



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

MARCELA LEONCIO MOURA DA SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA CRÔNICA, MUDANÇA CLIMÁTICA
E DINÂMICA DE REGENERAÇÃO FLORESTAL SOBRE A BIOMASSA
RADICULAR NA FLORESTA SECA CAATINGA**

Recife

2024

MARCELA LEONCIO MOURA DA SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA CRÔNICA, MUDANÇA CLIMÁTICA E
DINÂMICA DE REGENERAÇÃO FLORESTAL SOBRE A BIOMASSA
RADICULAR NA FLORESTA SECA CAATINGA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

Coorientador (a): Ligia de Almeida Fernandes Vieira

Recife

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do
SIB/UFPE

Silva, Marcela Leoncio Mourada.

Efeitos da perturbação antrópica crônica, mudança climática e dinâmica de regeneração florestal sobre a biomassa radicular na floresta seca caatinga /
Marcela Leoncio Moura da Silva. - Recife, 2024.

106 p. : il., tab.

Orientador(a): Marcelo Tabarelli

Cooorientador(a): Ligia de Almeida Fernandes Vieira

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas / Ciências Ambientais - Bacharelado, 2024.

Inclui referências, anexos.

1. Perturbação antrópica crônica e mudanças climáticas. 2. Biomassa radicular. 3. Florestas secundárias. 4. Floresta tropical sazonalmente seca. I. Tabarelli, Marcelo. (Orientação). II. Vieira, Ligia de Almeida Fernandes. (Cooorientação). IV. Título.

580CDD(22.ed.)

MARCELA LEONCIO MOURA DA SILVA

**EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA CRÔNICA, MUDANÇA CLIMÁTICA
E DINÂMICA DE REGENERAÇÃO FLORESTAL SOBRE A BIOMASSA
RADICULAR NA FLORESTA SECA CAATINGA**

Trabalho de Conclusão de Curso de
Graduação apresentado ao Bacharelado
em Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais da Universidade
Federal de Pernambuco, como requisito
parcial para obtenção do título de bacharel.

Aprovada em: ___/___/_____

COMISSÃO EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente



MARCELO TABARELLI

Data: 07/03/2024 13:59:44-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Marcelo Tabarelli/Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente



RENATO SOARES VANDERLEI

Data: 08/03/2024 13:57:14-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Renato Soares Vanderlei/Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente



ANA MARIA SIQUEIRA QUIRINO

Data: 08/03/2024 14:03:45-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MSc. Ana Maria Siqueira Quirino /Universidade Federal Rural de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela dádiva da vida, pela saúde e força necessária na busca de meus objetivos e por não me deixar fraquejar nos momentos difíceis.

A minha mãe, Severina Leoncio da Silva, que mesmo não estando aqui comigo nessa etapa tão importante da minha vida e mesmo não tendo as mesmas oportunidades de estudo que eu tive, ela me incentivou o valor dos estudos. Além de ter plantando valores em mim pelo pouco tempo que vivemos juntas, mas que foram suficientes para contribuir na pessoa que eu sou hoje.

Aos meus irmãos, Márcia e Marcelo, por serem exemplo de luta e pelo apoio durante essa minha jornada acadêmica. A Márcia por ter tido a coragem de cuidar de mim, depois que a minha mãe faleceu. Sendo a mulher, a grande responsável por ensinar valores que eu não aprenderia em nenhum outro lugar e por me fazer conhecer um pouco mais sobre a nossa mãe nas nossas conversas.

As minhas amigas da minha turma de graduação, Gleyciane Cardoso, Gabriela Vasconcelos, Jeisa Alves e Nathália Silva pela companhia e força nos perrengues da faculdade e pelos bons momentos alegres e de descontração que tivemos.

Ao Prof. Dr. Marcelo Tabarelli e a doutoranda Lígia Vieira, pela valiosa orientação acadêmica e oportunidade a mim concedida em fazer este estudo no bioma que cada vez mais eu conheço, eu amo cada vez mais. Obrigada pela confiança. Também aos colegas do LEVA pelo acolhimento.

