,03	11,11	1,86	0,19	0,09	2,05	0,68
<i>Pseudobombax marginatum</i>	7	2	0,0005	4,8611	0,06	0,00	0,01	5,56	0,93	0,07	0,04	1,00	0,33
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5	3	0,0932	3,4722	0,04	0,06	2,19	8,33	1,40	2,23	1,11	3,62	1,21
<i>Senna spectabilis</i>	6	2	0,0016	4,1667	0,05	0,00	0,04	5,56	0,93	0,09	0,04	1,02	0,34
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	144	17	0,0121	100,0000	1,26	0,01	0,28	47,22	7,91	1,54	0,77	9,45	3,15
<b>TOTAL</b>	<b>11455</b>	<b>36</b>	<b>4,26</b>	<b>7949,31</b>	<b>100,00</b>	<b>2,96</b>	<b>100,00</b>	<b>597,22</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 5 - Continuação

NOME CIENTÍFICO	2021												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1502	22	0,2522	1043,0556	13,11	0,18	4,51	61,11	10,38	17,62	8,81	27,99	9,33
<i>Astornium urundeuva</i>	24	6	0,3293	16,6667	0,21	0,23	5,89	16,67	2,83	6,10	3,05	8,93	2,98
<i>Bauhinia cheilanta</i>	40	5	0,0151	27,7778	0,35	0,01	0,27	13,89	2,36	0,62	0,31	2,98	0,99
<i>Cenostigma bracteosum</i>	8954	36	2,8858	6218,0556	78,13	2,00	51,62	100,00	16,98	129,74	64,87	146,73	48,91
<i>Cnidocolus pubescens</i>	15	3	0,0046	10,4167	0,13	0,00	0,08	8,33	1,42	0,21	0,11	1,63	0,54
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	195	20	1,1303	135,4167	1,70	0,78	20,22	55,56	9,43	21,92	10,96	31,35	10,45
<i>Commiphora leptophloeos</i>	55	16	0,1721	38,1944	0,48	0,12	3,08	44,44	7,55	3,56	1,78	11,11	3,70
<i>Croton rhamnifolius</i>	0	0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erythrostemon calycinus</i>	0	0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Jatropha mollissima</i>	251	30	0,5497	174,3056	2,19	0,38	9,83	83,33	14,15	12,02	6,01	26,17	8,72
<i>Libidibia ferrea</i>	1	1	0,0005	0,6944	0,01	0,00	0,01	2,78	0,47	0,02	0,01	0,49	0,16
<i>Manihot carthaginensis</i>	89	15	0,0127	61,8056	0,78	0,01	0,23	41,67	7,08	1,00	0,50	8,08	2,69
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	87	20	0,0623	60,4167	0,76	0,04	1,11	55,56	9,43	1,87	0,94	11,31	3,77
<i>Mimosa tenuiflora</i>	75	12	0,0269	52,0833	0,65	0,02	0,48	33,33	5,66	1,14	0,57	6,80	2,27
<i>Piptadenia stipulacea</i>	18	4	0,0023	12,5000	0,16	0,00	0,04	11,11	1,89	0,20	0,10	2,09	0,70
<i>Pseudobombax marginatum</i>	0	0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5	3	0,1280	3,4722	0,04	0,09	2,29	8,33	1,42	2,33	1,17	3,75	1,25
<i>Senna spectabilis</i>	6	2	0,0017	4,1667	0,05	0,00	0,03	5,56	0,94	0,08	0,04	1,03	0,34
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	144	17	0,0171	100,0000	1,26	0,01	0,31	47,22	8,02	1,56	0,78	9,58	3,19
<b>TOTAL</b>	<b>11482</b>		<b>5,59</b>	<b>7959,03</b>	<b>100,00</b>	<b>3,88</b>	<b>100,00</b>	<b>588,89</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Em que: Ni= Número de indivíduos de perfilhos; p = Número de unidades amostrais com presença da espécie; B= Área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); DA= Densidade absoluta ( $\text{N ha}^{-1}$ ); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ); DoR = Dominância relativa VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

Com maior densidade e dominância na área de estudo a Catingueira (*C. bracteosum*) também apresentou maior frequência entre as espécies em todos os anos avaliados. As espécies da família Fabaceae apresentam certa facilidade de permanecer em suas regiões em condições adversas, como, escassez de água, altas temperatura, deficiência nutricionais entre outros fatores. Nesse sentido, Antunes (2012), relata que essas espécies apresentam uma larga faixa de flexibilidade climática, conseguindo se adaptar a diversos tipos de solos e o processo de regeneração natural é evidenciado assim que surgem as primeiras chuvas. Além disso, em áreas que estão em estágios iniciais de sucessão ecológica (como evidenciado neste estudo), a Catingueira também é apresentada como a espécie de maior valor de importância em áreas de Caatinga (LIMA; COELHO, 2018).

Considerando a rebrota dos indivíduos, objeto de interesse do referente estudo, a vegetação da caatinga tende a apresentar um comportamento frequente de entrada e saída de indivíduos e espécies arbustivo-arbóreas. Esse mecanismo de sobrevivência pode ser em tocos, rebrotas (perfilhos), regenerantes e remanescentes. Em estudo realizado no cerrado Bucci (2004) relatou que indivíduos de determinadas espécies apresentam a desrama ou desbaste natural, isso porque se torna essencial para a redução da concorrência elevada por nutrientes e água. Ainda segundo o autor, esse mecanismo acontece devido ao adensamento do material lenhoso, dificultando a translocação de água nos fustes, logo, plantas jovens apresentam baixa densidade facilitando a movimentação da água, sendo assim, em material vegetal mais denso a eliminação deles ocorre naturalmente, permitindo que o indivíduo futuramente permaneça com poucos perfilhos, porém com maior tempo de sobrevivência.

Quanto aos parâmetros estruturais dos indivíduos regenerantes (Tabela 6), foi possível contabilizar um universo de 464, 428, 428 e 337 indivíduos para os anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 respectivamente, contemplando 13 espécies para ambos os períodos. Quando observado os gêneros e famílias, os períodos estudados apresentaram 12 gêneros e seis (6) famílias botânicas. Estes números representam o somatório das espécies encontradas nos quatro anos avaliados entre indivíduos de remanescentes, regenerantes e de rebrotas por cepas.

A *C. bracteosum* continuou sendo a que possui maior número de indivíduos, apresentando assim, valores elevados na análise da estrutura da comunidade florestal, logo, a mesma pode ser considerada como uma espécie primordial para cobertura territorial da região após processos antropogênicos, devido a facilidade de permanência e de crescimento. Para o estudo de indivíduos regenerantes, a espécie com maiores valores fitossociológicos foi a *J. molíssima*, seguida da *C. bracteosum* e da *M. ophthalmocentra* (Tabela 6).

Tabela 5 – Estimativa dos parâmetros estruturais dos indivíduos regenerantes inventariados nos anos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, Floresta - PE.

NOME CIENTÍFICO	2018												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	22	10	0,0114	15,2778	4,74	0,01	3,99	27,78	9,26	8,73	4,37	17,99	6,00
<i>Bauhinia cheilanta</i>	8	2	0,0011	5,5556	1,72	0,00	0,38	5,56	1,85	2,10	1,05	3,95	1,32
<i>Cenostigma bracteosum</i>	150	20	0,0721	104,1667	32,33	0,05	25,25	55,56	18,52	57,58	28,79	76,10	25,37
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	11	5	0,0119	7,6389	2,37	0,01	4,17	13,89	4,63	6,54	3,27	11,17	3,72
<i>Commiphora leptophloeos</i>	7	7	0,0056	4,8611	1,51	0,00	1,96	19,44	6,48	3,47	1,74	9,95	3,32
<i>Jatropha mollissima</i>	118	21	0,1259	81,9444	25,43	0,09	44,08	58,33	19,44	69,51	34,76	88,96	29,65
<i>Manihot carthaginensis</i>	15	6	0,0037	10,4167	3,23	0,00	1,31	16,67	5,56	4,54	2,27	10,10	3,37
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	63	16	0,0208	43,7500	13,58	0,01	7,27	44,44	14,81	20,85	10,43	35,67	11,89
<i>Mimosa tenuiflora</i>	24	6	0,0077	16,6667	5,17	0,01	2,68	16,67	5,56	7,85	3,93	13,41	4,47
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	2	2	0,0011	1,3889	0,43	0,00	0,38	5,56	1,85	0,81	0,40	2,66	0,89
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	2	0,0003	2,7778	0,86	0,00	0,09	5,56	1,85	0,95	0,48	2,81	0,94
<i>Senna spectabilis</i>	2	1	0,0006	1,3889	0,43	0,00	0,21	2,78	0,93	0,64	0,32	1,57	0,52
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	38	10	0,0235	26,3889	8,19	0,02	8,22	27,78	9,26	16,41	8,21	25,67	8,56
<b>TOTAL</b>	<b>464</b>		<b>0,29</b>	<b>322,22</b>	<b>100,00</b>	<b>0,20</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 6 - Continuação

NOME CIENTÍFICO	2019												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	19	9	0,0105	13,1944	4,44	0,01	3,66	25,00	9,00	8,10	4,05	17,10	5,70
<i>Bauhinia cheilanta</i>	7	2	0,0009	4,8611	1,64	0,00	0,31	5,56	2,00	1,95	0,97	3,95	1,32
<i>Cenostigma bracteosum</i>	136	19	0,0745	94,4444	31,78	0,05	25,89	52,78	19,00	57,67	28,83	76,67	25,56
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	11	5	0,0120	7,6389	2,57	0,01	4,18	13,89	5,00	6,76	3,38	11,76	3,92
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	3	0,0024	2,0833	0,70	0,00	0,83	8,33	3,00	1,53	0,76	4,53	1,51
<i>Jatropha mollissima</i>	109	20	0,1375	75,6944	25,47	0,10	47,80	55,56	20,00	73,27	36,63	93,27	31,09
<i>Manihot carthaginensis</i>	15	6	0,0042	10,4167	3,50	0,00	1,45	16,67	6,00	4,95	2,48	10,95	3,65
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	63	16	0,0232	43,7500	14,72	0,02	8,07	44,44	16,00	22,79	11,40	38,79	12,93
<i>Mimosa tenuiflora</i>	22	6	0,0068	15,2778	5,14	0,00	2,38	16,67	6,00	7,52	3,76	13,52	4,51
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	2	2	0,0011	1,3889	0,47	0,00	0,38	5,56	2,00	0,84	0,42	2,84	0,95
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	2	0,0003	2,7778	0,93	0,00	0,10	5,56	2,00	1,04	0,52	3,04	1,01
<i>Senna spectabilis</i>	2	1	0,0006	1,3889	0,47	0,00	0,21	2,78	1,00	0,68	0,34	1,68	0,56
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	35	9	0,0136	24,3056	8,18	0,01	4,74	25,00	9,00	12,91	6,46	21,91	7,30
<b>TOTAL</b>	<b>428</b>		<b>0,29</b>	<b>297,22</b>	<b>100,00</b>	<b>0,1925</b>	<b>100,00</b>	<b>277,78</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...



Tabela 6 - Continuação

NOME CIENTÍFICO	2020												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	19	7	0,0100	13,1944	4,44	0,01	3,05	19,44	8,05	7,49	3,75	15,54	5,18
<i>Bauhinia cheilanta</i>	7	1	0,0004	4,8611	1,64	0,00	0,12	2,78	1,15	1,76	0,88	2,91	0,97
<i>Cenostigma bracteosum</i>	136	17	0,0759	94,4444	31,78	0,05	23,09	47,22	19,54	54,87	27,43	74,41	24,80
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	11	6	0,0166	7,6389	2,57	0,01	5,05	16,67	6,90	7,62	3,81	14,52	4,84
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	2	0,0009	2,0833	0,70	0,00	0,28	5,56	2,30	0,98	0,49	3,28	1,09
<i>Jatropha mollissima</i>	109	21	0,1779	75,6944	25,47	0,12	54,09	58,33	24,14	79,56	39,78	103,70	34,57
<i>Manihot carthaginensis</i>	15	6	0,0063	10,4167	3,50	0,00	1,92	16,67	6,90	5,42	2,71	12,32	4,11
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	63	13	0,0280	43,7500	14,72	0,02	8,52	36,11	14,94	23,24	11,62	38,19	12,73
<i>Mimosa tenuiflora</i>	22	6	0,0074	15,2778	5,14	0,01	2,26	16,67	6,90	7,40	3,70	14,30	4,77
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	2	1	0,0003	1,3889	0,47	0,00	0,10	2,78	1,15	0,57	0,28	1,72	0,57
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	2	0,0004	2,7778	0,93	0,00	0,11	5,56	2,30	1,05	0,52	3,35	1,12
<i>Senna spectabilis</i>	2	1	0,0010	1,3889	0,47	0,00	0,29	2,78	1,15	0,76	0,38	1,91	0,64
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	35	4	0,0036	24,3056	8,18	0,00	1,10	11,11	4,60	9,27	4,64	13,87	4,62
<b>TOTAL</b>	<b>428</b>		<b>0,33</b>	<b>297,22</b>	<b>100,00</b>	<b>0,2214</b>	<b>100,00</b>	<b>241,67</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 6 - Continuação

NOME CIENTÍFICO	2021												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	16	7	0,0151	11,1111	4,24	0,01	3,54	19,44	7,78	7,78	3,89	15,56	5,19
<i>Astornium urundeuva</i>	2	2	0,0016	1,3889	0,53	0,00	0,38	5,56	2,22	0,91	0,46	3,13	1,04
<i>Bauhinia cheilanta</i>	7	1	0,0039	4,8611	1,86	0,00	0,92	2,78	1,11	2,78	1,39	3,89	1,30
<i>Cenostigma bracteosum</i>	121	16	0,0932	84,0278	32,10	0,06	21,83	44,44	17,78	53,93	26,97	71,71	23,90
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	11	5	0,0164	7,6389	2,92	0,01	3,84	13,89	5,56	6,76	3,38	12,31	4,10
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	3	0,0040	2,0833	0,80	0,00	0,95	8,33	3,33	1,74	0,87	5,08	1,69
<i>Jatropha mollissima</i>	97	19	0,2177	67,3611	25,73	0,15	51,02	52,78	21,11	76,75	38,37	97,86	32,62
<i>Manihot carthaginensis</i>	13	5	0,0073	9,0278	3,45	0,01	1,71	13,89	5,56	5,16	2,58	10,72	3,57
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	57	15	0,0436	39,5833	15,12	0,03	10,22	41,67	16,67	25,34	12,67	42,01	14,00
<i>Mimosa tenuiflora</i>	22	6	0,0122	15,2778	5,84	0,01	2,87	16,67	6,67	8,70	4,35	15,37	5,12
<i>Piptadenia stipulacea</i>	4	2	0,0006	2,7778	1,06	0,00	0,15	5,56	2,22	1,21	0,61	3,43	1,14
<i>Senna spectabilis</i>	2	1	0,0011	1,3889	0,53	0,00	0,25	2,78	1,11	0,78	0,39	1,89	0,63
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	22	8	0,0099	15,2778	5,84	0,01	2,31	22,22	8,89	8,15	4,07	17,04	5,68
<b>TOTAL</b>	<b>377</b>		<b>0,43</b>	<b>261,81</b>	<b>100,00</b>	<b>0,2858</b>	<b>100,00</b>	<b>250,00</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Em que: N= Número de indivíduos regenerantes; p= Número de unidades amostrais com presença da espécie; B= Área basal (m<sup>2</sup>/ha); DA= Densidade absoluta (N/ha); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta(m<sup>2</sup>/ha); DoR = Dominância relativa VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

A espécie *J. mollissima* apesar de densidade de indivíduos regenerantes que a *C. bracteosum* se destacou por apresentar maior valor de importância em todos os anos. Em observações realizadas em campo, é possível afirmar que esse comportamento foi explicado em razão da espécie apresentar um desenvolvimento rápido perante as condições edafoclimáticas, e que mesmo sendo regenerantes, há facilidade em disseminação de sementes prematura, já que o déficit hídrico na região é elevado.

Portanto, em determinada época do ano a produção de sementes pode ser considerada elevada, ocorrendo o aumento no número de indivíduos e densidade absoluta da espécie que, com junção da dominância e frequência com que ela ocorre, acarreta no maior VI. Além disso, salienta-se que a *J. mollissima* não é uma espécie de potencial madeireiro e nem de interesse forrageiro, porém, apresenta um grande potencial em meio a comunidade, tendo em vista que, sua colaboração ecológica é capaz de contribuir para fertilidade do solo, com a fixação de nitrogênio por meio de seu sistema radicular (SILVA et al., 2020).

Com grande potencial como fonte de produtos comerciais, a espécie apresenta em suas sementes, óleo vegetal capaz de produzir biocombustíveis de alta qualidade, mesmo com toxicidade em suas estruturas. Além disso, a mesma possui propriedades anti-inflamatórias e analgésicas, sendo amplamente utilizada para tratamentos no meio medicinal (SILVA et al., 2014; SILVA et al., 2020; LUNA et al., 2022).

As três primeiras espécies juntas apresentaram uma densidade absoluta de aproximadamente 230 indivíduos por hectare, representando cerca de 71% do total de indivíduos amostrados. No período 2018 e 2019 foram verificados cerca de 213 indivíduos (72%). Em 2021 o número de indivíduo por hectare foi de aproximadamente 190 com aproximadamente 73% dos indivíduos amostrados no estudo.

Após três anos do primeiro inventário (2018), com o volume (área basal) mantendo-se praticamente estável, a comunidade apresentou um baixo crescimento em 2021 (Tabela 6), esse comportamento, é possivelmente em virtude do crescimento dimensional dos regenerantes remanescente, tendo em vista que, o número de ingressos não foi o suficiente para tal modificação, isso corrobora com a dificuldade em que a vegetação da Caatinga apresenta em incluir novos indivíduos na comunidade. Conforme Pereira; Braga; Guimar (2014) esta dificuldade em se manter como uma floresta conservada e com maior frequência de sobrevivência na região, dá-se, principalmente pelas elevadas temperaturas e baixos volumes de precipitação de chuvas, acarretando na mortalidade dos/as indivíduos/espécies, reduzindo a biodiversidade no bioma Caatinga.

Tendo em vista essa dinâmica, foi possível perceber que 2021 apresentou maiores valores fitossociológicos, com área basal de 1245,24 m<sup>2</sup>/ha, onde a comunidade voltou a crescer na região, isso pode estar correlacionado a precipitação de chuvas do ano anterior, onde, no período do estudo foi o ano em que mais acumulou chuvas (Tabela 6), de acordo com a Agência Pernambucana de Águas e Clima (2021), o ano de 2021 apresentou um acúmulo de 658.60 mm e a menor temperatura média, com 27,13 °C.

A *J. mollissima* foi a espécie que apresentou densidade mais elevada nas parcelas levantadas, especialmente quando as unidades amostrais apresentavam áreas mais abertas, com mais solo exposto, comportando-se como uma espécie pioneira. Os indivíduos apresentaram alta dominância nas áreas abertas, estrutura juvenis, alta produção de frutos e sementes, além de boa área de copa em relação as dimensões dendométricas, caracterizando-se assim como uma espécie de recobrimento.

Essas três espécies de maior VI apresentam uma média de 0,1877 m<sup>2</sup>/ha da área basal, o que equivale a aproximadamente 81% da dominância absoluta total (DoA) para todos os anos. A frequência relativa (FR) calculada para essas espécies nos anos avaliados foram respectivamente, 52,78%, 50%, 58,62% e 55,56% de representatividade nas parcelas amostradas (Figura 6), logo, é possível perceber que a cada ano, mais espécies se faziam presentes, tanto como recrutamento, quanto nas novas parcelas (Tabela 6).

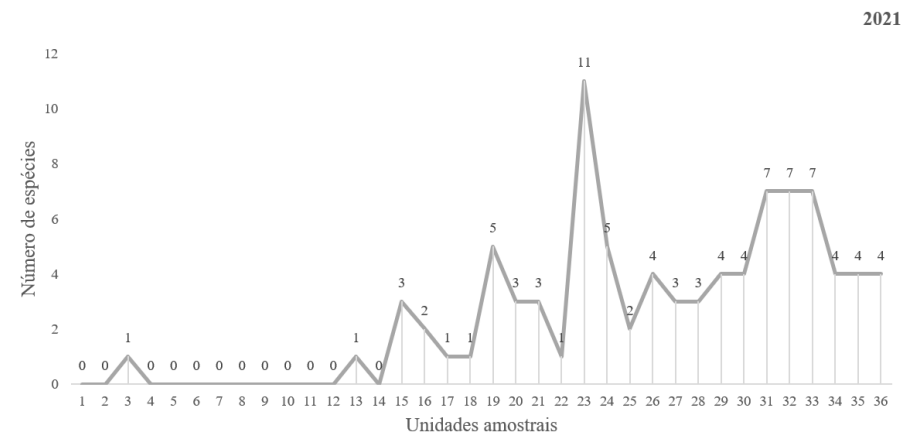
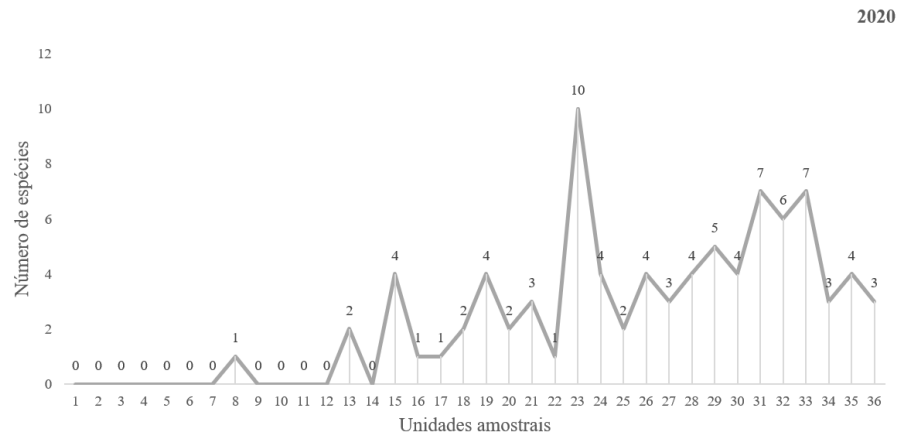
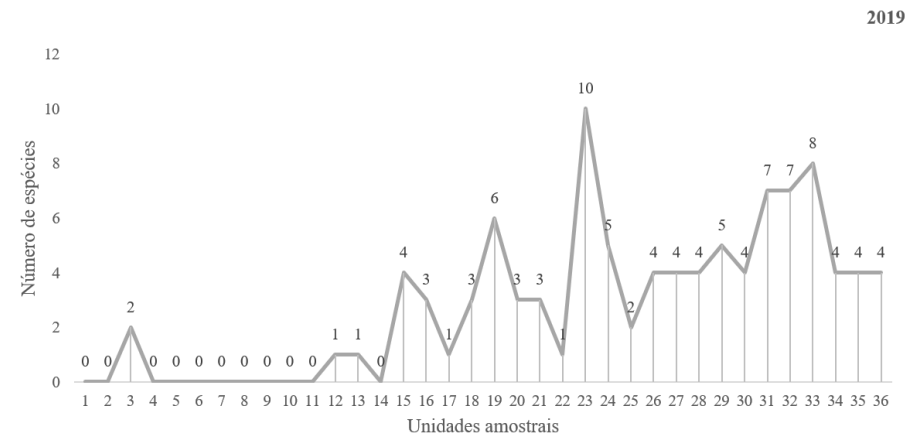
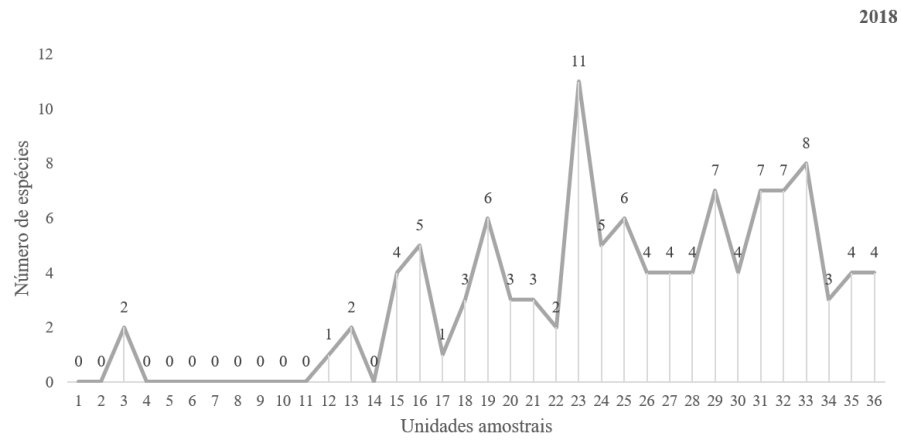


Figura 6 – Distribuição do número de espécies de regenerantes nas unidades amostrais em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.