Aos professores do Centro de Biociências, os quais cada um contribuiu de alguma forma para a pessoa e profissional que eu virei a me tornar.

Aos professores do ensino básico das escolas Municipal Manoel Marques da Silva e Austro Costa por ter me ajudado a chegar à universidade. Ambas públicas.

A todos que contribuíram diretamente na realização da coleta das amostras das raízes: Lígia Vieira, Laura Lessa, Marcelo (mateiro) e Cauane Assunção.

As pessoas que me ajudaram na análise estatística direta e indiretamente: Diego Alvarado e Ana Quirino.

A banca examinadora Doutor Renato Vanderlei, a doutoranda Ana Quirino e o doutorando Diego Alvarado pelo tempo, pelas importantes colaborações e sugestões.

Ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida e pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa.

E a todos aqueles que foram coadjuvantes na minha empreitada até agora.

RESUMO

As perturbações antrópicas e as mudanças climáticas são as principais ameaças ao ecossistema de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS). Atualmente, grande parte das florestas tropicais do mundo são florestas secundárias, que cada vez mais ganha relevância no contexto da sustentabilidade e na promoção da qualidade de vida humana diante da conversão das florestas primárias. A agricultura de corte e queima é uma prática bem comum em florestas tropicais secas, inclusive na Caatinga que é capaz de alterar a dinâmica de regeneração por alterar a produtividade e os organismos presentes no solo e o estoque de propágulos. Apesar da biomassa radicular ser bem representativa em FTSS, ainda é pouco estudada. Então buscamos compreender como a perturbação antrópica, a precipitação e a dinâmica de regeneração após agricultura de corte e queima influenciam na dinâmica da biomassa radicular na Caatinga através da biomassa radicular total e diferentes classes de diâmetro, já que o diâmetro radicular está relacionado com a função que a raiz cumpre no ecossistema. Também como variável proxy, avaliamos o efeito da biomassa acima do solo das plantas herbáceas sobre as diferentes biomassas radiculares. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, onde foram selecionadas 20 áreas, sendo 10 referentes a áreas maduras, com diferentes níveis de precipitação com gradiente que variou de 510 a 940 mm e 10, com diferentes idades de regeneração após agricultura de corte e queima, cujas idades variaram entre 11 a 75 anos e gradiente de precipitação entre 519 a 940 mm. Em cada área foram demarcadas três subparcelas, onde as raízes foram separadas em três classes diamétricas: fina (< 2 mm), média (2-10 mm) e grossa (>10 mm). Observou-se que nenhuma das variáveis explicativas apresentou relação significativa com a biomassa radicular total e classes de raízes. A biomassa aérea das plantas herbáceas foi positivamente significativa a biomassa radicular de raízes finas nas áreas maduras e a raiz média nas áreas de regeneração. A relação razão raiz: parte aérea foi maior nas florestas secundárias. Esses resultados mostram que as plantas herbáceas utilizam de estratégias radiculares diferentes para lidar com alteração da precipitação ou que responde melhor a distribuição das chuvas do que a precipitação média anual. O pastejo em baixa intensidade e frequência não impactam a produtividade radicular das plantas herbáceas na Caatinga. A floresta seca não mostra nenhuma tendência radicular sucessional. As florestas secundárias apesar de suportarem uma quantidade

semelhante de biomassa radicular com as florestas maduras elas suportam uma maior relação entre biomassa radicular e biomassa aérea e que as raízes maiores concentram maior biomassa.

Palavras-chave: perturbação antrópica crônica e mudanças climáticas. biomassa radicular. florestas secundárias. floresta tropical sazonalmente seca.