O inventário realizado para os indivíduos remanescentes possibilitou o conhecimento da composição florística da área, a qual era composta por sete famílias, 11 gêneros e pertencentes a 12 espécies, para os anos de 2018 e 2019. Em 2020 houve uma redução em toda classificação, sendo 10 espécies, de 10 gêneros que pertencem a seis famílias botânicas e por fim, 2021 que apresentou maior quantidade de espécimes, totalizando 15 dentre 13 gêneros. Nesta ocasião as famílias com maior representatividade foram a Fabaceae e a Euphorbiaceae, cada uma com três espécies, seguidas pela Anacardiaceae com apenas duas espécies. Essas espécies são comumente encontradas em áreas de florestas tropicais secas, salientando que muitas delas são protegidas por lei, ou seja, são proibidas de sofrerem qualquer tipo de corte.

O componente arbóreo apresentou uma densidade média de 111,98 ind/ha para os anos, sendo a família Fabaceae a que possui aproximadamente 32,46% da densidade absoluta da comunidade (34,72 ind/ha), já a Euphorbiaceae contém 41,64 ind/ha (39%) da densidade absoluta encontrada para o ano de 2018.

Essas informações foram semelhantes com os dados de 2019, tendo em vista que a estrutura florestal não foi alterada drasticamente em apenas um ano. Contudo no ano de 2020, foram levantados 25,69 ind/ha da família Fabaceae que representou o menor percentual das espécies estudadas (26,62%), porém com maior percentual 2021 apresentou 48,61 ind/ha, ou seja, 36,64% de representatividade da comunidade e para Euphorbiaceae houve uma redução para 35,42 ind/ha (37%) da densidade absoluta, essa redução se deu pela perda de uma espécie dentro da família (*C. pubescens*) que teve uma redução regressiva de dois a zero de 2018 a 2020, contudo com o ingresso de novos indivíduos o ano de 2021 apresentou maior DA entre todos os período (59,03 ind/ha) (Tabela 7).

Embora essas três famílias tenham sido consideradas as que apresentam maior riqueza de espécies, ou seja, as mais importantes, duas delas são as que contém os maiores valores de importância: Fabaceae e Euphorbiaceae, que representaram aproximadamente 70% do total da comunidade analisada em 2018 e 2020, 71% para 2019 e 74,55% para 2021. As espécies que mais contribuíram com esses resultados foram *C. bracteosum*, *J. mollissima* e *C. quercifolius*. Contudo, vale ressaltar que uma espécie que não pertence a este grupo familiar é a *M. urundeuva*, que também possui valor elevado com média de 10,76% do VI da comunidade, sendo essa espécie protegida por lei e na área do plano de manejo florestal, todos indivíduos apresentam grandes dimensões em termos de circunferência e altura.

Os parâmetros estruturais dos fustes e indivíduos regenerantes, assim como, dos indivíduos remanescente, foram análogos devido a melhora dos fatores edafoclimáticos da área em questão. Referente a esta informação, na dinâmica de crescimento da comunidade, é

possível notar o acréscimo e decréscimo de fustes/indivíduos nos períodos analisados, apresentando oscilação, com os anos de 2019 e 2021 com maiores quantidades de indivíduos, com 139 e 191 respectivamente (Tabela7).

Em relação à dinâmica, os parâmetros de desenvolvimento são afetados principalmente na estação seca, logo, apresentam informações acentuadas que evidenciam os valores de mortalidade, ingressantes e de crescimento dos indivíduos lenhosos da Caatinga. Além disso, a estrutura da comunidade pode sofrer alterações que acarretará na maximização da degradação e redução drástica de espécies, podendo ocorrer a extinção em certas ocasiões. (LIMA *et al.*, 2007)

Ainda conforme os autores, o micro-habitat é um condicionante importante para modificações estruturais de determinada comunidade, onde podem influenciar na intensidade das alterações como na dominância, densidade e frequência, além da distribuição espacial das espécies, afetando assim a dispersão e permanência das mesmas *in loco*.

Tabela 6 – Estimativa dos parâmetros fitossociológicos dos indivíduos remanescentes inventariados nos períodos de 2018, 2019, 2020 e 2021 em uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta - PE.

NOME CIENTÍFICO	2018												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	5	3	0,0086	3,4722	3,25	0,01	0,68	8,33	5,88	3,93	1,96	9,81	3,27
<i>Bauhinia cheilanta</i>	11	4	0,0082	7,6389	7,14	0,01	0,64	11,11	7,84	7,79	3,89	15,63	5,21
<i>Cenostigma bracteosum</i>	38	9	0,0954	26,3889	24,68	0,07	7,54	25,00	17,65	32,21	16,11	49,86	16,62
<i>Cnidocolus pubescens</i>	2	2	0,0012	1,3889	1,30	0,00	0,10	5,56	3,92	1,39	0,70	5,32	1,77
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	13	6	0,6541	9,0278	8,44	0,45	51,69	16,67	11,76	60,13	30,07	71,90	23,97
<i>Commiphora leptophloeos</i>	2	1	0,1691	1,3889	1,30	0,12	13,36	2,78	1,96	14,66	7,33	16,62	5,54
<i>Jatropha mollissima</i>	45	15	0,0709	31,2500	29,22	0,05	5,60	41,67	29,41	34,82	17,41	64,24	21,41
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	1	1	0,0010	0,6944	0,65	0,00	0,08	2,78	1,96	0,73	0,36	2,69	0,90
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	13	5	0,1675	9,0278	8,44	0,12	13,24	13,89	9,80	21,68	10,84	31,48	10,49
<i>Pseudobombax marginatum</i>	1	1	0,0032	0,6944	0,65	0,00	0,25	2,78	1,96	0,90	0,45	2,86	0,95
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	3	2	0,0829	2,0833	1,95	0,06	6,55	5,56	3,92	8,50	4,25	12,42	4,14
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	20	2	0,0034	13,8889	12,99	0,00	0,27	5,56	3,92	13,25	6,63	17,17	5,72
<b>TOTAL</b>	<b>154</b>		<b>1,27</b>	<b>106,94</b>	<b>100,00</b>	<b>0,88</b>	<b>100,00</b>	<b>141,67</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...



Tabela 7 – Continuação

NOME CIENTÍFICO	2019												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	6	4	0,0054	4,1667	3,73	0,00	0,41	11,11	7,69	4,13	2,07	11,83	3,94
<i>Bauhinia cheilanta</i>	11	4	0,0086	7,6389	6,83	0,01	0,65	11,11	7,69	7,49	3,74	15,18	5,06
<i>Cenostigma bracteosum</i>	40	9	0,0803	27,7778	24,84	0,06	6,09	25,00	17,31	30,94	15,47	48,25	16,08
<i>Cnidoscolus pubescens</i>	1	1	0,0020	0,6944	0,62	0,00	0,15	2,78	1,92	0,78	0,39	2,70	0,90
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	13	6	0,6917	9,0278	8,07	0,48	52,49	16,67	11,54	60,57	30,28	72,11	24,04
<i>Commiphora leptophloeos</i>	2	1	0,1541	1,3889	1,24	0,11	11,70	2,78	1,92	12,94	6,47	14,86	4,95
<i>Jatropha mollissima</i>	51	17	0,1065	35,4167	31,68	0,07	8,08	47,22	32,69	39,76	19,88	72,45	24,15
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	1	1	0,0010	0,6944	0,62	0,00	0,07	2,78	1,92	0,69	0,35	2,62	0,87
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	13	5	0,1712	9,0278	8,07	0,12	12,99	13,89	9,62	21,07	10,53	30,68	10,23
<i>Pseudobombax marginatum</i>	1	1	0,0032	0,6944	0,62	0,00	0,24	2,78	1,92	0,86	0,43	2,79	0,93
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	4	2	0,0906	2,7778	2,48	0,06	6,87	5,56	3,85	9,36	4,68	13,20	4,40
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	18	1	0,0032	12,5000	11,18	0,00	0,24	2,78	1,92	11,42	5,71	13,34	4,45
<b>TOTAL</b>	<b>161</b>	<b>36</b>	<b>1,32</b>	<b>111,81</b>	<b>100,00</b>	<b>0,92</b>	<b>100,00</b>	<b>144,44</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 7 – Continuação

NOME CIENTÍFICO	2020												
	Ni	p	B	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	6	4	0,0060	4,1667	4,32	0,00	0,44	11,11	8,33	4,76	2,38	13,09	4,36
<i>Bauhinia cheilanta</i>	11	4	0,0092	7,6389	7,91	0,01	0,68	11,11	8,33	8,59	4,30	16,93	5,64
<i>Cenostigma bracteosum</i>	36	9	0,0821	25,0000	25,90	0,06	6,06	25,00	18,75	31,96	15,98	50,71	16,90
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	13	6	0,7167	9,0278	9,35	0,50	52,96	16,67	12,50	62,32	31,16	74,82	24,94
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1	1	0,1655	0,6944	0,72	0,11	12,23	2,78	2,08	12,95	6,47	15,03	5,01
<i>Jatropha mollissima</i>	38	15	0,0943	26,3889	27,34	0,07	6,97	41,67	31,25	34,31	17,16	65,56	21,85
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	1	1	0,0010	0,6944	0,72	0,00	0,07	2,78	2,08	0,79	0,40	2,87	0,96
<i>Miracrodouon urundeuva</i>	13	5	0,1821	9,0278	9,35	0,13	13,46	13,89	10,42	22,81	11,40	33,23	11,08
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	4	2	0,0932	2,7778	2,88	0,06	6,89	5,56	4,17	9,76	4,88	13,93	4,64
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	16	1	0,0032	11,1111	11,51	0,00	0,24	2,78	2,08	11,75	5,87	13,83	4,61
<b>TOTAL</b>	<b>139</b>	<b>36</b>	<b>1,35</b>	<b>96,53</b>	<b>100,00</b>	<b>0,94</b>	<b>100,00</b>	<b>133,33</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Continua...

Tabela 7 – Continuação

NOME CIENTÍFICO	2021												
	Ni	p	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VC	VC%	VI	VI%
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	7	4	0,0093	4,8611	3,66	0,01	0,51	11,11	6,15	4,17	2,09	10,33	3,44
<i>Astornium urundeuva</i>	17	5	0,3277	11,8056	8,90	0,23	17,81	13,89	7,69	26,71	13,36	34,41	11,47
<i>Bauhinia cheilanta</i>	11	4	0,0103	7,6389	5,76	0,01	0,56	11,11	6,15	6,32	3,16	12,47	4,16
<i>Cenostigma bracteosum</i>	54	13	0,1044	37,5000	28,27	0,07	5,67	36,11	20,00	33,95	16,97	53,95	17,98
<i>Cnidocolus pubescens</i>	1	1	0,0026	0,6944	0,52	0,00	0,14	2,78	1,54	0,66	0,33	2,20	0,73
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	13	6	0,8233	9,0278	6,81	0,57	44,75	16,67	9,23	51,56	25,78	60,79	20,26
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1	1	0,1655	0,6944	0,52	0,11	8,99	2,78	1,54	9,52	4,76	11,06	3,69
<i>Jatropha mollissima</i>	70	20	0,2536	48,6111	36,65	0,18	13,78	55,56	30,77	50,43	25,22	81,20	27,07
<i>Libidibia ferrea</i>	1	1	0,0005	0,6944	0,52	0,00	0,03	2,78	1,54	0,55	0,27	2,09	0,70
<i>Manihot carthaginensis</i>	1	1	0,0004	0,6944	0,52	0,00	0,02	2,78	1,54	0,54	0,27	2,08	0,69
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	2	2	0,0049	1,3889	1,05	0,00	0,26	5,56	3,08	1,31	0,66	4,39	1,46
<i>Mimosa tenuiflora</i>	2	2	0,0065	1,3889	1,05	0,00	0,35	5,56	3,08	1,40	0,70	4,48	1,49
<i>Piptadenia stipulacea</i>	1	1	0,0017	0,6944	0,52	0,00	0,09	2,78	1,54	0,61	0,31	2,15	0,72
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	5	3	0,1280	3,4722	2,62	0,09	6,96	8,33	4,62	9,58	4,79	14,19	4,73
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	5	1	0,0011	3,4722	2,62	0,00	0,06	2,78	1,54	2,68	1,34	4,22	1,41
<b>TOTAL</b>	<b>191</b>	<b>65</b>	<b>1,84</b>	<b>132,64</b>	<b>100,00</b>	<b>1,28</b>	<b>100,00</b>	<b>180,56</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>	<b>300,00</b>	<b>100,00</b>

Em que: N= Número de indivíduos remanescentes; p = número de amostras com presença da espécie; B = Área basal (m<sup>2</sup>/ha); DA= Densidade absoluta (N/ha); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta(m<sup>2</sup>/ha); DoR = Dominância relativa VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

Diferente da regeneração natural onde suas espécies estão mais localizadas nas unidades amostrais centrais, na avaliação dos remanescentes, é possível perceber que a distribuição das espécies é bastante homogênea (Figura 7), sendo assim é possível perceber que estas espécies apresentam uma distribuição espacial semelhante ao comportamento da comunidade antes do corte raso.

Com foco em três tipos de recomposição da floresta (regeneração, rebrota de raízes e tocos), percebeu-se que a maioria das espécies apresentam mais facilidades em rebrotar por tocos e raízes. Em campo notou-se que poucas espécies presentes nas unidades amostrais são de regeneração por meio de sementes. O processo de regeneração em ambientes semiáridos é comumente lento, pois está à mercê da variação de chuvas, da dispersão de sementes e existência de banco das mesmas, além da rebrota de tocos e raízes (SOARES, 2019). Este processo é uma potencialidade na fase regenerativa de qualquer ecossistema e delimita os modelos da substituição das espécies ou das mudanças físicas e estruturais em termos de indivíduos bem como para a comunidade.

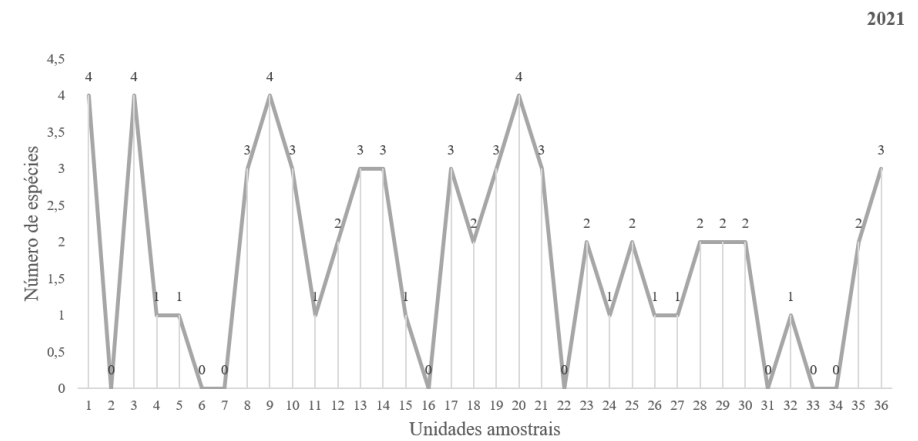
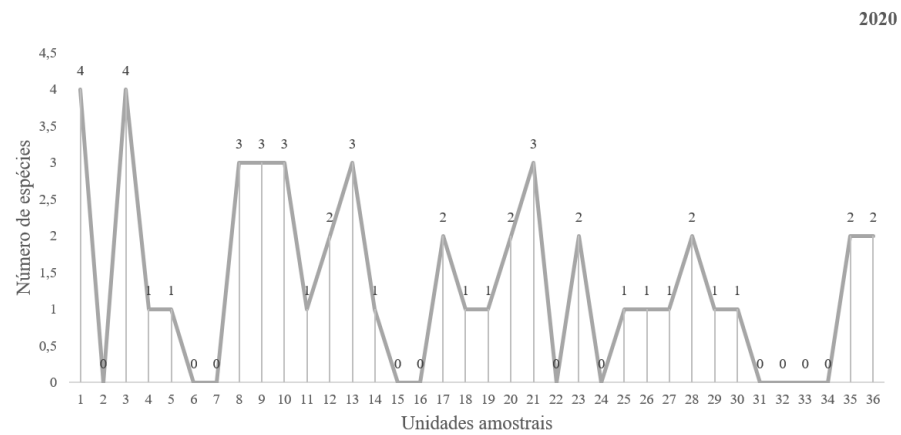
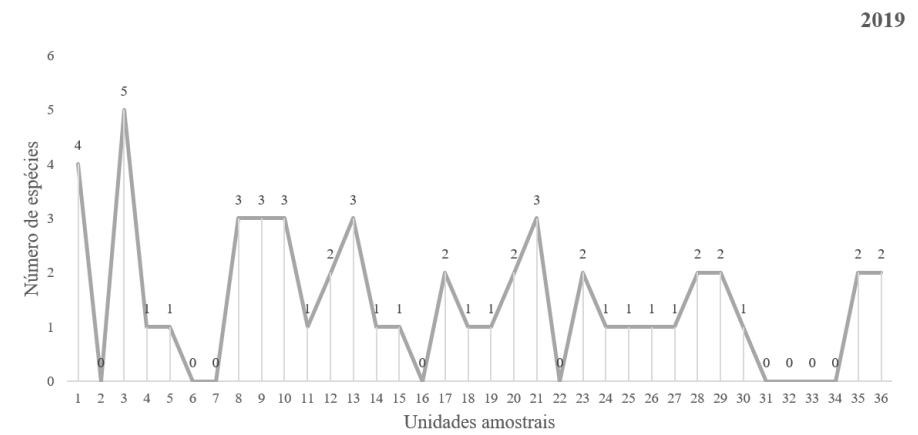
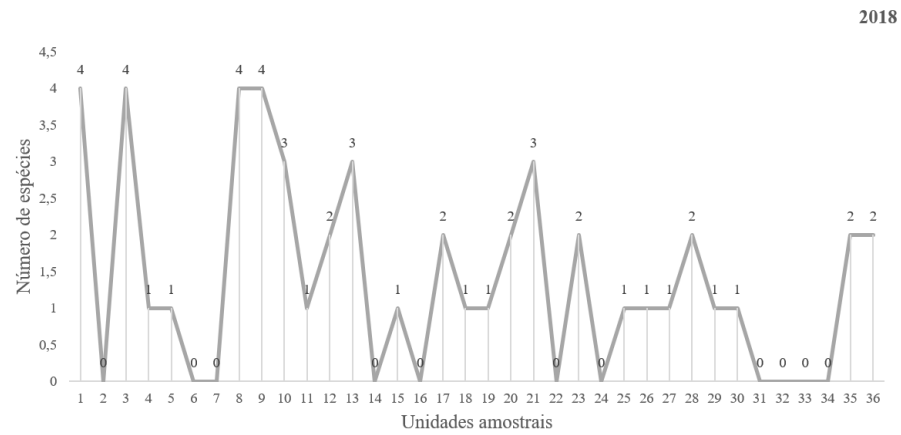


Figura 7 – Distribuição do número de espécies de remanescentes nas unidades amostrais em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.

Outro mecanismo que influencia na composição das florestas é a abertura de clareiras e efeito de borda. Segundo Carvalho (1999), a distribuição espacial assim como a composição florística, estão possivelmente relacionadas as dimensões da clareira e/ou a distintas intensidades de uso e exploração da vegetação, sendo que esses fatores devem ser levados em consideração, porque, dependendo da exploração ou tamanho da clareira poderá afetar diretamente na germinação e sobrevivência por meio de fatores físicos. Diante disso, vale salientar que, em áreas de Caatinga não existe clareiras, mas, mesmo com o corte raso na área de estudo é possível observar que algumas unidades amostrais apresentaram mais espécies que outras (Figuras 6 e 7), observando-se que as parcelas centrais apresentaram mais espécies que as externas.

## 6.2.DISTRIBUIÇÃO DE CIRCUNFERÊNCIA E ALTURAS

Ao longo do desenvolvimento da comunidade foi possível perceber que, por meio da distribuição de circunferência, ocorreu redução no número de indivíduos quando eles têm maiores dimensões dendométricas. Logo, é notório maior concentração nas primeiras classes por se tratar de uma distribuição de indivíduos regenerantes, caso específico do estudo e que tem semelhança em todos os períodos analisados (Figura 8).

Essa distribuição é comum em toda e floresta inequiana com ou sem antropização do seu habitat, ou seja, um modelo de “*J* invertido” ou distribuição exponencial negativa (CALIXTO JÚNIOR; DRUMMOND, 2011; LIMA *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2021; LIMA *et al.*, 2023), contudo, em áreas de florestas nativas essa forma é importante para tomada de decisões para áreas que possam ser manejadas, além disso, pode ser utilizada para analisar o impacto de atividades humana (MACEDO *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2022).

Com relação a distribuição altimétrica (Figura 8), foi possível observar maior concentração de indivíduos na classe II, isso indica que a maioria das cepas remanescentes estão com corte entre 15 e 30 cm. Ocasionalmente essa é a altura indicada pelo protocolo de manejo da caatinga. Desta forma a altura do corte das cepas influencia na quantidade de rebrota dos perfilhos, pois quanto mais baixo menor a capacidade de emitir novos perfilhos. Por outro lado, a distribuição ainda apresenta cerca de 70 indivíduos por período com altura maior que 30 cm de corte, de acordo com os dados do levantamento, apenas um desses possui uma elevada emissão de perfilhos, os demais não passam de 14 fustes.

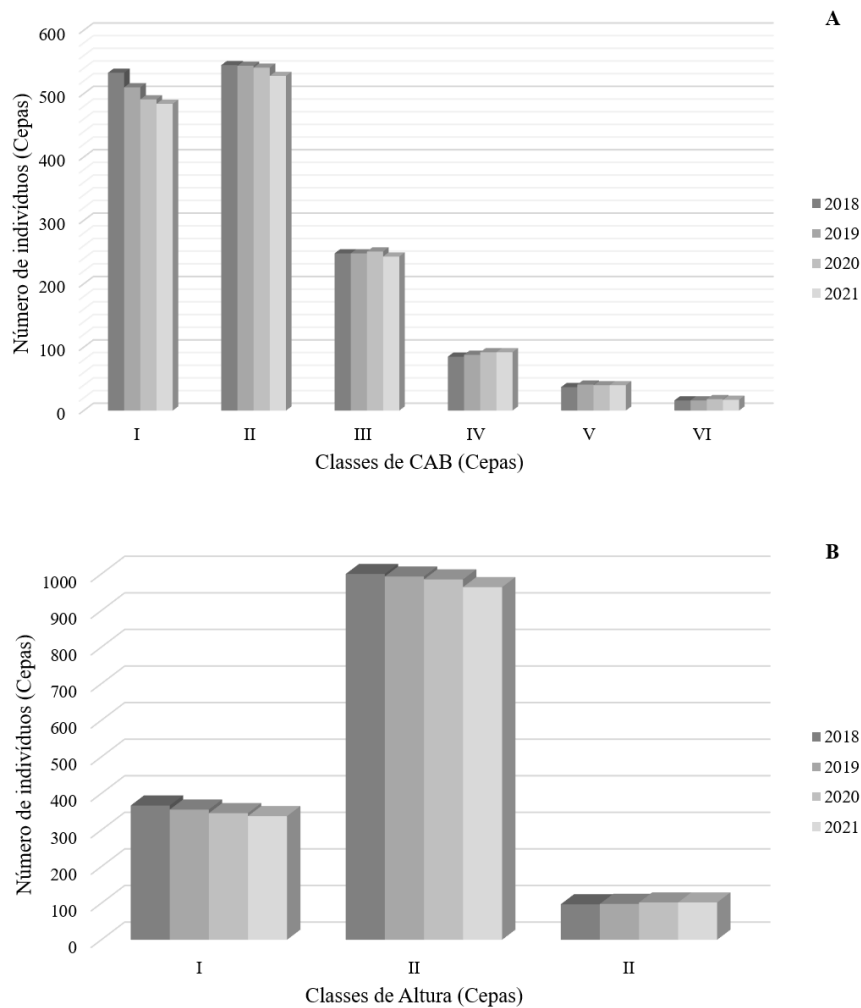


Figura 8 – Distribuição de circunferência na base (A) e de altura da base (B) de cepas inventariados em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de Floresta – PE.

É importante ressaltar que este comportamento pode estar relacionado possivelmente em virtude dos indivíduos alcançarem a senescência e reduzirem a produção de células facilitadoras de novas brotações, além de que existe um outro fator direto para a redução das cepas: a radiação solar direta, tendo em vista que estão expostas por ser uma área de corte raso, além de todo e qualquer outro tipo de intempéries. Indivíduos que apresentam fustes com casca fina possui maior suscetibilidade de permanência em campo quando o nível de luminosidade é alta, os danos oriundos da radiação solar podem afetar drasticamente a estrutura da árvore, o que pode levar a redução do desenvolvimento e produtividade, assim ocorrendo a desidratação e morte das células, afetando na capacidade de absorção de nutrientes e água pelas plantas (RIBEIRO, BONILLA, LUCENA 2018; SOUZA 2020).

Ambientes como o da Caatinga são caracterizados por apresentarem altos índices de radiação solar e isto está associado ao fato de estar localizada próxima a latitude 0°, onde é

bastante influenciado pelo ângulo onde a radiação é mais direta (SOUZA 2020). Vale ressaltar que ainda de acordo com o autor, em período que ocorre estiagem, diversas plantas da caatinga perdem suas folhas o que ocasiona maior incidência de radiação direta ao solo corroborando para o aumento das temperaturas e da demanda evaporativa.

A radiação solar é diversamente contida por diversas espécies por meio de mecanismos de defesa, na Caatinga algumas espécies possuem uma cera que protege contra níveis elevados de radiação (PEREIRA, 2016), podem ser consideradas como epicuticular, presentes na superfície de folhas e fustes e a intracuticular que está inserida na matriz de cutina (LEIDE *et al.*, 2011). Esta cera é presente em período de maior umidade pois são formadas por uma matriz de polímeros insolúvel (cutina) associada a lipídeos solventes-solúveis, que facilita a troca de água e gases como o meio, facilitando o desenvolvimento da planta (FIGUEIREDO *et al.*, 2012; PEREIRA, 2016).

### 6.3. DINÂMICA DE CRESCIMENTO

Quanto a dinâmica em área basal, pode-se observar na Tabela 8 que, com maiores valores a *C. bracteosum* (0,1597 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> em 2015 e 0,9842 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> em 2018) apresenta-se como a espécie com maior mudança líquida em área basal (0,7885 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>).

Em segunda posição os indivíduos da *C. quercifolius*, onde apresentam uma baixa capacidade de emissão de brotos, porém, com alto desenvolvimento dimensional, fazendo com que os poucos perfilhos emitidos obtenham grandes dimensões rapidamente, com isso, ela também se destaca entre as demais.

Os indivíduos de *C. quercifolius* apresenta essas características devido ao acúmulo de água e troca gasosa durante o período de chuvas e no início de estiagem os mesmos como mecanismo de sobrevivência reduções atividade metabólica evitando emissão de novos brotos, resguardando assim seus recursos hídricos e reduzindo a atividades evaporativa (RAMOS; FREIRA 2019). A reprodução de espécies vegetais dar-se por meio sexuadamente, assim, espécies se desenvolve de forma natural se adaptando ao hábitat com poucos ou diversos fustes. No caso da *C. quercifolius*, a mesma pode se reproduzir via assexuadamente (clones) (CÂNDIDO *et al.*, 2012; PAULINO *et al.*, 2012; BRITO *et al.*, 2014), na minoria dos casos, o meio de apresentar-se com diversos fuste é pelo processo de estaquia, no qual aumenta a capacidade das espécies em emitir novos perfilhos (BRITO *et al.*, 2014; FARIAS-JUNIOR *et al.*, 2015).

Algumas espécies como: *B. cheilanta* (Mororó), *P. marginatum* (Embiratanha), *T. glaucocarpa* (Cipauba), *P. stipulacea* (Jurema branca) e *M. carthaginensis* (Maniçoba)



apresentaram a mudança líquida em grandeza negativa, esta, associada, ao menor volume no período final do que o inicial (perfilhos), em contrapartida, as demais não apresentaram crescimento negativo (Figura 9). Com as maiores densidades e dominância da região, existem a *C. bracteosum* e *C. quercifolius* que neste caso, a espécie apresentou maiores dimensões dendrométricas e poucos indivíduos, diferente da *C. leptophloes* que apresentou uma densidade mais elevada com pequenas dimensões (Tabela 8).

Tabela 7 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2015-2018 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de Floresta- PE.

NOME CIENTÍFICO	Gi (2015)	Gf (2018)	I	M	Cbi	Cb	Cli	CI	ML
<i>A. pyrifolium</i>	0,0108	0,0427	0,0243	0,0014	0,0333	0,0090	0,0319	0,0076	0,0319
<i>A. urundeuva</i>	0,0836	0,1284	0,0000	0,0000	0,0447	0,0447	0,0447	0,0447	0,0448
<i>B. cheilanta</i>	0,0622	0,0030	0,0000	0,0603	0,0012	0,0012	-0,0592	-0,0592	-0,0592
<i>C. bracteosum</i>	0,1597	0,9482	0,6316	0,0371	0,8256	0,1940	0,7886	0,1569	0,7885
<i>C. pubescens</i>	0,0008	0,0030	0,0022	0,0000	0,0022	0,0000	0,0022	0,0000	0,0022
<i>C. quercifolius</i>	0,0744	0,2059	0,0337	0,0044	0,1359	0,1022	0,1315	0,0979	0,1315
<i>C. leptophloes</i>	0,1871	0,2326	0,0008	0,0224	0,0679	0,0671	0,0455	0,0446	0,0455
<i>E. calycinus</i>	0,0000	0,0003	0,0003	0,0000	0,0003	0,0000	0,0003	0,0000	0,0003
<i>J. mollissima</i>	0,0380	0,1065	0,0296	0,0029	0,0715	0,0419	0,0686	0,0390	0,0685
<i>M. carthaginensis</i>	0,0124	0,0043	0,0019	0,0107	0,0026	0,0008	-0,0081	-0,0100	-0,0081
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,0000	0,0101	0,0101	0,0000	0,0101	0,0000	0,0101	0,0000	0,0101
<i>M. tenuiflora</i>	0,0018	0,0080	0,0017	0,0004	0,0066	0,0049	0,0062	0,0045	0,0062
<i>P. stipulacea</i>	0,0007	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,0000	-0,0007	-0,0007	-0,0007
<i>P. marginatum</i>	0,0086	0,0050	0,0006	0,0044	0,0008	0,0002	-0,0037	-0,0042	-0,0036
<i>S. brasiliensis</i>	0,1425	0,1546	0,0000	0,0000	0,0121	0,0121	0,0121	0,0121	0,0121
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0325	0,0127	0,0017	0,0234	0,0036	0,0019	-0,0198	-0,0215	-0,0198
<b>TOTAL</b>	<b>0,8151</b>	<b>1,8652</b>	<b>0,7384</b>	<b>0,1682</b>	<b>1,2184</b>	<b>0,4799</b>	<b>1,0501</b>	<b>0,3117</b>	<b>1,0501</b>

Em que: Gi = Área basal inicial (2015) ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Gf = Área basal final (2018) ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); I = Ingressos; M = Mortalidade; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); CI = Crescimento líquido excluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) e ML = Mudança líquida das áreas basais.

A taxa de mortalidade foi presente em 11 das 16 espécies da dinâmica entre os períodos de 2015 e 2018, isto implica nos resultados líquidos negativos (Figura 9), indicando maior mortalidade, em detrimento de ingressos, na comunidade estudada. Para Lima et al., (2018), em estudo na área, no ano de 2015, verificaram que algumas espécies podem apresentar 100% de mortalidade devido ao pequeno quantitativo de indivíduos, e isso reflete no estudo atual, quando tem-se apenas a *P. stipulacea* com mesma taxa de mortalidade. Ainda a autora, isto ocorre devido a espécie necessitar de recursos hídricos e nutrientes em um hábitat com recursos limitados e que foram reduzidos após o corte raso.

Atividades como o corte raso, a exemplo deste estudo, exercem uma consequência drástica à comunidade florestal, conforme explanado por Araújo Filho (2013) e Lima et al., (2018), para estes autores, o efeito decorrente de tal ação é negativo para sobrevivência de determinadas espécies, principalmente se ocorrer durante o período chuvoso, pois sofrerá no início do ciclo de estiagem.

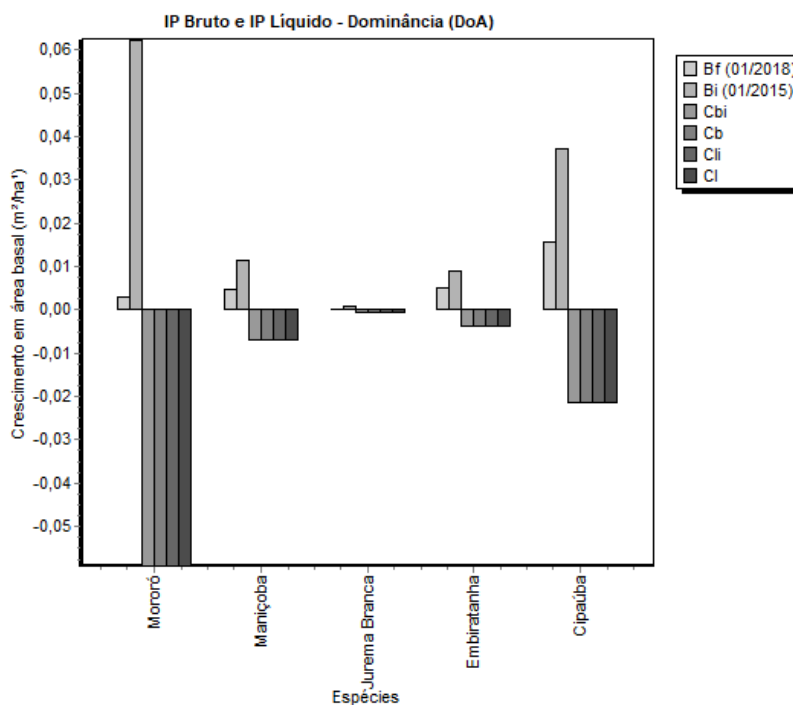


Figura 9 – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2015-2018) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de, Floresta- PE.

A *C. bracteosum* apresenta uma alta dominância entre as espécies arbustivo-arbóreas e isto acontece em virtude da mesma possuir grande potencial no número de rebrota em relação as demais espécies, independente das dimensões dendrométricas do toco (cepa), mas essa característica não é apenas exclusiva dessa espécie. Queiroz (2012) e Lima (2018) relataram que esse comportamento é típico de vegetação de Caatinga e que apresenta alta capacidade de povoar áreas degradadas devido a boa capacidade de rebrota. Silva *et al.* (2013) corroboram que espécies pertencentes ao gênero *Poincianella*, hoje atualizado como *Cenostigma*, têm uma facilidade maior em sobreviver mesmo depois do corte raso, independente da estação climática dentro de um intervalo maior que um ano e que, dando ao regenerante a possibilidade de sobrevivência é maior devido ao alto nível de brotações.

Alguns autores avaliam essas espécies pelos seus valores de crescimento envolvendo todos os fatores já citados como componentes da dinâmica florestal, com isso pode-se obter resultados para crescimentos brutos, líquidos e mudança líquida. Pimentel (2012) relata que a comunidade florestal quando apresenta maior mortalidade que ingressantes se espera que haverá um crescimento líquido negativo e que esse comportamento está interligado a fortes distúrbios ocorridos como, por exemplo, longas estiagem em determinada região, como aconteceu no nordeste brasileiro entre 2012 e 2016 (MARENGO, 2017).

Foi possível observar que, para a análise da regeneração de rebrotas por tocos e raízes, o fator chuva foi um influenciador forte para a mortalidade de indivíduos e espécies, contudo a intervenção do corte em diversas alturas e circunferências também corroboraram para tal. Logo, como o semiárido é uma região que apresenta uma variação alta em termo de precipitação e longos períodos de secas, a vegetação pode proporcionar uma dinâmica mais acentuada, com mais mortalidade ocasionando um crescimento líquido negativo (WORBES, 1999).

No geral os decréscimos de crescimento afetaram diretamente nos resultados dos Cb e Cl, com ou sem ingressos, com isso algumas espécies apresentaram valores negativos (Figura 10) e as demais foram positivos e mesmo com perda em termos de área basal de um ano para o outro, a mudança líquida deste parâmetro ficou positiva ( $0,3184 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) de incremento anual. As espécies *C. bracteosum* e *C. quercifolius* foram detentoras das maiores densidades e consequentemente das maiores mudanças líquida (Tabela 9).

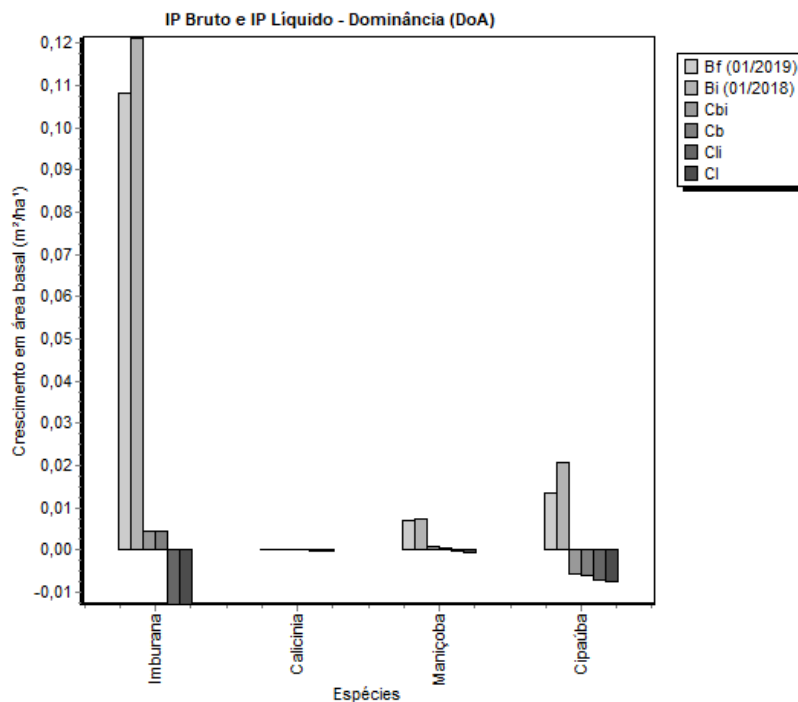


Figura 10 – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2018-2019) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de, Floresta – PE.

Tabela 8 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perifilhos) inventariados em 2018-2019 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta- PE.

NOME CIENTÍFICO	Gi (2018)	Gf (2019)	I	M	Cbi	Cb	Cli	Cl	ML
<i>A. pyrifolium</i>	0,0724	0,0820	0,0087	0,0025	0,0121	0,0034	0,0096	0,0009	0,0096
<i>A. urundeuva</i>	0,2759	0,2793	0,0000	0,0000	0,0034	0,0034	0,0034	0,0034	0,0034
<i>B. cheilanta</i>	0,0065	0,0073	0,0002	0,0000	0,0008	0,0005	0,0008	0,0005	0,0008
<i>C.bracteosum</i>	0,9758	1,2085	0,0688	0,0152	0,2480	0,1792	0,2328	0,1640	0,2327
<i>C. pubescens</i>	0,0016	0,0023	0,0000	0,0005	0,0011	0,0011	0,0007	0,0007	0,0007
<i>C. quercifolius</i>	0,5674	0,6106	0,0010	0,0059	0,0491	0,0481	0,0432	0,0422	0,0432
<i>C. leptophloeos</i>	0,1212	0,1083	0,0000	0,0174	0,0045	0,0045	-0,0129	-0,0129	-0,0129
<i>E. calycinus</i>	0,0002	0,0000	0,0000	0,0002	0,0000	0,0000	-0,0002	-0,0002	-0,0002
<i>J. mollissima</i>	0,1741	0,2159	0,0045	0,0033	0,0451	0,0406	0,0419	0,0373	0,0418
<i>M. carthaginensis</i>	0,0072	0,0069	0,0003	0,0013	0,0010	0,0006	-0,0003	-0,0007	-0,0003
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,0205	0,0234	0,0010	0,0006	0,0034	0,0025	0,0029	0,0019	0,0029
<i>M. tenuiflora</i>	0,0098	0,0113	0,0006	0,0012	0,0027	0,0022	0,0015	0,0009	0,0015
<i>P. stipulacea</i>	0,0012	0,0015	0,0001	0,0000	0,0003	0,0001	0,0003	0,0001	0,0003
<i>P. marginatum</i>	0,0025	0,0025	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>S. brasiliensis</i>	0,0784	0,0802	0,0000	0,0000	0,0019	0,0019	0,0019	0,0019	0,0018
<i>S. spectabilis</i>	0,0006	0,0008	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0002
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0206	0,0135	0,0003	0,0014	-0,0057	-0,0060	-0,0071	-0,0074	-0,0071

<b>TOTAL</b>	<b>2,3360</b>	<b>2,6543</b>	<b>0,0856</b>	<b>0,0494</b>	<b>0,3677</b>	<b>0,2821</b>	<b>0,3183</b>	<b>0,2327</b>	<b>0,3184</b>
--------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------

Em que: Gi = Área basal inicial (2015) ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Gf = Área basal final (2018) ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); I = Ingressos; M = Mortalidade; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ); Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos ( $\text{m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) e ML = Mudança líquida das áreas basais.

Toda e qualquer vegetação conservada que passa por processos antrópicos tem sua estrutura modificada e para analisar a dinâmica de crescimento se faz necessário avaliações ao longo do tempo. Para tal, é necessário o monitoramento por meio de parcelas permanentes e de acordo com Figueiredo; Soares; Souza (2008), com essas unidades amostrais é possível obter informações sobre os parâmetros de crescimento, recrutamento, mortalidade e aumento ou redução de área basal.

Em comparação aos dois primeiros períodos avaliados (2018-2019), o intervalo de 2019-2020 apresentou duas espécies a menos, passando de 18 para 16, mas não houve redução de área basal, pois a dinâmica florestal possibilita a entrada, saída e crescimento de indivíduos no sistema, logo, referente ao primeiro intervalo, onde o Cl foi de  $0,3904 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$  em área basal, isso significa que a mortalidade foi menor que os ingressos no período anterior e que no segundo intervalo ocorreu um aumento de incremento basal ( $0,4698 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) representando cerca de 15% (Tabela 10).

Nessa dinâmica de crescimento de área basal, algumas espécies apresentaram valores negativos e positivos, as espécies com maior crescimento bruto com ingressos foram a *C. quercifolius* ( $0,0482 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ), *C. bracteosum* ( $0,0385 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) e *M. urundeuva* ( $0,0380 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ). As espécies de maior crescimento líquido incluindo ingressos foram *J. molíssima* ( $0,0802 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ), *C. quercifolius* com ( $0,0402 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) e *A. urundeuva* ( $0,0380 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ), por outro lado ocorreram duas espécies que apresentaram seus valores negativos, a *C. bracteosum* ( $-0,0309 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) seguida por *T. glaucocarpa* ( $-0,0027 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) e a *P. marginatum* ( $-0,0022 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ ) (Figura 11), isso devido a mortalidade de indivíduos ser maior que o número de ingressantes (Tabela 10).

A *C. quercifolius* apresentou maior crescimento e isso devido as grandes dimensões que os indivíduos possuem, diferente da *C. bracteosum* que apresentou grande quantidade de perfilhos, mas não corroborou para maiores áreas basal, isto está relacionado a circunferência da cepa, essas que possuem pequenas dimensões e conseqüentemente emitindo poucos perfilhos. Leal et al. (2018), relatam que em 2015 em estudo desenvolvido na região a espécie em questão apresentou alta densidade de perfilhos que estava correlacionado com as maiores

circunferências das cepas. Ainda conforme a autora, também está relacionado à reserva nutricional em que as cepas e raízes possuem, liberando-a para a emissão de novos perfilhos.

Tabela 9 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2019-2020 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta- PE.

NOME CIENTÍFICO	Gi (2019)	Gf (2020)	I	M	Cbi	Cb	Cli	CI	ML
<i>A. pyrifolium</i>	0,0820	0,1113	0,0137	0,0018	0,0311	0,0175	0,0293	0,0157	0,0293
<i>A. urundeuva</i>	0,2793	0,3177	0,0000	0,0000	0,0384	0,0384	0,0384	0,0384	0,0384
<i>B. cheilanta</i>	0,0073	0,0078	0,0002	0,0004	0,0009	0,0007	0,0005	0,0003	0,0005
<i>C.bracteosum</i>	1,2085	1,4887	0,0579	0,0087	0,2888	0,2309	0,2802	0,2222	0,2802
<i>C. pubescens</i>	0,0023	0,0029	0,0000	0,0000	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0006
<i>C. quercifolius</i>	0,6106	0,6531	0,0022	0,0004	0,0428	0,0406	0,0424	0,0402	0,0425
<i>C. leptophloeos</i>	0,1083	0,1176	0,0000	0,0015	0,0108	0,0108	0,0093	0,0093	0,0093
<i>C. rhamnifolius</i>	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001
<i>J. mollissima</i>	0,2159	0,2738	0,0011	0,0054	0,0633	0,0622	0,0579	0,0568	0,0579
<i>L. ferrea</i>	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001
<i>M. carthaginensis</i>	0,0069	0,0084	0,0007	0,0006	0,0021	0,0014	0,0015	0,0009	0,0015
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,0234	0,0327	0,0020	0,0009	0,0102	0,0081	0,0093	0,0072	0,0093
<i>M. tenuiflora</i>	0,0113	0,0133	0,0006	0,0001	0,0021	0,0015	0,0020	0,0014	0,0020
<i>P. stipulacea</i>	0,0015	0,0019	0,0002	0,0000	0,0004	0,0002	0,0004	0,0002	0,0004
<i>P. marginatum</i>	0,0025	0,0003	0,0000	0,0022	0,0000	0,0000	-0,0022	-0,0022	-0,0022
<i>S. brasiliensis</i>	0,0802	0,0821	0,0000	0,0000	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0019
<i>S. spectabilis</i>	0,0008	0,0011	0,0000	0,0000	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0135	0,0114	0,0007	0,0034	0,0013	0,0006	-0,0021	-0,0028	-0,0021
<b>TOTAL</b>	<b>2,6543</b>	<b>3,1241</b>	<b>0,0794</b>	<b>0,0252</b>	<b>0,4950</b>	<b>0,4156</b>	<b>0,4698</b>	<b>0,3904</b>	<b>0,4698</b>

Em que: Gi = Área basal inicial (2015) ( $m^2/ha^{-1}$ ); Gf = Área basal final (2018) ( $m^2/ha^{-1}$ ); I = Ingressos; M = Mortalidade; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ); Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos( $m^2/ha^{-1}$ ); Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ); CI = Crescimento líquido excluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ) e ML = Mudança líquida das áreas basais.