ABSTRACT

Anthropogenic disturbances and climate change are the main threats to the Seasonally Dry Tropical Forests (SDTF) ecosystem. Currently, a large portion of the world's tropical forests consists of secondary forests, which are gaining increasing importance in the context of sustainability and the promotion of human quality of life in the face of the conversion of primary forests. Slash-and-burn agriculture is a common practice in dry tropical forests, including the Caatinga, capable of altering regeneration dynamics by affecting soil productivity, the organisms present in the soil, and the propagule stock. Despite the considerable representation of root biomass in SDTF, it remains poorly studied. Therefore, we aim to understand how anthropogenic disturbance, precipitation, and regeneration dynamics after slash-and-burn agriculture influence root biomass dynamics in the Caatinga, considering total root biomass and different diameter classes, as roots diameter is related to the function the root performs in the ecosystem. As a proxy variable, we also assess the effect of above-ground biomass of herbaceous plants on different root biomasses. The study was conducted in the Catimbau National Park, where 20 areas were selected, with 10 corresponding to mature areas with varying precipitation levels ranging from 510 to 940 mm, and 10 representing different regeneration ages after slash-and-burn agriculture, with ages ranging from 11 to 75 years and precipitation gradient between 519 to 940 mm. In each area, three subplots were demarcated, where roots were separated into three diameter classes: fine (< 2 mm), medium (2-10 mm), and coarse (>10 mm). It was observed that none of the explanatory variables showed a significant relationship with total root biomass and root classes. The above-ground biomass of herbaceous plants was positively significant for fine root biomass in mature areas and medium roots in regeneration areas. The root-to-shoot ratio was higher in secondary forests. These results indicate that herbaceous plants use different root strategies to cope with changes in precipitation or respond better to rainfall distribution than the average annual precipitation. Low-intensity and frequency grazing do not impact the root productivity of herbaceous plants in the Caatinga. The dry forest does not show any successional root trend. Despite supporting a similar amount of root biomass compared to mature forests, secondary forests have a higher ratio between root biomass and above-ground biomass, with larger roots concentrating more biomass.

Keywords: Chronic anthropogenic disturbance and climate change. root biomass. secondary forests. seasonally dry tropical forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Mapa da distribuição geográfica das florestas tropicais sazonalmente secas pelo mundo----- 18

Figura 2- Um diagrama desenvolvido por Tabarelli e Filgueiras (2023) que representa as trajetórias alternativas vivenciadas pela floresta tropical seca após o corte raso. As setas brancas delineiam o caminho da sucessão padrão, enquanto as setas cinzas sinalizam outras trajetórias possíveis quando as florestas secundárias são afetadas pela exploração de produtos florestais. Este esquema proporciona insights valiosos sobre as dinâmicas ecológicas resultantes de diferentes interações pós-distorção ambiental-----42

Figura 3- Um mapa destacando o estado de Pernambuco, bem como a localização do Parque Nacional do Catimbau em Pernambuco e as 20 parcelas permanentes que foram coletadas as amostras das raízes. Parcelas essas que abrangem uma variação de gradiente de precipitação e de dinâmica de regeneração florestal. Os pontos brancos referem-se as parcelas das áreas maduras e os pontos pretos são referentes as parcelas de áreas de regeneração florestal natural após agricultura de corte e queima-----51

Figura 4- Aspectos da topografia no Parque Nacional do Catimbau revelam (A) e (B) encostas, áreas planas e elevações, proporcionando uma visão abrangente da diversidade geomorfológica presente nessa área. Localizado no município de Buíque, Pernambuco, o Parque exibe uma paisagem rica e variada, refletindo a complexidade dos processos geológicos e ambientais que moldaram essa região----- 57

Figura 5- Nesta cena, observamos cabras repousando nas proximidades de um açude no Parque Nacional do Catimbau, localizado em Buíque, Pernambuco. Estes herbívoros, embora exóticos, tornaram-se uma presença habitual na região, adaptando-se bem ao ecossistema local-----58

Figura 6- Este esquema ilustra as 20 parcelas permanentes selecionadas para o estudo de coleta de amostras de raízes no Parque Nacional do Catimbau, situado no município de Buíque, Pernambuco. Detalha-se aqui a metodologia empregada na coleta, enfatizando a distribuição espacial e a sistemática adotada para uma amostragem eficiente e representativa das raízes no ecossistema do Parque-----61