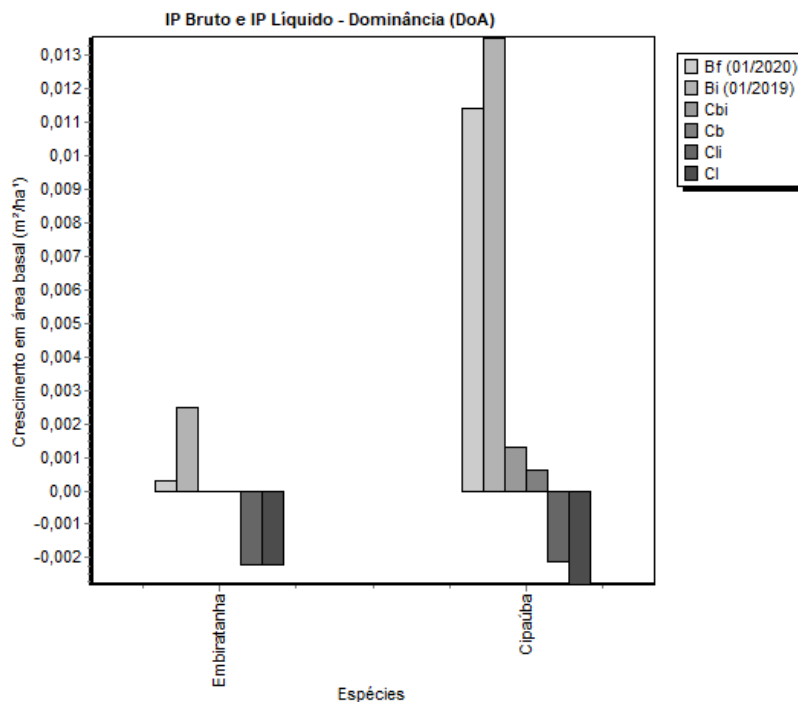


Figura 11 – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2019-2020) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.

Foi possível observar pouca alteração temporal na composição florística da vegetação estudada, logo, isso demonstra que os períodos avaliados não foram suficientes para encontrar uma diferença que pudesse prejudicar a dinâmica de crescimento da comunidade. De acordo com Almeida; Trovão (2016) por mais que uma área em fase de crescimento não tenha demonstrado uma diferença em sua estrutura (composição florística), pode sim ocorrer uma mudança nas características funcionais entre os intervalos de amostragem. Um exemplo desta funcionalidade é a mudança na capacidade de emissão de brotos como mecanismo de sobrevivência e diversas espécies quando passa por corte drásticos apresenta essas características.

Os períodos de 2020 e 2021 apresentaram os maiores valores em área basal para as espécies levantadas neste estudo, ocasionando um crescimento quase que positivo para todas as espécies tendo em vista que o número de indivíduo ingressantes foi maior do que a mortalidade. As únicas espécies que apresentaram mudança líquida negativa foram: a *A. urundeuva* (Aroeira), *C. rhamnifolius* (Maniçoba), *P. stipulacea* (Jurema branca) e *P. marginatum* (Embiratanha) (Figura 13), porém quando se trata de crescimento líquido a *M. carthaginensis* e *T. glaucocarpa* também aparecem com valores negativos, essa espécie em sua

grande maioria apresenta-se como remanescente, pouco indivíduos foram inventariados como regenerante ou rebrotas, logo, esse valor negativo dar-se pela mortalidade de alguns de seus fustes (Tabela 11).

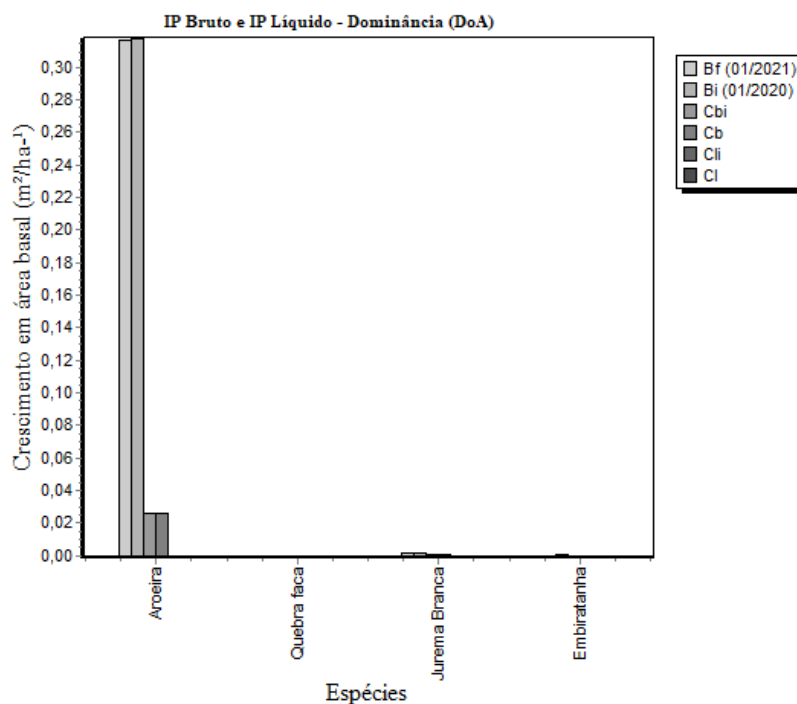


Figura 12 – Distribuição de espécies que apresentaram valores negativos na dinâmica de crescimento (2020-2021) envolvendo incremento periódico bruto e líquido com e sem ingressos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável no município de Floresta – PE.

Vale salientar que a espécie encontra-se em pequenas quantidades na área de estudo, logo, é importante a conservação da vegetação local criando um habitat favorável para o desenvolvimento. Considerando a importância econômica da espécie, as formas de usos extrativista corrobora com a fragmentação da comunidade e consequentemente a perda de variabilidade genética.

A *A. urundeuva* já tinha sido relacionada a lista de espécies ameaçadas de extinção no início dos anos 2000 pelo MMA com a normativa nº 6 de 2008 (Brasil, 2008), com uma nova atualização da lista em 2014 referente a portaria nº 443 (Brasil, 2014) ela não foi incluída, contudo sua população ainda sofre drásticas ações antrópicas com número de indivíduos em processo de declínio (BARROS *et al.*, 2016).



Tabela 10 – Estimativa de crescimento em termos de área basal ( $m^2/ha^{-1}$ ) das rebrotas (perfilhos) inventariados em 2020-2021 em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável, no município de Floresta – PE.

NOME CIENTÍFICO	Gi (2020)	Gf (2021)	I	M	Cbi	Cb	Cli	Cl	ML
<i>A. pyrifolium</i>	0,1113	0,1641	0,0125	0,0028	0,0556	0,0431	0,0527	0,0402	0,0528
<i>A. urundeuva</i>	0,3177	0,3164	0,0000	0,0271	0,0258	0,0258	-0,0013	-0,0013	-0,0013
<i>B. cheilanta</i>	0,0078	0,0102	0,0004	0,0000	0,0024	0,0021	0,0024	0,0021	0,0024
<i>C.bracteosum</i>	1,4887	1,9703	0,0318	0,0268	0,5084	0,4765	0,4816	0,4498	0,4816
<i>C. pubescens</i>	0,0029	0,0032	0,0000	0,0002	0,0005	0,0005	0,0003	0,0003	0,0003
<i>C. quercifolius</i>	0,6531	0,7886	0,0011	0,0002	0,1357	0,1346	0,1355	0,1345	0,1355
<i>C. leptophloeos</i>	0,1176	0,1179	0,0000	0,0001	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002	0,0003
<i>C. rhamnifolius</i>	0,0001	0,0000	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000	-0,0001	-0,0001	-0,0001
<i>J. mollissima</i>	0,2738	0,3744	0,0049	0,0022	0,1028	0,0979	0,1006	0,0956	0,1006
<i>L. ferrea</i>	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>M. carthaginensis</i>	0,0084	0,0086	0,0003	0,0013	0,0015	0,0012	0,0002	-0,0001	0,0002
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,0327	0,0389	0,0002	0,0000	0,0063	0,0060	0,0063	0,0060	0,0062
<i>M. tenuiflora</i>	0,0133	0,0188	0,0003	0,0000	0,0055	0,0052	0,0055	0,0052	0,0055
<i>P. stipulacea</i>	0,0019	0,0016	0,0002	0,0006	0,0003	0,0002	-0,0003	-0,0005	-0,0003
<i>P. marginatum</i>	0,0003	0,0000	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	-0,0003	-0,0003	-0,0003
<i>S. brasiliensis</i>	0,0821	0,0888	0,0000	0,0000	0,0068	0,0068	0,0068	0,0068	0,0067
<i>S. spectabilis</i>	0,0011	0,0012	0,0000	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
<i>T. glaucocarpa</i>	0,0114	0,0114	0,0001	0,0014	0,0013	0,0012	0,0000	-0,0002	0,0000
<b>TOTAL</b>	<b>3,1241</b>	<b>3,9145</b>	<b>0,0518</b>	<b>0,0630</b>	<b>0,8533</b>	<b>0,8015</b>	<b>0,7904</b>	<b>0,7386</b>	<b>0,7904</b>

Em que: Gi = Área basal inicial (2015) ( $m^2/ha^{-1}$ ); Gf = Área basal final (2018) ( $m^2/ha^{-1}$ ); I = Ingressos; M = Mortalidade; Cbi = Crescimento bruto incluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ); Cb = Crescimento bruto excluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ); Cli = Crescimento líquido incluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ); Cl = Crescimento líquido excluindo ingressos ( $m^2/ha^{-1}$ ) e ML = Mudança líquida das áreas basais.

Durante o período estudado a média da precipitação chuvosa foi menor que a média anual para o interior da região semiárida que gira em torno dos 500 mm (MOURA, 2018) logo, isso afeta diretamente na dinâmica florestal, permitindo o aumento da taxa de mortalidade influenciando no crescimento líquido negativo, contudo, a comunidade não apresentou alta mortalidade, isso pelo fato dos tecidos mais novos das espécies apresentarem maior plasticidade e possibilitarem maior fluxo de água, fazendo com que permaneçam por mais tempo e minimize a taxa de mortalidade, por outro lado, mesmo com baixas precipitações os fustes remanescentes apresentaram um aumento em termo de área basal.

### 6.3.1. INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA)

O incremento periódico médio anual encontrado foi de  $0,4551 m^2 ha^{-1} ano^{-1}$ , valor que envolve todas as espécies e períodos avaliados (Tabela 12). No geral o intervalo de 2020-2021

foi o que apresentou maior incremento coincidindo com o período que teve maior média em termo de precipitação chuvosa, conforme os bancos de dados oriundo da APAC (2021).

Tabela 11 – Incrementos periódicos anuais dos perfilhos em uma área de Floresta Tropical Seca submetida ao manejo florestal sustentável entre os anos de 2015, 2018, 2019, 2020 e 2021, no município de Floresta – PE.

ESPÉCIES	IPA (G)			
	2015-2018	2018-2019	2019-2020	2020-2021
<i>A. pyrifolium</i>	0,01000	0,01000	0,02000	0,05000
<i>A. urundeuva</i>	0,01000	0,00001	0,04000	0,00001
<i>B. cheilanta</i>	-0,02000	0,00001	0,00001	0,00001
<i>C. bracteosum</i>	0,24000	0,21000	0,26000	0,47000
<i>C. pubescens</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
<i>C. quercifolius</i>	0,04000	0,04000	0,04000	0,14000
<i>C. leptophloeos</i>	0,02000	-0,01000	0,01000	0,00001
<i>C. rhamnifolius</i>	0,00000	0,00001	0,00001	0,00000
<i>E. calycinus</i>	0,00001	0,00000	0,00000	0,00000
<i>J. mollissima</i>	0,02000	0,04000	0,06000	0,10000
<i>L. ferrea</i>	0,00000	0,00001	0,00001	0,00001
<i>M. carthaginensis</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,00001	0,00001	0,01000	0,01000
<i>M. tenuiflora</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,01000
<i>P. stipulacea</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
<i>P. marginatum</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,00000
<i>S. brasiliensis</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,01000
<i>S. spectabilis</i>	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
<i>T. glaucocarpa</i>	-0,01000	-0,01000	0,00001	0,00001
<b>TOTAL</b>	<b>0,31009</b>	<b>0,28012</b>	<b>0,44011</b>	<b>0,79008</b>

Em que: IPA (G) = Incremento periódico anual em área basal ( $m^2 ha^{-1} ano^{-1}$ ).

Em virtude da variação das taxas de mortalidade e de ingresso, apenas duas espécies não incrementaram positivamente durante os dois primeiros intervalos dentro dos quatro anos avaliados em 2015-2018 as espécies *Bauhinia cheilanta* e *Thiloua glaucocarpa*, já em 2018-2019 foram *Commiphora leptophloeos* e *Thiloua glaucocarpa*, em contra partida a espécie de maior incremento foi a *Cenostigma bracteosum* com valores acima dos  $0,210 m^2 ha^{-1} ano^{-1}$  em relação a todos os intervalos.

Esses valores encontrados no estudo foram maiores do que os encontrados por Melo (2019), já Barreto (2013) encontrou valor maior apenas do que o intervalo 2018-2019, importante ressaltar que, os autores citados trabalharam em áreas que apresentam um desenvolvimento da regeneração natural mais avançada que a área de corte raso. Esse comportamento na área de corte raso pode estar ligado possível na facilidade e velocidade de regeneração das espécies via raízes e cepas. Diversos estudos relatam que, a recomposição de

um povoamento por meio das cepas pode ocorrer em um período relativamente curto, principalmente se for em momento favorável a planta possibilitando uma regeneração natural rápida após perturbações (FIGUEIRÔA, et al., 2006; DIÓGENES, MARTINS, MARTINS 2013; PIMENTA et al., 2014; FREITAS et al., 2018; LIMA et al., 2018).

As espécies não citadas apresentaram ganhos consideráveis em termo de área basal, contudo, não ao ponto de apresentarem ganhos consideráveis como foi o exemplo da *C. bracteosum*. Barreto (2013) relatou que isso é devido à alta taxa de mortalidade, o que proporciona a entrada de novos perfilhos com diâmetros menores no sistema ao ponto de modifica a estrutura da comunidade em termo de área basal e no incremento de estoque inicial anteriormente ao corte raso.

#### 6.4. ESTATÍSTICA (NORMALIDADE DOS DADOS E CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS)

Foi possível analisar a mudança líquida entre os incrementos obtidos nos períodos avaliados e foi notório a não normalidade dos dados para todos os períodos estudados, tendo em vista os resultados do teste de Shapiro-Wilk (W) na Tabela 13.

Tabela 12 – Valores de Shapiro-Wilk para mudança líquida entre períodos avaliados de uma área submetida ao manejo florestal no município de Floresta – PE.

Períodos	Shapiro-Wilk (W)	'p'
ML 2015-2018	0.4160	< 0.001
ML 2018-2019	0,4170	< 0.001
ML 2019-2020	0.4380	< 0.001
ML 2020-2021	0.4310	< 0.001

A forma de poder visualizar o desempenho dos valores de  $p$  de cada teste realizado, é através da distribuição obtida do  $p$  sob a hipótese nula e para isto o primeiro passo foi a avaliação dessa normalidade por meio dos histogramas e quantis com intuito de identificar assimetrias e picos multimodais. Logo, é possível observar na Figura 13 que os histogramas apresentam uma distribuição assimétrica entre seus testes e entre os períodos em relação a cauda esquerda, o que deve equivalente aos pontos que estão distantes da reta no Q-Q.

Esses dados presentes nos gráficos Q-Q plot não seguem aproximadamente a linha esperada para uma distribuição normal, na figura 13 é possível notar que maior parte dos dados não encostam ou estão abaixo da linha esperada, o que significa dizer que, mais próxima será a distribuição normal dos dados se os pontos estiverem acima da reta. Diante disto, é possível afirmar que existem indícios de não normalidades dos dados quando os pontos dos gráficos Q-Q estão distanciados da reta.

Nesses gráficos Q-Q plot também é possível observar que todos apresentam alguns outlier, ou seja, valores que se diferenciam dos demais dentro de uma curva normal esperada, esses valores são representados pela alta densidade de algumas espécies que apresentaram maiores valores em termos de área basal na comunidade florestal. Para os intervalos os resultados foram similares, apresentando assim baixo poder de normalidade devido a relação de baixas quantidade de amostras, ou seja, um  $n$  pequeno.

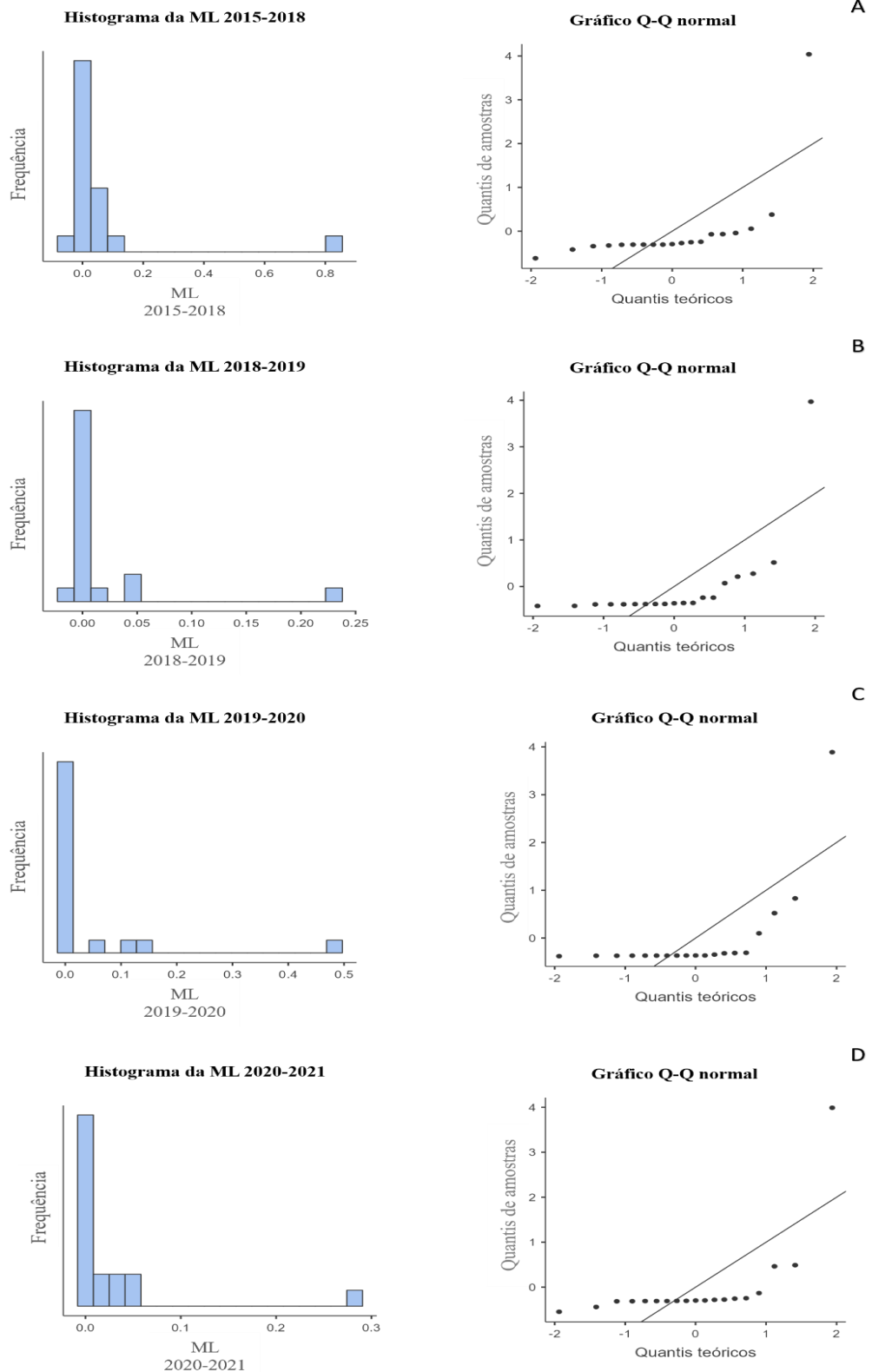


Figura 13 – Representação gráfica do teste de normalidade de Shapiro-Wilk, com histogramas e Q-Q plot para os períodos estudados de uma comunidade vegetal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE.

Após essas análises foi criado um gráfico tipo *Box-Plot* para observação geral dos quatro intervalos avaliados (Figura 14).

Note-se que no intervalo de 2015 a 2018, a mudança líquida em área basal, se destaca dos demais intervalos, apresentando maior variação dos dados, por outro lado, o intervalo entre os anos de 2018 e 2019 apresentou menor variação. A média de todos os intervalos encontram-se no 3º quartil. As médias representadas no gráfico não estão próximas as medianas, ou seja, mais uma maneira de avaliar a tendência em que os dados se apresentam anormais. Ainda, foi observado outliers nas distribuições, posicionados no limite superior, ou seja acima do 3º quartil (Figura 14).

Os períodos de 2018-2019 e 2020-2021 apresentaram a mediana sobreposta ao primeiro quartil, ou seja, ao limite inferior, logo, para esses períodos a mediana, os Q1 e os limites inferiores possuem valores análogos.

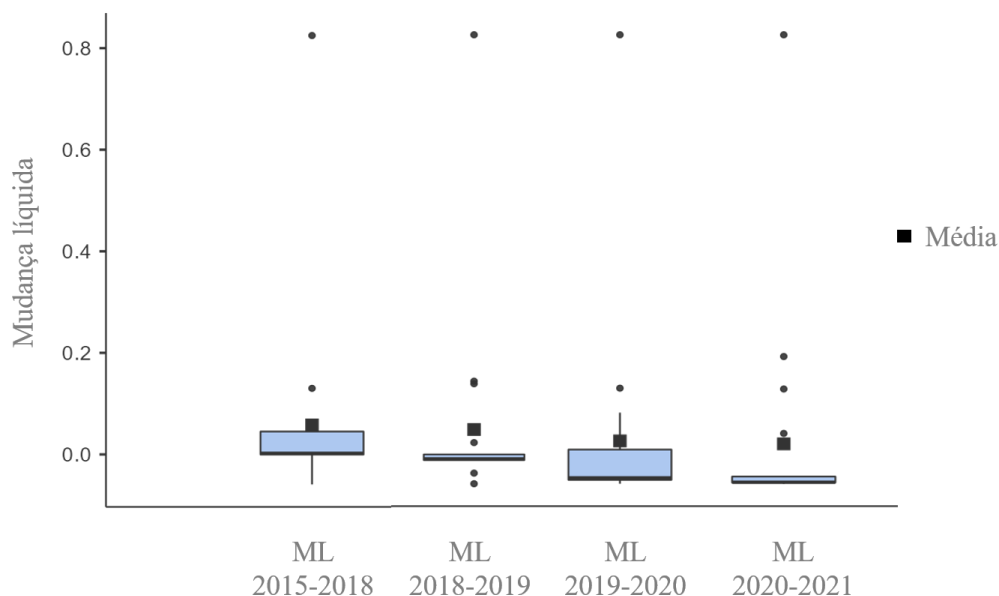


Figura 14 – Gráfico Box-Plot para a mudança líquida em área basal em função dos intervalos avaliados em uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE.

Por meio dos resultados, os períodos avaliados ainda não demonstram diferenças entre os crescimentos básicos da floresta, logo, é possível que, com intervalos maiores e com mais informações dendrométricas, possam surgir diferenças entre os mesmos.

Com a não normalidade dos dados, foi realizada a transformação para obter-se a mesma, ainda assim, os dados continuaram apresentar-se anormais. Com base nas análises gráfica pertinente, a distribuição dos dados em relação à média e que apresentaram evidências de estarem próximos a normalidade, resolveu fazer testes não paramétricos. Nesse contexto optou-

se pelo teste de Kruskal-Wallis, onde o resultado demonstrou que não existe diferença significativa entre os períodos avaliados, tendo em vista que o valor de “*p*” foi maior que 0,05 (Tabela 14). Este resultado é notório quando se avalia o gráfico de box-plot, nele é possível perceber que não há diferença entre os períodos avaliados quando as medianas e os box visualmente se sobrepõem.

Tabela 13 – Resultado da análise não paramétrica (*Kruskal-Wallis*) para mudança líquida entre os intervalos de 2015-2018; 2018-2019, 2019-2020 e 2020-2021 obtidos por meio da dinâmica florestal de uma área submetida ao manejo florestal em uma Floresta Tropical Seca no município de Floresta – PE.

FV	X <sup>2</sup>	GL	<i>p</i>	ε <sup>2</sup>
ML 2015-2018	18,0	18	0,456 <sup>N.S.</sup>	1,000
ML 2018-2019	18,0	18	0,456 <sup>N.S.</sup>	1,000
ML 2019-2020	18,0	18	0,455 <sup>N.S.</sup>	1,001
ML 2020-2021	18,0	18	0,455 <sup>N.S.</sup>	1,001

\*Significância ao nível de 5%, onde: N.S. = não significativo

#### 6.5. MODELAGEM DOS PERFILHOS (REBROTAS)

O modelo Random Forest (RF) ajustado apresentou um erro para estimativa de número de perfilhos de 2513,9; 2902,5; 2691,3 e 2806,1 para 2018; 2019; 2020; e 2021 respectivamente e isto implica no melhor ajuste para cada ano avaliado, ou seja, quanto menor valor do RMSE, melhor será a precisão preditiva do modelo ou melhor será o ajuste dos dados. Logo, na análise dos gráficos é possível perceber que o ano de 2018 apresentou o menor RMSE, sendo esse, o que melhor ajustou os dados para precisão do modelo.

A análise gráfica dos dados que examina a relação entre o número de perfilhos apresentados e as estimativas correspondentes, revela correlações positivas significativas, com um coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) superior a 0,65. É notável que o ano de 2021 tenha apresentado o maior valor de R<sup>2</sup>, indicando um ajuste mais eficaz aos modelos lineares em comparação com os outros anos. Em resumo, os dados de 2021 foram os mais explanatórios, explicando cerca de 80% da variação nas variáveis dependentes com base nas variáveis independentes (Figura 15).

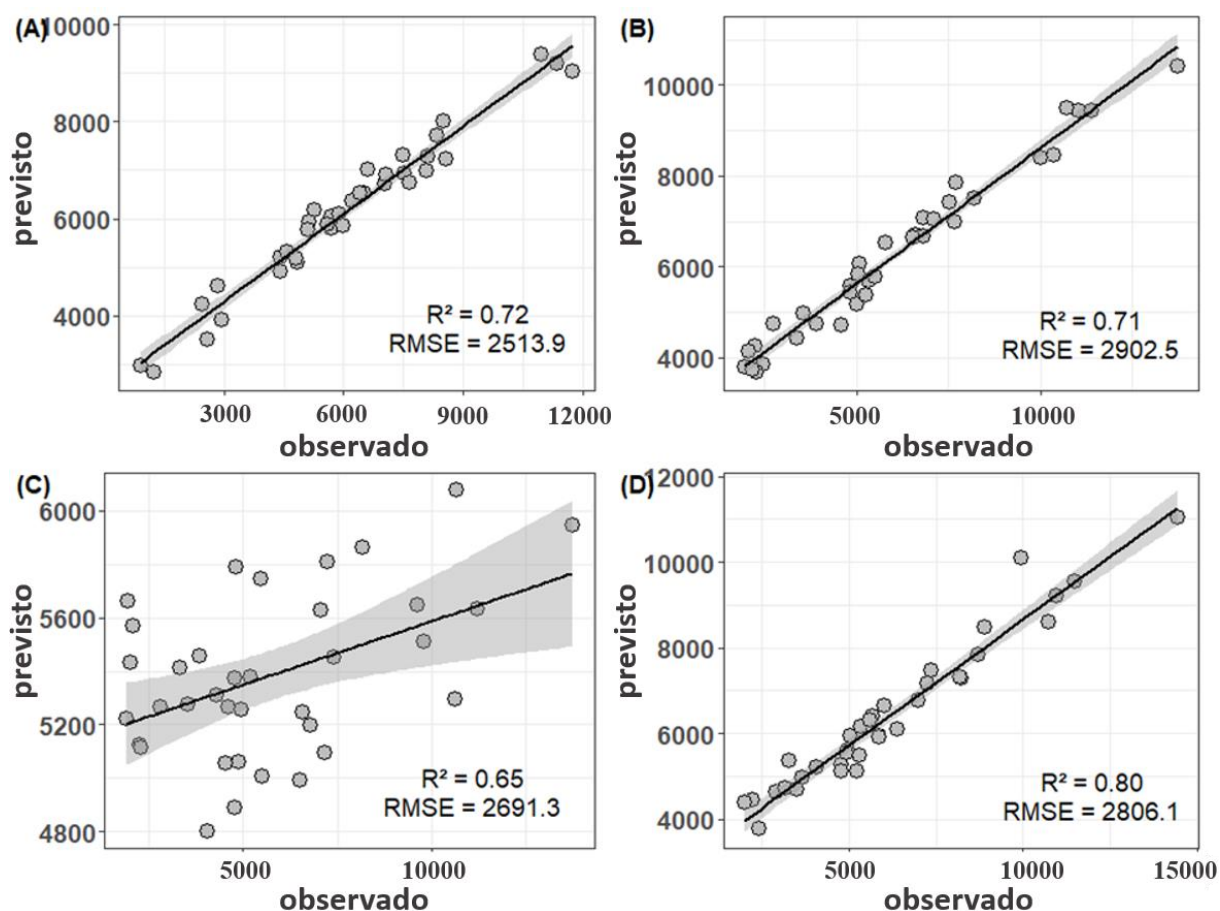


Figura 15 – Número de perfilhos observados versus estimativas pelos modelos RF para os anos 2018 (A), 2019 (B), 2020 (C) e 2021 (D). Isso mostra a relação entre as estimativas de rebrotas previstas e os totais relatados por hectare. A linha reta indica o melhor ajuste previsto para cada caso ( $r_{\text{average}} = 0.89$ ,  $p < 0.001$ ).

### 6.5.1. INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS NO NÚMERO DE PERFILHOS (REBROTAS)

A análise de importância indica que as variáveis ambientais influenciam de forma diferente a quantidade de perfilhos nos diferentes anos. Enquanto as variáveis ambientais associadas a distúrbios foram mais relevantes para a quantidade de rebrotas nos anos de 2018 e 2019 (Figuras 16 e 17), as variáveis associadas a disponibilidade de recursos e variáveis da árvore (altura e circunferência) foram mais relevantes para o número de perfilhos das árvores nos anos de 2020 e 2021 (Figura 18 e 19). Para ambos os modelos de Random forest nos anos de 2018 e 2019,  $pdriest$  e  $tmaxwm$  foram irrelevantes para a estimativa do número de perfilhos, reportando a menor importância preditiva. Nos anos de 2020 e 2021,  $tannual$  e  $elev$  foram as que apresentaram menor importância. Considerando as cinco primeiras variáveis de maior importância, não houve padrões semelhantes de variáveis ambientais preditivas ecologicamente relevantes em todos os anos analisados.



Os fatores ambientais podem ser agrupados em quatro diferentes graus de associação: positiva (número de perflhos aumenta à medida que o fator aumenta), negativa (número de perflhos diminui à medida que o fator aumenta), comportamento parabolóide com concavidade para baixo (número de perflhos inicialmente aumenta, mas em seguida diminui à medida que o fator aumenta) e comportamento parabolóide com concavidade para cima (número de perflhos inicialmente diminui, mas em seguida aumenta à medida que o fator aumenta).

Em 2018 e 2019, a radiação solar e índice de aridez apresentaram associação positiva com número de perflhos de todas as espécies mensuradas. Os fatores evapotranspiração potencial (pet), altura (H) e precipitação média anual (pannual) apresentaram associação negativa com número de perflhos. O fator de temperatura mínima apresentou oscilação e em certo ponto apresentou associação parabolóide com o número de perflhos, com concavidade para cima em 2018 ao ponto que no ano seguinte a representação gráfica fosse negativa e os fatores sazonalidade da precipitação (pseason) de 2018 e temperatura (tseason) de 2019 uma associação que apresentam concavidade para baixo (Figura 16 e 17).

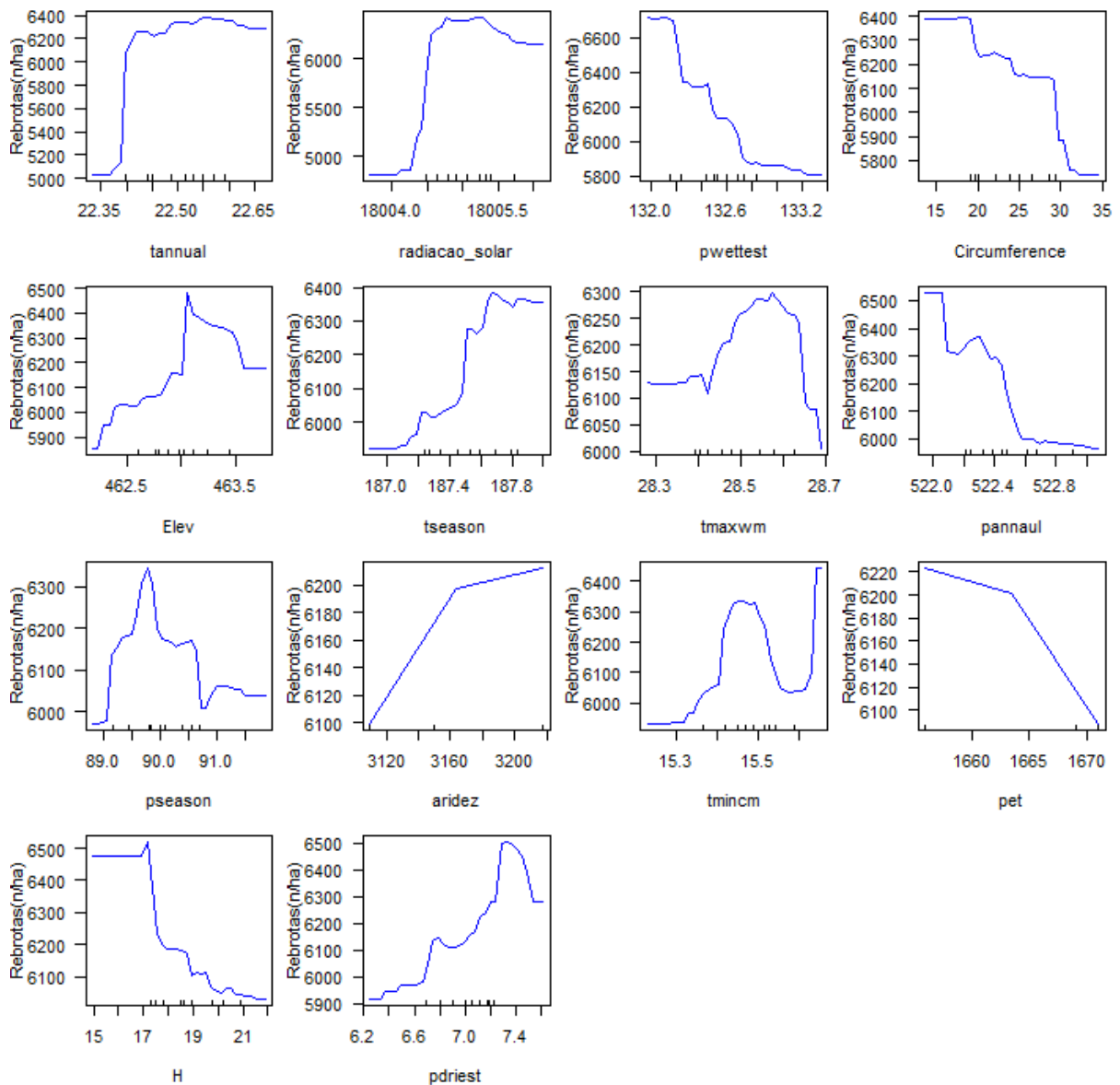


Figura 16 – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2018. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF.

Comumente, a variação da precipitação chuvosa, condiciona o desenvolvimento da vegetação em áreas de florestas tropicais sazonalmente secas em virtude do déficit hídrico, ocasionado por períodos de seca. Contudo, outros fatores ambientais da região influenciam diretamente na relação da planta com a perda de água para o ambiente, como: altas temperaturas associadas à alta intensidade luminosa, corroborando para maximização de processos evaporativos e ressecamento das comunidades florestais (TROVÃO, 2017). Ainda, conforme Albuquerque (2017), nessas regiões a influência da sazonalidade na comunidade vegetal é muito característico conforme uma constante variação dos fatores edafoclimáticos, principalmente entre períodos úmidos e secos.

Considerando, sazonalidade da temperatura ( $t_{season}$ ) e de precipitação ( $p_{season}$ ), precipitação mínima e máxima ( $p_{driest}$  e  $p_{wettest}$ ), circunferência, altura (H) apresentaram associação parabolóide com concavidade para baixo. Já, radiação solar e aridez foram os únicos que apresentaram uma associação positiva com o número de perfilhos observados de todas as cepas. Em contrapartida a temperatura mínima ( $t_{mincm}$ ) e evapotranspiração ( $pet$ ) apresentaram um comportamento de associação negativa (Figura 16). Perceber-se que, com o aumento da evapotranspiração e da temperatura mínima existe a redução do número de perfilho, criando assim, uma relação inversamente proporcional, pois, mesmo pequenas mudanças nos índices pluviométricos e de temperatura afetam bruscamente o desenvolvimento da vegetação, assim como outros demais fatores ambientais.

A compreensão da influência dos diversos fatores ambientais é um pressuposto básicos para ponderar os recursos hídricos disponível em uma determinada região, logo, não é possível assegurar que uma região é seca ou não, apenas como base em dados climatológicos, deve-se conhecer as condições hídricas do solo (GOIS et al., 2019).

Além disso, diversas pesquisas realizadas evidencia a presença de estiagem prolongadas na região semiárida do Brasil e com altos índices de déficit hídrico e taxas de evapotranspiração elevadas proporcionando uma variabilidade intrasazonal e interanual de precipitação chuvosa, (MOURA; SHUKLA, 1981; ROPELEWSKI; JONES, 1987; ROPELEWSKI; HALPERT, 1987; MEDEIROS; FRANCISCO; BANDEIRA, 2012; LOPES et al., 2016; COSTA JÚNIOR, 2022).

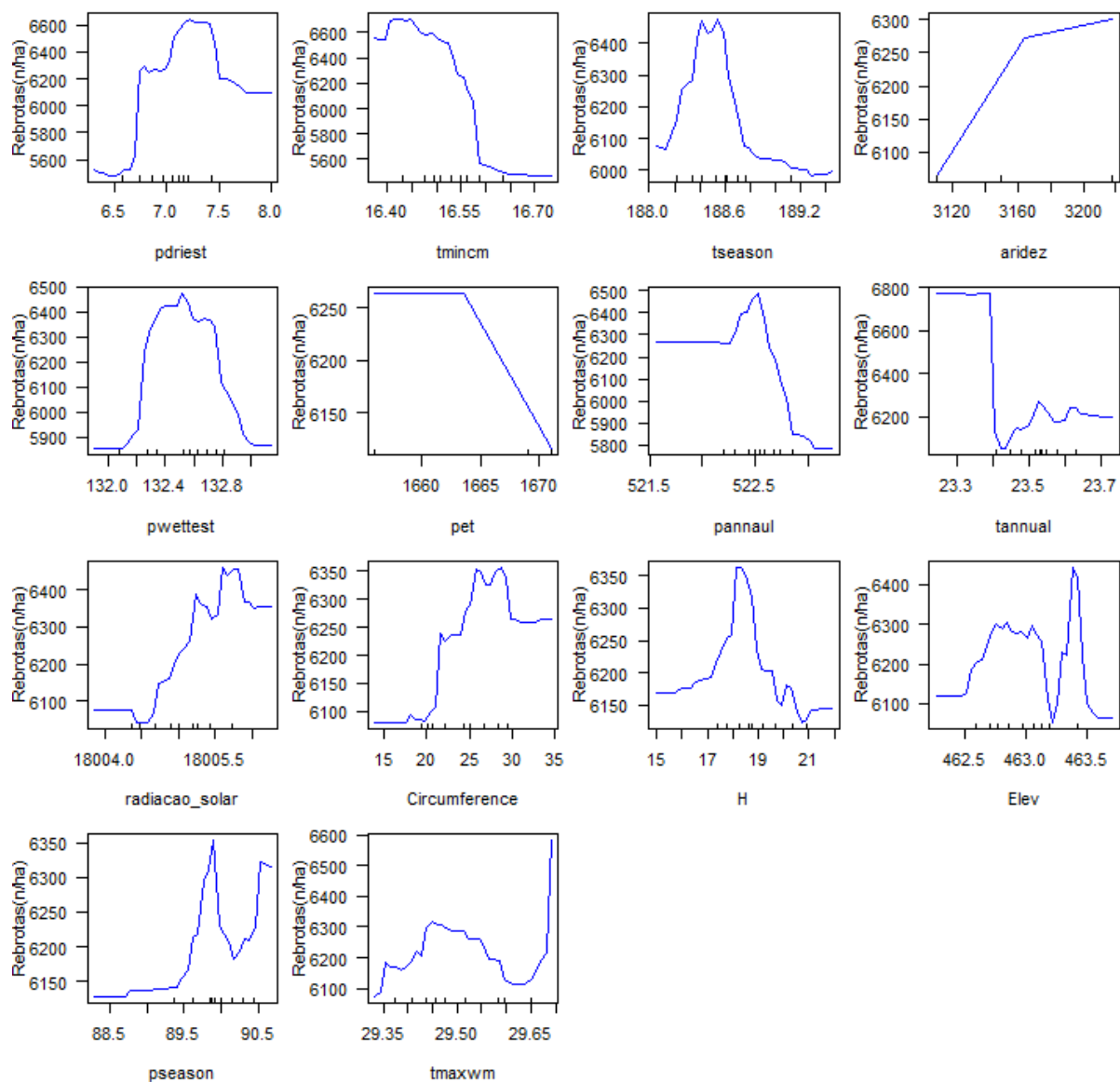


Figura 17 – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2019. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF.

Menores quantidades de perfilhos foram associados a baixa evapotranspiração (pet) ao longo do tempo é possível notar que ao aumentar a evapotranspiração existe uma redução do menor de perfilhos, assim como na temperatura média anual (tannual) e precipitação média anual (pannual), essa, que apresentou uma elevação no número de perfilhos entre 522,2 mm e 522,5 mm, importante ressaltar que, conforme Peixoto; Luz; Brito, (2016) e Garbin et al., (2017) a Caatinga e suas condições ambientais são constituída em decorrência das limitações climáticas. O clima semiárido apresenta uma precipitação média anual de 800 mm podendo chegar a 1000 mm ou mais em períodos chuvosos mais extensos e em contra partida a 200 mm nos períodos mais secos. Em termos de posição de importância no modelo RF, a precipitação

média anual está entre a 10<sup>o</sup> posição nos gráficos, não menos importante que as demais (Figura 18).

Em contrapartida, maiores quantidades de perfilhos por hectares foram associados a altas sazonalidade de precipitação (pseason), aridez, radiação solar e temperatura máxima (tmaxwm). Quanto mais alta a temperatura, aridez e radiação solar, menor será a emissão de novos perfilhos devido a limitação de diversos fatores, contudo, essa análise gráfica corresponde, possivelmente ao mecanismo de adaptação das espécies aos fatores edafoclimáticos, logo, as mesmas podem ser mais resistentes a solos áridos, e com alto número de perfilho associados a alta radiação solar e aridez, acarretando em uma alta atividade fotossintética e metabólica, por isso a inversão de crescimento nos gráficos (Figura 18).

No geral, a vegetação da Caatinga apresenta adaptações fisiológicas a eventos com condições extremas. A ciência desses fatores fisiológicos permite a compreensão de como as espécies alcançam parâmetros para se sobressaírem perante esses eventos e se estabelecerem muitas vezes em ambientes inóspito e inviáveis à sobrevivência, externando fenótipos em relação as informações genéticas possibilitando a evolução ou permanência TROVÃO et al (2007).

Conforme Lima (2016), o crescimento desenvolvimento do vegetal é decorrente por parte da radiação solar e assume um fator relevante nesse funcionamento, pois, processos fotossintéticos é altamente depende de uma fonte primaria de energia, ou seja, de luz, essa que condiciona juntamente como precipitação, temperatura, e distintos fatores bióticos, melhor adaptação ao hábitat.

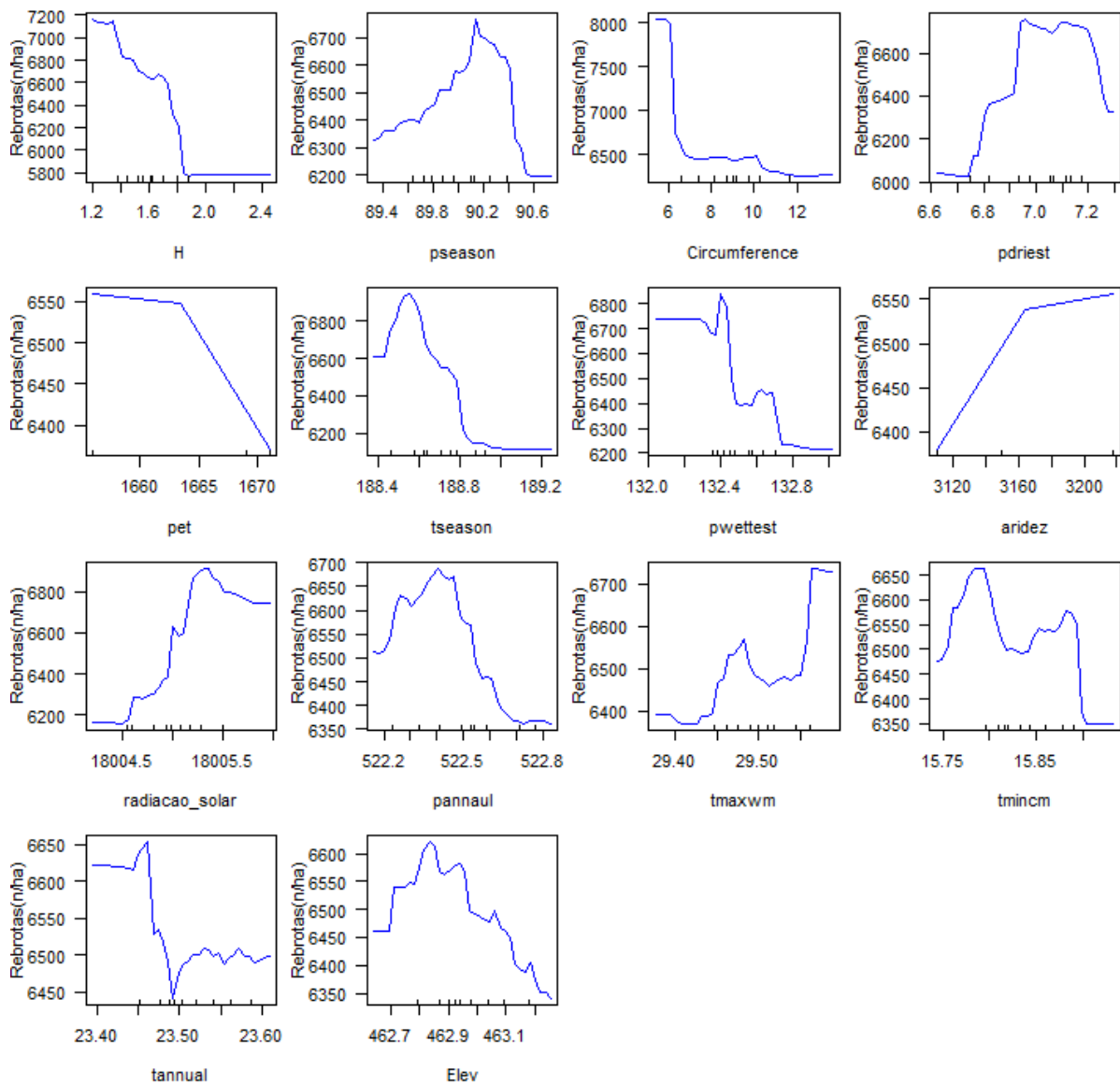


Figura 18 – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2020. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF.