Figura 7- As categorias das raízes avaliadas quanto à biomassa de cada uma foram as seguintes: (A) raízes finas, (B) raízes médias e (C) raízes grossas. Essa classificação visou compreender a alocação de biomassa para cada tamanho da raiz em relação aos efeitos das variáveis explicativas, bem como a contribuição de cada tamanho da raiz para a biomassa radicular total----- 62

Figura 8- Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular das classes de raízes: fina (<2 mm), média (2-10 mm) e grossa (>10 mm) ao longo de um gradiente de precipitação média anual de 510 a 940 mm em áreas florestais maduras no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco----- 65

Figura 9- Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular total nas áreas de florestas maduras ao longo de um gradiente de precipitação média anual de 510 a 940 mm no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco----- 66

Figura 10- Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular das classes de raízes: fina (<2 mm), média (2-10 mm) e grossa (>10 mm) nas áreas de regeneração florestal natural de 11 a 75 anos, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco-----67

Figura 11- Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular total nas áreas de regeneração florestal natural de 11 a 75 anos, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco ----- 68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Resultados da biomassa seca radicular das classes de raízes analisadas que foram raízes finas (<2 mm), raízes médias (2-10 mm) e raízes grossas (>10 mm), e da biomassa total nas parcelas permanentes maduras de diferentes gradientes de precipitação média anual, bem como a soma, a média e o desvio padrão amostral dessas biomassas. Também a biomassa aérea e a razão raiz: parte aérea das plantas herbáceas, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco -----
-----64

Tabela 2- Resultados da biomassa seca radicular das classes de tamanho de raízes analisadas que foram raízes finas (<2 mm), raízes médias (2-10 mm) e raízes grossas (> 10 mm), e da biomassa total nas parcelas permanentes de diferentes idades de regeneração florestal, bem como a soma, a média e o desvio padrão amostral dessas biomassas. Também a biomassa aérea e a razão raiz: parte aérea das plantas herbáceas, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco-----
-----64

Tabela 3- Resultados da análise linear generalizada (GLM) das variáveis explicativas analisadas nas áreas maduras que foram: a precipitação média anual (PMA), a perturbação antrópica crônica (PAC) e a biomassa aérea das plantas herbáceas, em relação as variáveis respostas: classes de raízes e a biomassa radicular total, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco. Os resultados significativos estão destacados em negrito ----- 69

Tabela 4- Resultados da análise linear generalizada (GLM) das variáveis explicativas analisadas nas áreas em regeneração florestal que foram: a precipitação média anual (PMA), a perturbação antrópica crônica (PAC), a biomassa aérea das plantas herbáceas e o tempo de regeneração florestal em relação às variáveis respostas: classes de raízes e a biomassa radicular total, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco. Os resultados significativos estão destacados em negrito-----70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DFC	Domínio Fitogeográfico da Caatinga
DPA	Desvio Padrão Amostral
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
FTSS	Floresta Tropical Sazonalmente Seca
GLM	Modelo Linear Generalizado
Ha	Hectare
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia
IPP	Índice de Pressão por Pastejo
M	Metro
Mg	Megagrama
Mm	Milímetro
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ONGs	Organizações Não Governamentais
PAA	Perturbação Antrópica Aguda
PAC	Perturbação Antrópica Crônica
PARNA	Parque Nacional
PELD	Projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração
PMA	Precipitação Média Anual
R	Software R
UC	Unidade de Conservação
VIF	Fator de Inflação da Variância