Uma vez que a oscilação dos fatores meteorológicos é atuante na região, a dinâmica desses afeta principalmente o processo de evapotranspiração (CHEN et al., 2014), esse que se torna o principal componente dos cálculos do índice de aridez, tornando-se um forte indicador para o grau de secura e caracterização da seca (LI et al., 2017), minimizando assim o potencial hídrico em distintos ambientes (CHEN et al., 2014; COLLISCHONN; DORNELLES, 2015).

Por meio dos resultados do ano de 2021 também se demonstra que a elevação do terreno (elev) é um importante condicionante para o número de perfilhos por hectare, com uma amplitude de tolerância atingindo elevação entre 462,7 a 463,0 m de altitude em relação ao

nível do mar. No entanto, observa-se que existe uma tendência significativa de declínio do número de perfilhos em relação a precipitação média anual (pannual) (Figura 19).

Os fatores de que apresentam uma associação parabolóide com concavidade para baixo por ordem de importância no modelo RF foram: precipitação mínima (pdriest), sazonalidade da temperatura (tseason), sazonalidade da precipitação (pseason), temperatura mínima (tmincm) e elevação (elev) e apenas um fator teve parabolóide com concavidade para cima: temperatura máxima (tmaxwm) (Figura 19). Importante ressaltar que a elevação é um dos fatores primordiais para determinar a variabilidade do clima nas regiões semiáridas, conforme Marengo et al., (2011), além desta pode-se mencionar os sistemas de clima atuante. Com base nisso, é possível corroborar que devido a variação destes fatores ocorre o comprometimento na disponibilidade de número de perfilho por hectare na área de estudo.

Altura (H) e circunferência foram preditores com importância inicial para números de perfilhos por hectare (Figura 19). Na análise gráfica dessas duas variáveis é possível notar que existe uma correlação entre o aumento dos valores e quantidade de perfilhos, logo, para a altura (H) quanto maior a altura menor foi o número de perfilhos, Silva (2018) explica que esse comportamento se dar pela necessidade de perpetuação das espécies *in loco*, pois quanto mais perfilho maior a competição por nutriente e luminosidade, podendo corroborar para a desrama natural. Já em relação a circunferência, as cepas apresentam uma dinâmica de crescimento dos perfilhos, onde em 2019 e 2020 pode-se observar graficamente que as maiores circunferências apresentaram maiores quantidades de perfilhos, diferente de 2018 e 2021 onde passou a ter redução de número de perfilhos, altas temperaturas, baixas precipitações juntamente com outras variáveis edafoclimáticas podem ocasionar mortalidade de gemas.

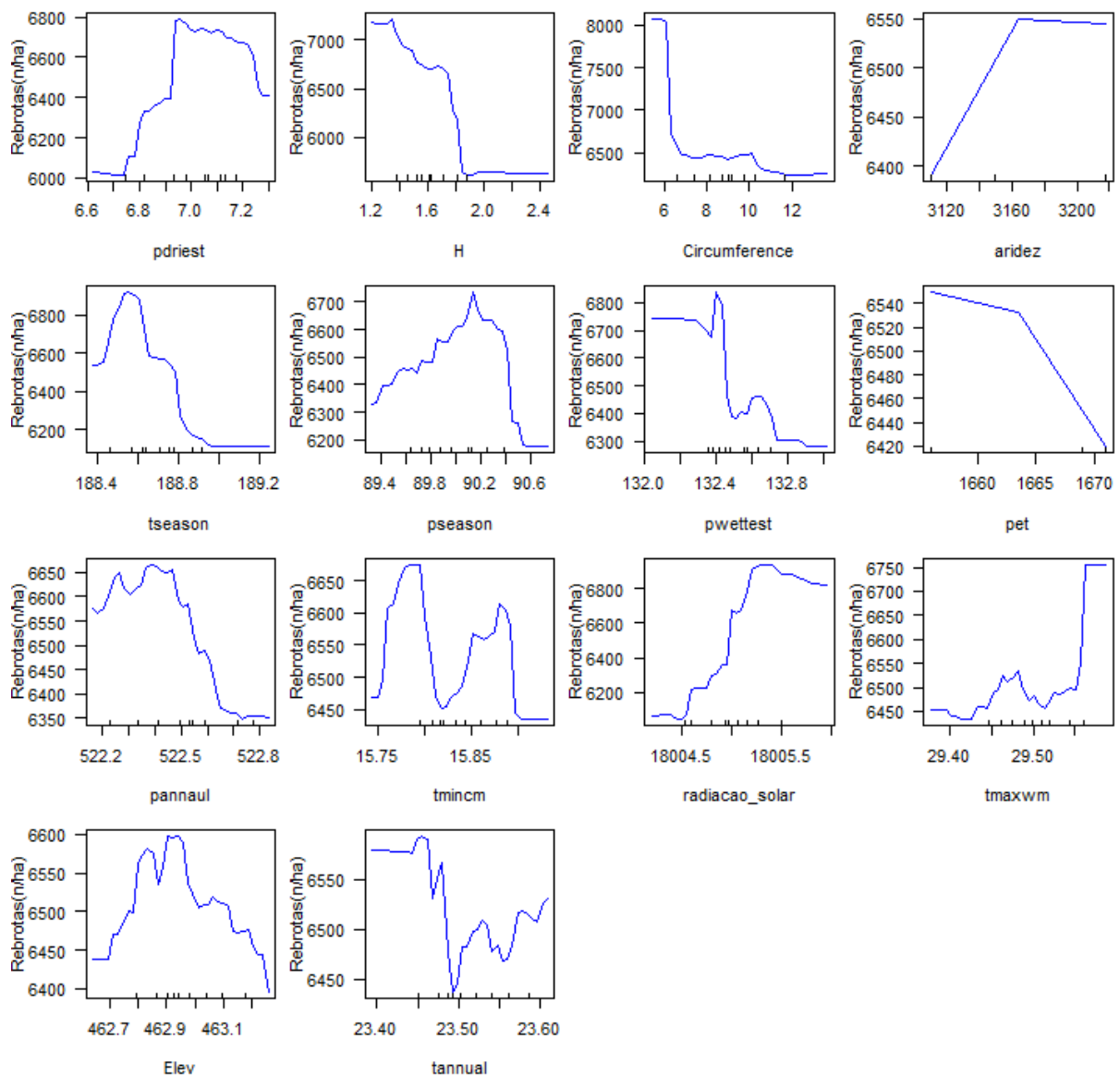


Figura 19 – Gráfico marginal obtido para cada variável ambiental no modelo RF para a estimativa do número de perfilhos por hectare no ano de 2021. A ordem dos fatores ambientais apresentados indica maior importância no modelo RF.

Essa dinâmica pode ser influenciada por diversos fatores, estudos corroboram com a afirmação que, depende da intensidade de manejo e ou de variações climáticas, pode-se explicar a dormência das gemas pelos sucessivos eventos naturais ou antrópicos, caso esses apresentem curtos intervalos, o período que a planta precisará para emitir novos perfilhos aumenta, fisiologicamente, as espécies podem não estar adaptadas com a frequência de intervenção e o índice de sobrevivência pode ser baixo (NICODEMO et al., 2015; EDVAN et al., 2016; KNOECHELMANN, 2019; FARIAS, 2020).

A emissão de perfilhos são características dos indivíduos de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), os mesmos apresentam essa estratégia como mecanismo de defesa



contra estresses, usada para sobrevivência em um ecossistema propenso a processos antrópicos e/ou naturais (PRATT et al., 2014).

## 6. CONCLUSÃO

1. A recomposição da florística e estrutura apresentaram dificuldade em alcançar sua resiliência que foi alterada com base nas primeiras análises fitossociológicas.

2. Para as três situações (análise de cepas + perfilhos, regenerantes e remanescentes) a composição florística da área não apresentou mudanças drásticas entre os intervalos analisados.

3. As espécies que apresentaram maiores valores fitossociológicos foram *C. bracteosum*, *A. pyrilifolium* e *C. quercifolius* e em algumas avaliações (regenerantes) a *J. molissima*, sendo as espécies detentoras das maiores quantidades de rebrotas, com exceção da *C. quercifolius*.

4. Os modelos de algoritmo *Random Forest* atenderam ao propósito de verificar o efeito das variáveis ambientais na quantidade de rebrota por cepas dentro dos quatro intervalos avaliados, considerando que seus resultados serviram para detectar como a quantidade da rebrota tende a ser influenciada pelos fatores bioclimáticos e topográficos.

5. Em particular, o modelo *RF*, é uma ferramenta útil que ajuda a responder questões relacionadas a significância de variáveis com relação a emissão de perfilhos e até mesmo a linearidade entre variáveis interesse.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No geral, o estudo verificou uma diversidade florística análoga ao inventário florestal realizado para o plano de manejo, que, ao longo do tempo, onde o ingresso de novas espécies na comunidade foi baixa, assim como a mortalidade.

Os indivíduos que apresentaram maiores dimensões foram as que possibilitaram maiores quantidades de rebrotas e/ou maiores dimensões, independente da altura das cepas, logo houve relação entre circunferência e altura da base com número de rebrotas. Contudo, a quantidade de rebrotas emitidas pelas fontes energéticas (cepas), possibilita uma cobertura do solo de maneira a facilitar a chegada de novos propágulos na comunidade local.

Com o pequeno número de espécies que dominam a área, a reconstituição da composição florística tem um crescimento lento com valores fitossociológicos baixos, sendo influenciados principalmente pelos fatores edafoclimáticos.

Os resultados obtidos com o *RF* podem ser úteis para encontrar áreas potenciais para avaliar espécies endêmicas ou ameaçadas, pois por meio de modelo adequados é possível obter

valores específicos para cada variável que pode afetar onde cada espécie poderia crescer com maiores chances de sucesso, principalmente avaliando topografia, precipitação e temperatura.

O manejo de florestas nativas, por apresentar grandes números de variáveis, acaba sendo uma atividade de alta complexidade, o que a torna distinta de outros tipos de manejo, estudos por meio de parcelas permanentes vem sendo amplamente utilizadas, tendo em vista que é uma ferramenta que permite o monitoramento dos atributos florestais antes e após o manejo, envolvendo relação a sua composição, incremento, crescimento e mortalidade de plantas, que pode estimar a produção e rendimentos em áreas de manejo florestal.

## 8. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH), **Instrução Normativa nº 007/2006 de**, 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: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/IN%20007%2006.doc>. Acesso em: 07 jun 2021.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Monitoramento pluviométrico**. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em 10 abr 2021.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Histórico de chuvas: Monitoramento**. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em 12 out 2022.

ALBUQUERQUE, A. S. **Sazonalidade do aporte e eficiência de utilização biológica de micronutrientes em espécies florestais da caatinga em Pernambuco**. 2017. 76p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2017.

ALBUQUERQUE, U. P.; MELO, F. P. L. Socioecologia da Caatinga. **Ciência e Cultura**. v. 70. n. 4. p. 40-44. 2018. <https://doi.org/10.21800/2317-66602018000400012>

ALVARES, C.A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES G. J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22. p. 711-728. 2013. DOI: [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507).

ALMEIDA. D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Ilhéus: Editus. 2000. 130 p

ALMEIDA. G. A.; TROVÃO. D. M. B. M. **ARQUITETURA DE COPA DE INDIVÍDUOS DE *Poincianella pyramidalis* (TUL) L. P. QUEIROZ NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**. In: I Congresso Internacional de Diversidade do Semiárido. Disponível em: <https://www.editorarealize.com.br/artigo/visualizar/23497>. Acesso em: 19 mai 2022. 2016.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. DE S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L. DE.; MARTIN, S. J. C. R. DE.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A. DA.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture. Ecosystems & Environment**. 254. 26–34. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>.

ALVES JÚNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA. J. A. A.; MARANGON, L. C.; COSTA JUNIOR, R. F.; SILVA, S. O. UTILIZAÇÃO DO QUOCIENTE DE LIOCOURT NA AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA ABERTA EM PERNAMBUCO. **Ciência Florestal**. Santa Maria. v. 20, n. 2. p. 307-319. abr-jun. 2010. ISSN 0103-9954.

ALVES JUNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA. J. A. A.; MARANGON, L. C.; CESPEDES, G. H. G. Regeneração natural de uma área de caatinga no sertão Pernambucano. nordeste do Brasil. **Cerne**. Lavras. v.19. n.2. p.229-235. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200006>

ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; LADLE, R. J.; COSTA, A. C. L.; ESPEJO, J. S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. A.; ALMEIDA, S. Influence of landscape heterogeneity on spatial pattern of wood productivity. wood specific density and above ground biomass in Amazonia. **Biogeosciences**. v. 6, n. 20, p. 1883-1902. 2009. <https://doi.org/10.5194/bg-6-1883-2009>.

ANDRADE, E. M. A. Floresta Tropical Seca. Caatinga: as Certezas e Incertezas das Águas. **TRIM**. Valladolid. n. 12. p.11-20. 2017. Disponível em: [http://www5.uva.es/trim/TRIM/TRIM12\\_files/EMaiaAndrade.pdf](http://www5.uva.es/trim/TRIM/TRIM12_files/EMaiaAndrade.pdf). Acesso em: 03 dez. 2021.

ANDRADE, F. N.; LOPES, J. B.; BARROS, R. F. M.; LOPES, C. G. R. Caracterização dos planos de manejo florestal no estado do Piauí. **Ciência Florestal**. Santa Maria. v. 29. n. 1. p. 243-254. 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509827998>.

ANTUNES, C. G. C. **Caracterização fisiológica e molecular de sementes de Poincianella pyramidalis (Tul.) L. P. Queiroz (Leguminosae-caesalpinioideae) submetidas a estresses abióticos**. 2012. 104 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Estadual de Feira de Santana. Departamento de Ciências Biológicas. Feira de Santana. 2012.

ANTÚNEZ, P.; HERNÁNDEZ-DÍAZ, J.; WEHENKEL, C.; CLARK-TAPIA, R. Generalized Models: An Application to Identify Environmental Variables That Significantly Affect the Abundance of Three Tree Species. **Forests** v. 8. p. 59. 2017. <https://doi.org/10.3390/f8030059>.

APGAUA, D. M. G.; COELHO, P. A.; SANTOS, R. M.; SANTOS, P. F.; OLIVEIRA-FILHO A. T. Tree Community Structure in a Seasonally Dry Tropical Forest Remnant. Brazil. **Cerne**. Lavras. v. 20. n. 2. p. 173–182. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/01047760.201420021540>.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**. v. 181. n. 1. p. 1-20. 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.

ARAÚJO. G. H. S.; ALMEIDA. J. R.; GUERRA. A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2012. 322 p.

ARAÚJO, F. C.; SANTOS, R. M.; COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**. v. 14. p. 131-142. 2016. ISSN 1677-6062.

ARAÚJO, M. P.; ALMEIDA, R. S.; MOURA, L. B.; BARBOSA, F. M.; GOMES, A. C.; DORNELAS, C. S. M.; LACERDA, A. V. LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES VEGETAIS DA CAATINGA COM POTENCIAL MEDICINAL COMERCIALIZADAS NO MUNICÍPIO DE SUMÉ. CARIRI PARAIBANO. **Accelerating the world's research**. Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - Vol. 5: Congestas. 2017. ISSN 2318-7603

ARAÚJO-FILHO, J. A. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. 22. ed. Recife: Projeto Dom Helder Câmara. 2013. Disponível em: <http://www.sidalc.net/cgi->

[bin/wxis.exe/?IsisScript=iicacr.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=002011](http://bin/wxis.exe/?IsisScript=iicacr.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=002011). Acesso em: 05 dez 2021.

ASANOK, L. Environmental Factors Influencing Tree Species Regeneration in Different Forest Stands Growing on a Limestone Hill in Phrae Province. Northern Thailand. **Journal of Forest and Environmental Science** v. 32. p. 237–252. 2016. <https://doi.org/10.7747/JFES.2016.32.3.237>

AYRAM, C. A. C.; ETTER, A.; DÍAZ-TIMOTÉ, J.; BURITICÁ, S. R.; RAMÍREZ, W.; CORZO, G. Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. **Ecological Indicators**. v. 117. p. 106630. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>.

BAKKE, I. A.; SILVA, J. E. R.; BAKKER, O. A.; FREIRE, A. L. O. Seed dispersal, seedbank, seedling survival, and initial growth of three Caatinga trees. **Revista Caatinga**. v. 33. p. 1007-1016. 2020. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n416rc>

BANDA, R. K. et al. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**. v. 353. n. 6306. p. 1383–1387. 2016. [DOI: 10.1126/science.aaf5080](https://doi.org/10.1126/science.aaf5080).

BARRETO, T. N. A. **Dinâmica de espécies lenhosas em áreas de caatinga. Floresta-PE**. 2013. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2013.

BASTIN, J. F.; BERRAHMOUNI, N.; GRAINGER, A.; MANIATIS, D.; MOLLICONE, D.; MOORE, R.; PATRIARCA, C.; PICARD, N.; SPERROW, B.; ABRAHAM, E. M.; ALOUI, K.; ATESOGLU, A.; ATTORE, F.; BASÜLLÜ, Ç.; BEY, A.; GARZUGLIA, M.; MONTERO, L. G. G.; GROOT, N.; GUERIN, G.; LAESTADIUS, L.; LOWE, A. J.; MAMANE, B.; MARCHI, G.; PATTERSON, P.; REZENDE, M.; RICCI, S.; SALCEDO, I.; PAUZ-DIAS, A. S.; STOLLE, F.; SURAPPAEVA, V.; CASTRO, R. 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.; FORTUNEL, C.; CERNUSAK, L.; BENTLEY, L.; MCMAHON, S.; AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; OLIVERAS, I.; BRADFORD, M.; LAURANCE, S.; DELHAYE, G.; HUTCHINSON, M.; DEMPSEY, R.; MCNELLIS, B.; SANTOS-ANDRADE, P.; NINANTAY-RIVERA, H.; PAUCAR, J.; PHILLIPS, O.; MALHI, Y.

Tropical tree growth sensitivity to climate is driven by species intrinsic growth rate and leaf traits. **Biorxiv**. 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.06.08.447571>.

BAYAT, M.; GHORBANPOUR, M.; ZARE, R.; JAAFARI, A.; THAI PHAM, B. Application of artificial neural networks for predicting tree survival and mortality in the Hyrcanian forest of Iran. **Computers and Electronics in Agriculture**. v. 164. e104929. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.104929>.

BERDUGO, M.; MAESTRE, F. T.; KÉFI, S.; GROSS, N.; LE BAGOUSSE-PINGUET, Y.; SOLIVERES, S. Aridity preferences alter the relative importance of abiotic and biotic drivers on plant species abundance in global drylands. **Journal of Ecology**. v. 107. p. 190–202. 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13006>.

BFG (Brazil Flora Group). Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**. v. 66. p. 1085-1113. 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>.

BLACKIE, R.; BALDAUF, C.; GAUTIER, D.; GUMBO, D.; KASSA, H.; PARTHASARATHY, N.; PAUMGARTEN, F.; SOLA, P.; PULLA, S.; WAEBER, P.; SUNDERLAND, T. C. H. **As florestas tropicais secas: o estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas**. (CIFOR. Documento para Discussão). Bogor: CIFOR. 2014. Disponível em: <https://www.cifor.org/knowledge/publication/5241>. Acesso em: 21 fev 2022.

BLUMENFELD, E. C. *et al.* Relações entre o tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**. Santa Maria. v. 26. n. 4. p. 1301-1316. 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509825150>.

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

BRAND, M. A. Potencial de uso da biomassa florestal da caatinga, sob manejo sustentável, para geração de energia. **Ciência Florestal**. v. 27. n. 1. 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509826452>.

BRASADOC. **Plano de manejo florestal sustentável de uso múltiplo**. Belém: BRASADOC. 2015. 206p. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes->

[florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/floresta-nacional-do-crepori/producao-1/brasadoc/2249-plano-de-manejo-florestal-sustentavel-brasadoc-crepori-umf-iii/file](http://florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/floresta-nacional-do-crepori/producao-1/brasadoc/2249-plano-de-manejo-florestal-sustentavel-brasadoc-crepori-umf-iii/file). Acesso em: 25 jun 2021.

BRASIL. **Lei Nº 11.284. de 02 de março de 2006.** Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; iN.S.titui. na estrutura do Ministério do Meio Ambiente. o Serviço Florestal Brasileiro – SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal – FNDF. Diário Oficial da União. Brasília-DF. v.143. n.43. seção 1. p.1-9. 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm). Acesso em: 05 mai. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. IN.S.tituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. **IN.S.trução Normativa. nº 03 de 04 de maio de 2001.** Ajusta procedimentos relativos ao Manejo Florestal Sustentável da vegetação nativa e suas formações sucessoras na região Nordeste do Brasil. Diário Oficial da União. Brasília-DF. v.138. n.87-E. seção 1. p.134-140. 2001. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0003-040501.PDF>. Acesso em: 05 mai. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **IN.S.trução Normativa nº 6.** de 23 de setembro de 2008. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/179/\\_arquivos/179\\_05122008033615.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008033615.pdf). Acesso em: 2 ago. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. IN.S.tituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. **IN.S.trução Normativa. nº 01. de 25 de junho de 2009.** Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFS da Caatinga e suas formações sucessoras. Diário Oficial da União. Brasília-DF. v.146. n.120. seção 1. p.93-95. 2009. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/IN0001-250609.PDF>. Acesso em: 05 mai. 2022.

BRASIL. CoN.S.tituição de República Federativa do Brasil. **Lei Federal nº 12.651. de 25 de maio de 2012.** Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso em: 20 mar 2022.

BRITO, E. A.; ARRIEAL, E. F.; SANTOS D. R.; NÓBREGA, A. M. F.; FARIAS-JUNIOR, J. M. Enraizamento e desenvolvimento de mudas de *Cnidocolus quercifolius*, clonadas pela técnica de alporquia. **Revista Verde** v.9, n.1, p.254-264, (Mossoró – RN). Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/2353>. Acesso em: 15 mai 2023. 2014.

BUCCI, S. J.; Goldstein, G.; Meinzer, F. C.; Scholz, F. G.; Franco, A. C.; Bustamante, M. Functional convergence in hydraulic architecture and water relationS. of tropical savanna trees: from leaf to whole plant. **Tree Physiology**. Canadá. v. 24. p. 891-899. 2004. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.8.891>.

BUCKLAND, C. E.; BAILEY, R. M.; THOMAS, D. S. G. Using artificial neural networks to predict future dryland respoN.S.es to human and climate disturbances. **Sci Rep** v. 9. p. 3855. 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40429-5>.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga seN.S.u stricto 30 anos após corte raso. Petrolina–PE. Brasil. **Revista Caatinga**. v. 24. n. 2. p. 67-74. 2011. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/view/1917/4714>. Acesso em: 30 Ago 2022.

CAMPBELL, B.; JEFFREY, S.; KOZANAYI, W.; LUCKERT, M.; MUTAMBA, M.; ZINDI, C. **Household livelihoods in semi-arid regionS.**: options and constraints. Bongor: CIFOR. 2002. 153p. <https://doi.org/10.17528/cifor/001099>.

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

CÂNDIDO, W. S.; SILVA, R. C. P.; MAIA, S. S. S.; SILVA, A. C.; COELHO, M. F. B. Propagação da canelinha (*Croton zehntneri* Pax et Hoffm.) por estacas caulinares. **Revista Verde**, v.7, n.2, p.47-49, Mossoró. ISSN 1981-8203. Disponível em: [file:///C:/Users/55819/Downloads/Dialnet-PropagacaoDaCanelinhaCrotonZehntneriPaxEtHoffmPorE-7412132%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/55819/Downloads/Dialnet-PropagacaoDaCanelinhaCrotonZehntneriPaxEtHoffmPorE-7412132%20(1).pdf). Acesso em: 10 fev 2023. 2012.



CARVALHO, J. O. P. **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. SIMPÓSIO SILVICULTURAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL:** Contribuições do projeto EMBRAPA/DFID. Belém-PA. p. 174-179. 1999.

CHEN, H.; TONG, S.T.Y.; YANG, H.; YANG, Y.J. Simulating the hydrologic impacts of land-cover and climate changes in a semi-arid watershed. **Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 60, p. 10, p. 1739-1758, 2015. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.948445>

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**. Nova Jersey. v. 48. n. 6. p. 709-715. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12409>.

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

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia Para Engenharias e Ciências Ambientais. 2ª ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 336 p., 2015

CORREIA. G. G.S.; MARTINS. S. V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada. Reserva Natural Vale. ES. **Floresta e Ambiente** 2015; 22(1):79-87. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.096714>

COSTA, N. de L.; MORAES, A. de.; GIANLUPPI, V.; BENDAHAN, A. B.; MAGALHÃES, J. A. Rendimento de forragem e morfogênese de *Axonopus aureus*. durante o período seco. nos cerrados de Roraima. **Revista Agro@mbiente On-line**. Boa Vista. v.6. n.1. p.59-66. 2012. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v6i1.672>

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. Densidade. germinação e flora do banco de sementes no solo. no final da estação seca. em uma área de Caatinga. Quixadá. CE. **Acta Botânica Brasilica**. Porto Alegre. v. 17. n. 2. p. 259-264. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000200008>.

COSTA JÚNIOR, D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; GOIS, G.; PESSOA, M. M. L.; SILVA, V. S. VARIABILIDADE AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE IBIMIRIM, ESTADO DE PERNAMBUCO, BRASIL. **Revista Brasileira de Climatologia**, Dourados, MS, v. 31, 2022. <https://doi.org/10.55761/abclima.v31i18.15536>.

CREPALDI, P. G.; AVILA, R. N. P.; OLIVEIRA, J. P. N.; RODRIGUES, P. R.; MARTINS R. L. **Um Estudo Sobre a Árvore de Decisão e sua Importância na Habilidade de Aprendizado**. p. 14. 2010. Disponível em: [https://www.inesul.edu.br/revista/arquivos/arq-idvol\\_15\\_1320100263.pdf](https://www.inesul.edu.br/revista/arquivos/arq-idvol_15_1320100263.pdf). Acesso em 19 mai 2023.

CROWTHER, T. W.; GLICK, H. B.; COVEY, K. R.; BETTIGOLE, C.; MAYNARD, D. S.; THOMAS, S. M.; SMITH, J. R.; HINTLER, G.; DUGUID, M. C.; AMATULLI, G.; TUANMU, M. N.; JETZ, W.; SALAS, C.; STAM, C.; PIOTTO, D.; TAVANI, R.; GREEN, S.; BRUCE, G.; WILLIAMS, S. J.; WISER, S. K.; HUBER, M. O.; HENGEVELD, G. M.; NABUURS, G. J.; TIKHONOVA, E.; BORCHARDT, P.; LI, C. F.; POWRIE, L. W.; FISCHER, M.; HEMP, A.; HOMEIER, J.; CHO, P.; VIBRAN, S.; A. C.; UMUNAY, P. M.; PIAO, S. L.; ROWE, C. W.; ASHTON, M. S.; CRANE, P. R.; BRADFORD, M.A. Mapping tree density at a global scale. **Nature**. v. 525. p. 201–205. 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14967>.

CUNHA, M. C. L.; ALMEIDA, E. P.; FERREIRA, T. C. Seed bank induced with species native to the Caatinga (Fabaceae) in São Mamede, PB. **Revista Ciência Agrícola**. v. 19. n. 1. p. 9-16. 2021. Disponível em: [file:///C:/Users/55819/Downloads/9500-Texto%20do%20Artigo-49023-1-10-20210803%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/55819/Downloads/9500-Texto%20do%20Artigo-49023-1-10-20210803%20(1).pdf). Acesso em 20 mar 2022.

DALLA LANA, M. **Carbono em vegetação lenhosa da Caatinga e viabilidade econômica de manejo**. 2017. 141 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2017. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/7393>. Acesso em: 20 mar. 2021.

DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUENO, M. L.; SILVA, P. L. M.; & NEVES, D. M. Inserting Tropical Dry Forests Into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**. v. 6. p. 104. 2018. <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2018.00104>.

DIÓGENES, F. E. G.; MAIA, J. H.; SOUZA, L. S.; DE SOUSA, T. M.; CASTRO, V. G. Caracterização física e determinação do teor de extrativos da madeira de *Embiratanha*. **Advances in Forestry Science**. v. 6. p.755-759. 2019. <https://doi.org/10.34062/afs.v6i3.8425>.

DIÓGENES, A. G. MARTINS, I. S.; MARTINS, R. C. Avaliação da produção de miniestacas em minicepas de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Aroreira). **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 21, n. 1, p. 49–57, 2013. ISSN: 1678-3867.

DUTRA JÚNIOR, M. P.; BAKKE, I. A.; COSTA, E. M.; AZEVEDO, S. R. V.; ROCHA, I. C. A.; FERNANDO, E. M. P. Estudo da composição florística do banco de sementes em área de caatinga em processo de recuperação. **Research. Society and Development**. v. 10. n. p. 11. 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i11.19507>.

EARTHENV. **Topography**. Disponível em: <http://earthenv.org>. Acesso em: 11 out 2021.

EDVAN, R. L. CARNEIRO, M. S. de S.; SILVA, E. B. da.; ALBUQUERQUE, D. R.; PEREIRA, E. S.; BEZERRA, L. R.; SILVA, A. L.; ARAUJO, M. J. Análise de crescimento da gliricídia submetida a diferentes manejos de corte. **Arch. Zootec**. v. 65 n. 250. p. 166. 2016. <https://doi.org/10.21071/az.v65i250.483>.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco** – ZAPE. 2007. Disponível em: <http://www.uep.cnps.embrapa.br/zape>. Acesso em: 10 set. 2018.

FARIAS, J. R. M. **Resposta da vegetação lenhosa em área de caatinga submetida ao manejo silvipastoril**. 2020. 97 f. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal; Centro de Saúde e Tecnologia Rural; Universidade Federal de Campina Grande. 2020.

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

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**. v. 70. n. 4. p. 51-56. 2018. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>

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

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; SANTOS, M. V. F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em duas áreas de caatinga. no

município de Floresta. Pernambuco. **Revista Árvore**. Viçosa. v.38. n.6. p.1055-1064. 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>

FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JUNIOR, F. T.; LIMA, R. B.; LANA, M. D. 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. p. 814.

FIGUEIREDO, L. T. M.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L.; MARTIN, S. S. V. Alterações florísticas em uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa. MG. entre 1994 e 2008. **FLORESTA**. V. 43. n. 2. p. 169-180. 2013. <https://doi.org/10.5380/rf.v43i2.28869>.

FIGUEIREDO, K. V.; OLIVEIRA, M. T.; OLIVEIRA, A. F. M.; SILVA G. C.; SANTOS M. G. Epicuticular-wax removal influences gas exchange and water relations in the leaves of an exotic and native species from a Brazilian semiarid region under induced drought stress. **Australian Journal of Botany**, v. 60, n. 8, p. 685, 2012. <https://doi.org/10.1071/bt12168>.

FIGUEIRÔA, J. M.; PARYEN, F. G. C.; ARAÚJO, E. L.; EUGÊNIO, C.; SANTOS, F. V. F.; CUTLER, D. F.; BARACAT, A.; GASSON, P. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**. v.229, ed. 1-3, 294–303p. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>.

FIGSHARE. **Plataforma global**. Disponível em: <https://figshare.com/>. Acesso em 11 out 2021.

FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do;jsessionid=AF18EBC54EC1E185C4823B76CB3350B9#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 29 Mar. 2022. 2022

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION.S. (FAO). FRA 2000: Global ecological zoning for the global forest resources assessment 2000: Final report. Rome: FAO. 2001. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/006/ad652e/ad652e00.HTM>. Acesso em: 05 Nov. 2022.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION.S. (FAO). **Trees, forests and land use in drylands: the first global assessment – full report**. Rome:

FAO. 2019. (FAO. Forestry Paper. 184). 190p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/ca7148en/ca7148en.pdf>. Acesso em: 11 Nov. 2022.

FOSTER, D.; SWAN, S. O. N. F.; ABER, J.; BURKE, I.; BROKAW, N.; TILMAN, D.; KNAPP, A. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. **BioScience**. v. 53. p. 77–88. 2003. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0077:TIOLUL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0077:TIOLUL]2.0.CO;2).

FRAGOSO, R. O.; CARPANEZZI, A. A.; COHELER, H. S.; RIBAS, K. C. Z. Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**. v. 27. p. 1451-1464. 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509830331>.

FREITAS, T. A. S. de; SOUZA, S. S. M. de; SANTOS, L. B. dos; MENDONÇA, A. V. R. Produtividade de minicepas de três espécies florestais em diferentes tamanhos de tubetes. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 38, 2018. <https://doi.org/10.4336/2018.pfb.38e201701548>.

GALIPEAU, C.; KNEESHAW, D. D.; BERGERON, Y. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. **Canadian Journal of Forest Research**. v. 27. n. 2. p. 139-147. 1997.

GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília**. Serviço Florestal Brasileiro. 2010. 367p. Disponível em: [http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5140/Livro\\_Uso-Sustentavel-e-CoN.S.erva%E3o-dos-Recursos-Florestais-da-Caatinga\\_MMA.pdf](http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5140/Livro_Uso-Sustentavel-e-CoN.S.erva%E3o-dos-Recursos-Florestais-da-Caatinga_MMA.pdf). Acesso em: 11 Nov. 2022.

GODOY, L. R.; LUBOWSKI, R.; MARKANDYA, A. A method for the economic valuation of nontimber forest products. **Economy Botany**. v. 47. n.3. p.220–223. 1993. <https://doi.org/10.1007/BF02862288>.

GOIS, G.; FREITAS, W. K.; TERASSI, P. M. B.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. F.; PORTZ, A. Variabilidade anual e mensal da chuva e da temperatura do ar no município de Resende, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, p. 67-88, 2019. <https://doi.org/10.5380/abclima.v24i0.61611>.

GÓMEZ-OSSA, L. F.; BOTERO-FERNÁNDEZ, V. Application of artificial neural networks in modeling deforestation associated with new road infrastructure projects. **DYNA**. v. 84. p. 68. 2017. <https://doi.org/10.15446/dyna.v84n201.54310>.

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>.

GORGEN, S. E. B.; NUNES, M. H.; JACKSON, T.; COOMES, D.; KELLER, M.; REIS, C. R.; VALBUENA, R.; ROSETTE, J.; ALMEIDA, D. R. A.; GIMENEZ, B.; CANTINHO, R.; MOTTA, A. Z.; ASSIS, M.; SOUZA, P. F. R.; SPANNER, G.; HIGUCHI, N.; OMETTO, J. P. Resource availability and disturbance shape maximum tree height across the Amazon. **Glob. Change Biol**. v. 27. p. 177–189. 2021. <https://doi.org/10.1111/gcb.15423>.

GREENE, D. F.; ZASADA, J. C.; SIRIOS, L.; KENESHAW, D.; MORIN, H.; CHARRON, I.; SIMARD, M. J. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. **Canadian Journal of Forest Research**. v. 29. n. 6. p. 824-839. 1999. <https://doi.org/10.1139/x98-112>.

GUSSON, A. E.; LOPES, S. F.; OLIVEIRA, A. P.; SANTIAGO-VALE, V.; DIAS-NETO, O. C.; SCHIAVINI, A. **A família Fabaceae nas Florestas Estacionais Semidecíduais do triângulo mineiro**. In: II Simpósio de Savanas Tropicais. p. 7. 2008. Disponível em: [https://www.cpac.embrapa.br/publico/simposio/trabalhos/00203\\_trab1\\_ap.pdf](https://www.cpac.embrapa.br/publico/simposio/trabalhos/00203_trab1_ap.pdf). Acesso em: 15 nov 2021.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLIN, S.; C. D. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**. v. 1. n. 2. p. 1500052. 2015. [DOI: 10.1126/sciadv.1500052](https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052).

HART, T. B.; HART, J. A.; MURPHY, P. G. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist**, n. 133, v. 5, p. 613-633, mai. 1989. <https://doi.org/10.1086/284941>.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Generalized Additive Models. **Statistical Science**. v. 1. p. 297–310. 1986. <https://doi.org/10.1214/ss/1177013604>.

HIGGIN, S. S. I.; BOND, W. J.; TROLLOPE, W. S. W. Fire. reporting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in Savanna. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge. v. 88. p. 1-19. 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x>.

HIJMAN, S. R. J.; ETEN, J. VAN SUMNER, M.; CHENG, J.; BASTON, D.; BEVAN, A.; BIVAND, R.; Busetto, L.; CANTY, M.; FASOLI, B.; FORREST, D.; GHOSH, A.; GOLICHER, D.; GRAY, J.; GREENBERG, J.A.; HIEMSTRA, P.; HINGEE, K.; GEOSCIENCES, I. M. A.; KARNEY, C.; MATTIUZZI, M.; MOSHER, S.; NAIMI, B.; NOWOSAD, J.; PEBESMA, E.; LAMIGUEIRO, O. P.; RACINE, E.B.; ROWLINGSON, B.; SHORTRIDGE. A.; VENABLES. B.; WUEEST. R. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>. Acesso em: 16 out 2021.

HOPFENSBERGER, K. N. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. **Oikos** 2007; 116(9): 1438-1448. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico; inventário das formações florestais e campestres; técnicas e manejo de coleções botânicas; procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE. 2012. 272p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 08 Abr 2022.

JARDIM, F.C. S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista Ciências Agrárias**. Belém-PA. v. 58. n. 1. p. 105-113. 2015. <http://dx.doi.org/10.4322/rca.1676>

JOLY, C. A.; AIDAR, M. P. M.; KLINK, C. A.; McGRATH, D. G.; MOREIRA, A. G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. C.; OLIVEIRA, A. A.; POTT, A.; RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implicatioN.S. for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**. v.51. n.5/6. p.331-348. 1999. ISSN on-line: 1697-7750.

KNOECHELMANN, C. M. **Efeito das formigas cortadeiras sobre a regeneração da caatinga**. 2019. 99p. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Recife, 2019.



KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge. v. 18. p. 53–66. 2002. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002031>.

KHURANA, E.; SINGH, J. S. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation**. Cambridge. v. 28. p. 39–52. 2001. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000042>.

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://www.researchgate.net/publication/260591794\\_Mudando\\_o\\_curso\\_da\\_CoN.S.ervacao\\_da\\_biodiversidade\\_na\\_Caatinga\\_do\\_Nordeste\\_do\\_Brasil](https://www.researchgate.net/publication/260591794_Mudando_o_curso_da_CoN.S.ervacao_da_biodiversidade_na_Caatinga_do_Nordeste_do_Brasil). Acesso em: 13 fev 2022.

LEIDE, J.; HILDEBRANDT, U.; VOGG, G.; RIEDERER, M. The positional sterile (ps) mutation affects cuticular transpiration and wax biosynthesis of tomato fruits. **Journal of Plant Physiology**, v. 168, n. 9, p. 871– 877, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2010.11.014>.

LEMENIH, M.; ALLAN, C.; BIOT, Y. Making Forest conservation benefit local communities: participatory forest management in Ethiopia. London: Farm Africa. 2015. 10p. Disponível em: <https://www.farmafrica.org/downloads/participatory-forest-management-in-ethiopia.pdf>. Acesso em: 01 Nov. 2022.

LÉVESQUE, M.; MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. Dinâmica de ramos de coppice em uma floresta tropical seca após distúrbio antrópico. **Journal of Tropical Ecology**. v.27. n.3. p.259–268. 2011. <https://doi.org/10.1017/s0266467410000805.2011>.

LI, Y., FENG, A., LIU, W., MA, X. e DONG, G., 2017. Variation of Aridity Index and the Role of Climate Variables in the Southwest China. **Water**, v. 9, n. 10, p. 1-14. <https://doi.org/10.3390/w9100743>.

LIMA, A. P. de. **Respostas ecofisiológicas de plântulas de espécies lenhosas da caatinga sob diferentes intensidades de radiação**. 2016. 65p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, 2016.



LIMA, E. N.; ARAUJO, E. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERRAZ, E. M. N.; SILVA, K. A.; PIMENTELA, R. M. M. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da Caatinga. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA. v. 24. no 1. jan/abr. 2007.

LIMA, E. N.; SILVA, K. A.; SANTOS, J. M. F. F.; ANDRADE, J. R.; SANTOS, D. M.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Influência da sazonalidade na fenologia e na dinâmica populacional da *Euphorbia insulana* Vell. (Euphorbiaceae) em uma área de caatinga. Pernambuco. In: ALBUQUERQUE, U. P.; MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L. (Orgs.). **Biodiversidade. potencial econômico e processos ecofisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Bauru: Canal 6. v.2. p. 365-384. 2010.

LIMA, B. G.; COLEHO, M. F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da caatinga. Ceará. Brasil. Nota Técnica. **Ciência Florestal**. v. 28. n. 2. 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509832095>.

LIMA, R. B.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; OLIVEIRA, C. P.; SILVA, G. F. Diameter structure in a community of shrub-tree Caatinga. municipality of Floresta. State of Pernambuco. Brazil. **Floresta**. Curitiba-PR. v. 48. n. 1. p. 133-142. 2018. <https://doi.org/10.5380/ufv48i1.54736>.

LIMA, R. B.; SANTOS-NETO, J. C.; BRITO, A. C.; OLIVEIRA, C. P.; PAULA, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B. Quantificando distribuições de diâmetro em floresta tropical sazonalmente seca na Bahia. Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v.18. n.1. e2992. 2023. <https://doi.org/10.5039/agraria.v18i1a2992>.

LIMA, T. L.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES-JUNIOR, F. T.; LIMA, A. L. A.; CESPEDES, G. H. G.; BERGER, R.; LONGHI, R. V. Stump regrowth and estimation of reconstituting Caatinga shrub-tree biomass under forest management. **Scientia Forestalis**. Piracicaba. v. 46. n. 119. p. 449-458. set. 2018. <https://doi.org/10.18671/scifor.v46n119.12>.

LIMA, T. L.; SILVA, J. A. A.; LONGHI, R. V.; GALLO, R.; HAKAMADA, E.; SANTOS, M. V. F.; MOLINA, J. R. M.; MACHUCA, M. A. H.; MUIR, J. P.; FERREIRA, R. L. C. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**. v. 501. e119700. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>.

- LOPES, I.; LEAL, B. G.; RAMOS, C. M. C.; MELO, J. M. M. Espacialização da precipitação para a região do submédio São Francisco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 10, n. 5, p. 892-903, 2016. <https://doi.org/10.7127/rbai.v10n500459>.
- LUCENA, M. S.; ALVES, A. R.; BAKKE, I. A. Regeneração natural da vegetação arbóreo-arbustiva de Caatinga em face de duas diferentes formas de uso. **Agropecuária Científica no Semiárido**. v. 13. n. 3. p. 212-222. 2017.
- LUCENA, M. S.; SILVA, J. A.; ALVES, A. R. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na Estação Ecológica do Seridó–RN. Brasil. **Biotemas**. v. 29. n. 2. p. 17-31. 2016. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n2p17>
- LUNA, E. M.; LOPES, H. T. O.; RODRIGUES, F. A. A.; COUTINHO, H. D. M.; OLIVEIRA L. C. C. Antioxidant potential of the Caatinga flora. **Phytomedicine**, v 2, n 2, 1-14p. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.phyplu.2022.100240>.
- LUNT I. D. Germinable soil seed banks of anthropogenic native grasslands and grassy forest remnants in temperate south-eastern Australia. **Plant Ecology**. v. 130, n. 1, p. 21-34. 1997. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009780301775>.
- MACEDO, W. S.; SILVA, L. S.; ALVES, A. R.; MARTINS, A. R. Análise do componente arbóreo em uma área de ecótono Cerrado-Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Scientia plena**. v.15, n.1. 2019. <https://doi.org/10.37885/200901188>.
- MACHADO, R. R.; CONCEIÇÃO, S. V.; LEITE, H. G.; SOUZA, A. L. WOLFF, E. Evaluation of forest growth and carbon stock in forestry projects by system dynamics. **Journal of Cleaner Production**. v. 96. p.520-530. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.049>.
- MACHADO, G.; MENDOZA, M. R.; CORBELLINI, L. G. What variables are important in predicting bovine viral diarrhea virus? A random forest approach. **Veterinary Research**, v. 46, n. 1, 2015. <https://doi.org/10.1186/s13567-015-0219-7>.
- MAGNAGO, L. F. S.; MATOS, F. A. R.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; BERG, E. V. D. Efeito de borda na funcionalidade dos grandes fragmentos de floresta de tabuleiro do norte do Espírito Santo. In: ROLIM. S. G.; MENEZES. L. F. T.; ARAUJO. A. C. S. **Floresta Atlântica de tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**. 2. ed. Linhares: Editora Rupestre. 2016. v. 1. p. 129-140.

MAGNUSSEN, S.; NORD-LARSEN, T. A Jackknife Estimator of Variance for a Random Tessellated Stratified Sampling Design. **Forest Science**. v. 65. p. 543–547. 2019. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxy070>.

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>.

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.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, 2013. v. 1. 264 p.

MARQUES, F. J.; CABRAL, A. G. A.; LIMA, C. R.; FRANÇA, P. R. C. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga nas margens do rio sucuru em coixola. Paraíba: reflexos da antropização. **Revista Home**. v. 6. n. 4. 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-252>.

MEDEIROS, N. C. G. DE.; SOUSA, S. M. DA S.; MONTEIRO, M. M.; AZEVEDO, L. K. S.; SALES, F. DAS C. V. Levantamento florístico e fitossociológico em remanescente florestal em Patos-PB. **Desafios - Revista Interdisciplinar Da Universidade Federal Do Tocantins**. v. 8. n. 1. p. 120-129. 2021. <https://doi.org/10.20873/uftv8-9968>.

MEDEIROS, R. M.; FRANCISCO, P. R. M.; BANDEIRA, M. M. Balanço Hídrico Climatológico, em Decorrência do Aquecimento Global, no Município de Picuí - Semiárido Paraibano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 1, p. 59-72, 2012. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v5i1.232757>.

MELO, C. L. S. M. S. FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. DA; MACHUCA, M. Á. H.; CESPEDES, G. H. G. Dynamics of dry tropical forest after three decades of vegetation suppression. **Floresta e Ambiente**. v. 26. n. 3. e20171163. 2019. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.116317>.

- MENINO, G. C. O.; SANTOS, R. M.; APGAUA, D. M. G.; PIRES, G. G.; PEREIRA, D. G. S.; FONTES, M. A. L.; ALMEIDA, H. S. Floristic and structure of seasonally dry tropical forests. **Cerne**. v. 21. n. 2. p. 277-291. 2015. <https://doi.org/10.1590/01047760201521021609>.
- MEYNARD, C. N.; QUINN, J. F. Predicting Species Distribution: A Critical Comparison of the Most Common Statistical Models Using Artificial Species. **Journal of Biogeography**. v. 34. p. 1455–1469. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01720.x>.
- MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON, J. E. 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>.
- MORO, M. F.; NIC LUGHADHA, E.; DE ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **The Botanical Review**. v. 82. n. 2. p. 91-148. 2016. Doi: [10.1007/s12229-016-9164-z](https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z).
- MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, S. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SILVA-SÁ, I. I.; SILVA, T. G. F. Lima e água de chuva no semi-árido. **Nota Técnica**. p. 13. 2018. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/159649/1/OPB1515.pdf>. Acesso em: 22 nov 2011.
- MOURA, A. D.; SHUKLA, J. On the dynamics of droughts in northeast Brazil: Observations, theory and numerical experiments with a general circulation model. **Journals of the Atmospheric Sciences**, v. 38, n. 12, p. 2653-2675, 1981. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1981\)038<2653:otdodi>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1981)038<2653:otdodi>2.0.co;2)
- MURPHY, P.; LUGO, A. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.17. p.67-88. 1986. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>.
- NICODEMO, M. L. F.; SOUZA, F. H. D.; PEZZOPANE, J. R. M. MENDES, J. C. T.; THOLON, P.; SANTOS, P. M. Frequências de cortes em nove leguminosas forrageiras tropicais herbáceas cultivadas ao sol e sob plantação florestal. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**. v. 67 n. 3. p. 809-818. 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-7119>.

OKADA, H. K. R.; NEVES, A. R. N.; SHITSUKA, R. Análise de Algoritmos de Indução de Árvores de Decisão. **Res., Soc. Dev.** v. 8, n. 11. 2019. <https://doi.org/10.33448/rsd-v8i11.1473>.

OLDEN, J. D.; LAWLER, J. J.; POFF, N. L. Machine learning methods without tears: a primer for ecologists. **Q Rev Biol.** v. 83. p. 171–193. 2008. <https://doi.org/10.1086/587826>.

OLIVEIRA, C. V. BARRETO, P. A. B.; GOMES, A. S.; GUIMARÃES, S. E. O. Efeito de borda e decomposição da serapilheira foliar de um fragmento florestal. em Vitória da Conquista-BA. **Enciclopédia Biosfera.** Jandaia. v. 9. n. 17. p. 1150-1161. 2013. Disponível em:  
<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/CIENCIAS%20AGRARIAS/efeito%20de%20borda.pdf>. Acesso 14 mar 2022.

PACIOREK, C. J.; CONDIT, R.; RUBBELL, C. S. P.; FOSTER, R. B. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of ecology.** v. 88. p. 765-767. 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00494.x>.

PAULINO, R. C.; HENRIQUES, G. P. S. A.; MOURA, O. N. S.; COELHO, M. F. B.; AZEVEDO, R. A. B. Medicinal plants at the sítio do Gois. Apodi. Rio Grande do Norte state. Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognosia.** n. 22. p. 29-30. 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbfar/a/xFVVNxSXzWwzNgWcDjxmB3c/?lang=en>. Acesso em: 12 nov 2021.

PAULINO, R. C.; SANTOS L. W.; COELHO M. F. B. Propagação por estaquia de *Croton zehntneri* Pax et Hoffm. (Euphorbiaceae) em diferentes concentrações de indutores de enraizamento. **Revista Verde.** v.7, n.3, p.29- 33, Mossoró. 2012.

PARK, C. E.; JEONG, S. J.; JOSHI, M.; OSBORN, T. J.; HO, C. H.; PIAO, S.; CHEN, D.; LIU, J.; YANG, H.; PARK, H.; KIM, B. M.; FENG, S. Keeping global warming within 1.5 °C constrains emergence of aridification. **Nature Clim Change.** v. 8. p. 70–74. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0034-4>.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., DÍAZ, S., GARNIER, E., LAVOREL, S., POORTER, H., JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M. S.; CORNWELF, W. K.; CRAINE, J. M.; GURVICH, D. E.; URCELAY, A.; VENEKLAAS, E. J.; REICH, P. B.; POORTER, L.; WRIGHT, I. J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J. G.; DE VOS, A. C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIR, F.; HODGSON, J. G.; TOMPSON, K.; MORGAN, H. D.; TER

STEEGE, H.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M. V.; CONTI, G.; STAVE, A. C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**. v. 61. n. 3. p. 167-234. 2013. <http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>.

PEREIRA, S. C. F. Efeito da remoção da cera epicuticular e disponibilidade hídrica sobre o metabolismo fotossintético foliar de uma espécie sempre verde de Caatinga. 2016. 75 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia vegetal, 2016.

PEREIRA, C. D.; BRAGA, P. E. T.; GUIOMAR, N. Análise dos diferentes estágios de desenvolvimento da caatinga em sobral, Ceará, Brasil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**. Sobral/CE. v. 16. n. 2. p. 46-65. Dez. 2014. <http://uvanet.br/rcgs>. ISSN 1516-7712. 1999.

PIMENTA, A. C.; TAGLIANI, M. C.; ZUFFELLATO-RIBAS, K. C.; LAVIOLA, B. G.; KOEHLER, H. S. Miniestaquia e anatomia caulinar de pinhão-manso em quatro épocas de coleta. **Comunicata Scientiae**, v. 5, n. 4, p. 478-485. 2014. <https://doi.org/10.14295/cs.v5i4.479>.

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

POTTS, S. E.; ROSE, K. A. Evaluation of GLM and GAM for estimating population indices from fishery independent surveys. **Fisheries Research**. v. 208. p. 167–178. 2018.: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.07.016>.

PRATT, R. B.; JACOBSEN, A. L.; RAMIREZ, A. R.; HELMS, A. M.; TRAUGH, C. A.; TOBIN, M. F.; HEFFNER, M. S.; DAVIS, S. D. Mortality of resprouting chaparral shrubs after a fire and during a record drought: physiological mechanisms and demographic consequences. **Global change biology**, 20: 905-906. 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12477>.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. M. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. Cham: Springer**. 2017. Chap. 2. p.23-63. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>.

RAMOS, F. R. FREIRE, A. L. O. Physiological responses of *Cnidocolus quercifolius* Pohl in semi-arid conditions. **Adv. For. Sci.**, Cuiabá, v.6, n.1, p.493-499, 2019. [0.34062/afs.v6i1.5735](https://doi.org/10.34062/afs.v6i1.5735).

RESENDE, A. S. de. **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília. DF: Embrapa. 149 p. 2021. ISBN: 978-65-87380-49-0.

RIBEIRO, R. C.; DANTAS, B. F.; MATIAS, J. R.; PELACANI, C. R. Efeito do estresse salino na germinação e crescimento inicial de plântulas de *Erythrina velutina* Willd. (Fabaceae). **Gaia Scientia**. v. 11. n. 4. p. 65-78. 2017. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n4.35471>

RIBEIRO, A. C. F.; FONSECA, L. C.; PEREIRA, C. M. P. O plano de manejo florestal como instrumento de desenvolvimento sustentável na Amazônia. **Direito e Desenvolvimento**. João Pessoa. v. 11. n. 1. p. 264-276. jan./jun. 2020. ISSN 2236-0859.

RIBEIRO, S. M.; BONILLA, O. H.; LUCENA, E. M. P. Influência da sazonalidade e do ciclo circadiano no rendimento e composição química dos óleos essenciais de *Croton spp* da Caatinga. **Iheringia, Série Botânica**, v. 73, n. 1, 31–38p. 2018. <https://doi.org/10.21826/2446-8231201873104>.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEREDO, M. A. **Manual sobre método de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil. 2013. 24 p.

RODRIGUEZ FRANCO, C.; CONJE, J. The Evolution of the dialogue and perspectives on sustainable forest management with special emphasis on the United States of America. **Journal of Sustainable Forestry**. 2022. <https://doi.org/10.1080/10549811.2022.2059687>.

ROLO, V.; OLIVIER, P. I.; PFEIFER, M.; VAN AARDE, R. J. Functional diversity mediates contrasting direct and indirect effects of fragmentation on below- and above-ground carbon stocks of coastal dune forests. **Forest Ecology and Management**. v. 407. p. 174–183. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.059>.

ROIZMAN, L. G. **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de florestas secundárias em São Paulo – SP**. 1993. 184 f. Dissertação (Mestrado em biociências). Universidade de São Paulo. São Paulo.



ROPELEWSKI, C. F.; HALPERT, M. Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño/Southern Oscillation. **Monthly Weather Review**, v. 115, p. 1606-1626, 1987. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1987\)115<1606:garspp>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1987)115<1606:garspp>2.0.co;2).

SAMPAIO, E. V. S. B. ARAÚJO, E. L.; SALCEDO, I. H.; TIESSSEN, H. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília. DF. v. 33. n. 5. p.621-632. 1997.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? **Restoration Ecology**. v. 15. p. 462–471. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00242.x>.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e Potencialidades. Caracterização do Bioma Caatinga. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Orgs). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília. Serviço Florestal Brasileiro. 2010. p.29-48. Disponível em: [http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5140/Livro\\_Uso-Sustentavel-e-CoN.S.ervaE3o-dos-Recursos-Florestais-da-Caatinga\\_MMA.pdf](http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5140/Livro_Uso-Sustentavel-e-CoN.S.ervaE3o-dos-Recursos-Florestais-da-Caatinga_MMA.pdf).

Acesso em: 11 Nov. 2022.

SANT'ANNA, C. S.; TRES, D. R.; REIS, A. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. 1. ed. São Paulo: SMA. 2011. <https://doi.org/10.5380/rf.v50i4.64832>.

SANTOS, D. M.; SILVA, K. A.; SANTOS, J. M. F. F.; LOPES, C. G. R.; PIMENTEL, R. M. M.; ARAÚJO, E. L. Variação espaço-temporal do banco de sementes em Uma área de floresta tropical seca (caatinga) – Pernambuco. **Revista de Geografia**. Recife. v. 27. n. 1. p. 234-253. 2010.

SANTOS, D. M.; SILVA, K. A.; ALBUQUERQUEM, U. P.; SANTOS, J. M. F. F.; LOPES, C. G. R.; ARAÚJO, E. L. Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in northeastern Brazil? **Revista Flora**. Netherlands. v. 208. p. 445-452. jul. 2013.

SANTOS, A. M. S.; BRUNO, R. L. A.; CRUZ, J. O.; SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**. v. 30. p. 542-555. 2020a. <https://doi.org/10.5902/1980509840039>.



SANTOS, A. M. S.; BRUNO, R. L. A.; CRUZ, J. O.; SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**. Santa Maria. v. 30. n. 2. p. 542-555. abr./jun. 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509840039>.

SANTOS, W. B.; MARAGON, L. C.; FREIRE, F. J.; BRAZ, R. L.; TORRES, J. E. L.; FREIRE, C. S. PatterN.S. of seed dispersal syndromes at different altitudes in the semiarid region. **Floresta**. v. 50. n. 4. p. 1751-1760. 2020b. <https://doi.org/10.5380/ufv50i4.64832>.

SANTOS, N. A. T. **Dinâmica da floresta seca sob diferentes históricos de uso: distribuição diamétrica de indivíduos e fustes**. 2021. 104 f. Dissertação (mestrado em ciências florestais) Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 2021.

SCHMITHÜSEN, F. Three hundred years of applied sustainability in forestry. **Unasyuva**. Roma. v. 64. n. 240. p. 3-11. 2013. Disponível em: <https://www.fao.org/docrep/018/i3364e/i3364e.pdf>. Acesso em: 06 mar. 2022.

ŠERÁ, B. Tree Regeneration by Seeds in Natural Forests. **Forests**. v. 12. n. 10. p. 1346. 2021. <https://doi.org/10.3390/f12101346>.

SERAFIM-FILHO, G. L.; SANTOS, L. L.; SOUZA, S. M. A.; RODAL, M. J. N.; MELO, J. I. M.; SALES, M. F. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em duas áreas sedimentares do Parque Nacional do Catimbau. Buíque. Pernambuco. Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 6. n. 2. 2021. <https://doi.org/10.24221/jeap.6.2.2021.3982.136-152>.

SEUBERT, R. C.; MACENEIRO, J. P.; BUDAG, J. J.; FENILLI, T. A. B.; SCHORN, L. A. Banco de sementes do solo sob plantios de *Eucalyptus grandis* no município de Brusque. Santa Catarina. **Floresta**. v. 46. n. 2. p. 165-172. 2016. <https://doi.org/10.5380/ufv46i2.38191>.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regioN.S. in the Caatinga. the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PloS one**. v. 13. n. 4. p. e0196130. 2018. Doi: [10.1371/journal.pone.0196130](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130).

SILVA, D. D.; PINTO, M. S. C.; GOMES, R. N.; FREITAS, A. J. F.; PINTO, M. G. C.; FERREIRA, V. S. G. Seed bank in soil in Caatinga areas under ruminant grazing. **Research Society and Development**. [S. l.]. v. 9. n. 8. p. e503986021. 2020. Disponível em:

<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/6021>. Acesso em: 14 jan. 2023.  
<https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.6021>.

SILVA, F. J. B. C. DA. AZEVEDO, J. R. G. de. Temporal trend of drought and aridity indices in semi-arid pernambucano to determine susceptibility to desertification. **RBRH**. v. 25. p. 32. 2020. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.252020190145>.

SILVA, J. L.; CRUZ-NETO, O.; RITO, K. F.; ARNAN, X.; LEAL, I. R.; PERES, C. A.; TABARELLI, M.; LOPES, A. V. Divergent responses of plant reproductive strategies to chronic anthropogenic disturbance and aridity in the Caatinga dry forest. **Science of The Total Environment**, v 740, n 20. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135240>.

SILVA, J. M. C. Introdução. In: J. M. C. SILVA; M. TABARELLI; M. T. FON.S.ECA; L. V. LIN.S. **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. pp. 9-10. 2003.

SILVA, L. S.; MARTINS, A. R.; GARCIA, T. A. S.; TEXEIRA, R. S.; SALOMÃO, N. V. Fragmentos de Caatinga são florística e estruturalmente similares?. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.15, n.06, 3202-3211p. 2022. ISSN: 1984-2295.

SILVA, S. I.; OLIVEIRA, A. F. M.; NEGRI, G.; SALATINO, A. Seed oils of Euphorbiaceae from the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. **Biomass and Bioenergy**, 69, 124–134. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.07.010>.

SILVA, U. B. T.; DELGADO-JARAMILLO, M.; AGUIAR, L. M. S.; BERNARD, E. Species richness. geographic distribution. pressures. and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. **Biol. Conserv.** v. 221. p. 312-322. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.028>.

SOARES, C. C.; BEZERRA, M. G. F. Gestão de florestas públicas: uma revisão de literatura com ênfase à concessão florestal. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**. v.12. n.4. p.627-641. 2021. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.004.0049>.

SOARES, F. I. L.; SANTOS, E. A. F.; LAMEIRA, H. L. M. Manejo comunitário de recursos naturais: uma revisão de literatura. **Revista Ibero-Americana de Humanidades. Ciências e Educação**. São Paulo. v. 8. n. 03. 3 mar 2022. <https://doi.org/10.51891/rease.v8i3.4532>.

SOARES, N. M.; FERREIRA, R. A.; VIEIRA, H. S.; JESUS, J. B.; OLIVEIRA, D. G.; SILVA, A. C. C. Regeneração natural em área de Caatinga no Baixo São Francisco sergipano: composição. diversidade. similaridade florística de espécies florestais. *Advances in Forestry Science*. Cuiabá. v. 6. n. 3. p. 711-716. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.34062/afs.v6i3.7563>.

SOUZA, D. D. **Adaptações de plantas da Caatinga**. Ed. 1, 96p. São Paulo. Oficina de texto, 2020. ISBN: 978-65-86235-02-9.

SOUZA, F. C.; REIS, G. C.; REIS, M. G. F.; LEITE, H. G.; ALVES, F. F.; FARIA, R. S.; PEREIRA, M. M. Sobrevivência e diâmetro de plantas intactas e brotações de clones de eucalipto. **Floresta e Ambiente**. Seropédica. v.19. n.1. p.44-54. 2012. <https://doi.org/10.4322/loram.2012.006>.

SOUZA, F. Q.; SOUTO, J. S.; LEITE, A. P.; HOLANDA, A. C.; AGRA, P. F. M.; SANTOS, L. C. Transposição do banco de sementes do solo para restauração ecológica da caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. **Brazilian Journal of Development**. v. 6. n. 7. p. 50120-50138. 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-605>.

SOUZA, P. F.; SILVA, J. A.; LUCENA, D. S.; SANTOS, W. S.; HENRIQUES, I. G. N.; LUCENA, M. F. A.; SOUZA, A. D. Estudos fitossociológicos e dendrométricos em um fragmento de Caatinga. São José de Espinharas – PB. **Ciência Florestal**. v. 26. n. 4. 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509825152>.

SOUZA, S. C. P. M.; RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A. O banco de sementes e suas implicações na diversidade da Floresta Ombrófila Densa Submontana no Parque Estadual Carlos Botelho. São Paulo. SP. Brasil. **Hoehnea**. v. 44. n. 3. p. 378-393. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-61/2016>

SUNDERLAND, T. APAGUA, D.; BALDAUF, C.; BLACKIE, R.; COLFER, C.; CUNNINGHAM, A.B.; DEXTER, K.; DJOUDI, H.; GAUTIER, D.; GMBO, D.; ICKOWITZ, A.; KASSA, H.; PARTHASRATHY, N.; PENNINGTON, R. T.; PAUMGARTEN, F.; PULLA, S.; SOLA, P.; TNG, D.; WAEBER, P.; WILMÉ, L. Global dry forests: a prologue. **The International Forestry Review**. v.17. suppl. 2. p.1-9.2015. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26431592>. Acesso em: 11 Nov. 2022.

SYLVAIN, J. D.; DROLET, G.; BROWN, N. Mapping dead forest cover using a deep convolutional neural network and digital aerial photography. **ISPRS Journal of**

**Photogrammetry and Remote SeN.S.ing.** 156. 14–26. 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.07.010>.

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers. gaps. and management perspectives. **Ecological Processes**. v.9. e25. 2020.  
<https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RÖDIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH. A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**. v. 554. p. 519–522. 2018. <https://doi.org/10.1038/nature25508>.

TEWARI, S. K.; KATIYAR, R. S.; RAM, B.; MISRA, P. N. Effect of age and season of hasvesting on the growth. coppicing characteristics and biomass productivity of *Leucaena leucocephala* and *Vitex negundo*. **Biomass and Bioenergy**. v.26. p.229-234. 2004.  
[https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00118-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00118-1).

THAMMANU, S.; MAROD, D.; HAN, H.; BHUSAL, N.; ASANOK, L.; KETDEE, P.; GAEWSINGHA, N; LEE. S.; CHUNG, J. The influence of environmental factors on species composition and distribution in a community forest in Northern Thailand. **J. For. Res.** v. 32. p. 649–662. 2021. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01239-y>.

TOREZAN, J. M. D. **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na floresta estacional: Suficiência amostral na pesquisa da biodiversidade**. Ed. Eduel. v. 1. cap. 4. p. 242. 2020. ISBN: 978-65-5832-004-3.

TORRES, D. S.; PEREIRA, E. C. V.; SAMPAIO, P. A.; SOUZA, N. A. C.; FERRAZ, C. A. A.; OLIVEIRA, A. P.; SOUZA, C. A.; ALMEIDA, J. R. G. S.; ROLIM-NETO, P. J.; OLIVEIRA JUNIOR, R. G.; ROLIM, L. A. Influência do método extrativo no teor de flavonoides de *Cnidocolus quercifolius* Pohl (Euphorbiaceae) e atividade antioxidante. Artigo. **Química Nova** v. 41. n. 7. 2018. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170236>.

TROVÃO, D. M. DE B. M., FERNANDES, P. D., ANDRADE, L. A. DE, & DANTAS NETO, J. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 307–311. 2007.  
<https://doi.org/10.1590/s1415-43662007000300010>.

WATSON, J. E. M.; SHANAHAN, D. F.; DI MARCO, M.; ALLAN, J.; LAURANCE, W. F.; SANDERSON, E. W.; MACKEY, B.; VENTER, O. Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*. v. 26. n. 21. p. 2929-2934. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.08.049>.

WORBES, M. Annual growth rings. rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. *Journal of Ecology*. London. v. 87. n. 3. p. 391-403. 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00361.x>.

VALENICA, J.; LASSALETTA, L.; VELAZQUEZ, E.; NICOLAU, J. M.; GOMEZ-SAL, A. Factors controlling compositional changes in a northern Andean Paramo (La Rusia. Colombia). *Biotropica*. v. 45. 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00895.x>.

VANDERLEI, R.S.; BARROS, M. F.; MELO, A. D.; ALVES, G. D. Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. *Journal of Tropical Ecology*. v.37. n.1. p.35-42. 2021. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000079>.

VASCONCELOS, A. D. M.; HENRIQUES, I. G. N.; SOUZA, M. P.; SANTOS, W. S.; SANTOS, S. S.; ROAMOS, G. G. Caracterização florística e fitossociológica em área de caatinga para fins de manejo florestal no município de são francisco-PI. *Revista ACSA*. v. 13. n. 4. 2017. <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v13i4.967>.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira**. adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE. 1991.123p.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*. v. 14. n. 1. p. 11-20. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>.

VIGLAS, J. N.; BROWN, C. D.; JOHNSTONE, J. F. Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*. v. 43. n. 6. p. 534-543. 2013. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0022>.

VITAL, M. J. L.; ALVES, G. C. P.; SILVA, A. A. da; OLIVEIRA, M. do S. G. de. Levantamento florístico na Caatinga: comparação entre área preservada e área degradada no Sertão Pernambucano. *Pesquisa. Sociedade e Desenvolvimento*. [S. l.]. v. 10. n. 12. pág. e76101220153. 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i12.20153>.

WANG, H.; FENG, H.; ZHANG, Y.; CHEN, H. Contrasting regeneration strategies in climax and long-lived pioneer tree species in a subtropical forest. PLOS ONE. v.9. n.11. e112385. 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112385>.

WOOD, S. N. Generalized additive models: an introduction with R. Second edition. ed. Chapman & Hall/CRC. **Statistical science**. CRC Press/Taylor & F. 2017

WORLDCLIM. Global climate and weather data. Disponível em: <https://www.worldclim.org/data/index.html>. Acesso em: 12 out 2021.