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NA CAATINGA	18
2.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E REDUÇÃO DA PRECIPITAÇÃO	27
2.3 TEMPO DE REGENERAÇÃO APÓS AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA	34
2.4 ALOCAÇÃO DE BIOMASSA RADICULAR EM DIFERENTES CLASSES DE DIÂMETRO DAS RAÍZES	43
2.5 INFLUÊNCIA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO NA BIOMASSA RADICULAR	52
3 OBJETIVO	55
3.1 OBJETIVOS GERAIS	55
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	55
4 METODOLOGIA	56
4.1 ÁREA DE ESTUDO	56
4.2 VARIÁVEIS ANALISADAS	59
4.3 DESENHO AMOSTRAL	60
4.3.1 Coleta das raízes	60
4.3.2 Biomassa radicular	62
4.3.3 Perturbação antrópica crônica	62
4.3.4 Biomassa aérea das plantas herbáceas	63
4.4 ANÁLISE DE DADOS	63
5 RESULTADOS	64
6 DISCUSSÃO	71
7 CONCLUSÕES	78
REFERÊNCIAS	79
APÊNDICE A	104
APÊNDICE B	105
APÊNDICE C	106
APÊNDICE D	106

1 INTRODUÇÃO

A dinâmica dos ecossistemas terrestres é influenciada por uma série de fatores, incluindo características climáticas, práticas agrícolas e processos de regeneração florestal. Entre esses fatores, a precipitação média anual, o pastejo extensivo por caprinos e bovinos e o tempo de regeneração florestal emergem como variáveis-chave que podem moldar a saúde e a resiliência dos ecossistemas nas florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) devido a previsão do aumento da aridez para essas florestas (Goslen e Arnell, 2016; IPCC, 2014) e por esse ecossistema ser usado como campo de pastagem para o pastoreio extensivo (Alencar *et al.*, 2022; Baudron *et al.*, 2019), que é uma das principais fontes de perturbação antrópica crônica que podem levar a degradação dos ecossistemas (Menezes *et al.*, 2021; Kempel *et al.*, 2015).

No entanto, um aspecto fundamental que ainda é pouco estudado é a biomassa radicular (Menezes, 2023), especialmente a das plantas herbáceas, e seu papel na sustentabilidade e funcionamento dos ecossistemas terrestres. As raízes das plantas herbáceas desempenham um papel crucial na estabilidade do solo (Silva, 2011), na ciclagem de nutrientes (Valim, 2012) e na regulação do ciclo da água (Gomes, 2022). A quantidade e distribuição da biomassa radicular dessas plantas são altamente sensíveis às condições ambientais, incluindo a disponibilidade de água (Ventura, 2020), a fertilidade do solo e a intensidade do pastejo (Parente; Parente, 2010). Sob condições de estresse hídrico, por exemplo, as plantas herbáceas podem direcionar uma proporção maior de biomassa para as raízes em busca de água, afetando assim a distribuição e magnitude da biomassa radicular.

Além disso, a pressão de pastejo exercida por caprinos e bovinos pode ter um impacto significativo na estrutura e função das comunidades de plantas herbáceas, afetando diretamente a biomassa radicular. O pastejo extensivo pode reduzir a biomassa radicular das plantas herbáceas através da remoção de tecido vegetal (Wang *et al.*, 2022) comprometendo assim a capacidade das plantas de absorver nutrientes e água do solo. Por outro lado, o pastejo também pode estimular o crescimento das raízes, a depender das espécies de plantas que respondem ao estímulo do pastejo com um aumento na alocação de recursos para as raízes, em um esforço para compensar a perda de tecido aéreo e se recuperar do dano sofrido.

Além das variáveis climáticas e de manejo, o tempo de regeneração florestal também pode desempenhar um papel importante na determinação da biomassa radicular das plantas herbáceas. A regeneração florestal após distúrbios como agricultura de corte e queima pode influenciar a luz, nutrientes e espaço no ambiente, afetando assim a competição entre plantas herbáceas e lenhosas pela alocação de recursos. Em alguns casos, a regeneração florestal pode levar a mudanças na composição e estrutura da comunidade de plantas (Tabarelli e Filgueiras, 2023), resultando em variações na biomassa radicular das plantas herbáceas.

As florestas tropicais, além de serem ecossistemas de importância inegável para a conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos vitais em escala global, também desempenham um papel fundamental na sustentabilidade socioeconômica das populações locais (Houghton; Bayers e Nassikas, 2015; Portilho Quintero *et al.*, 2015). No entanto, esses ecossistemas estão enfrentando uma rápida conversão para diversos usos humanos, especialmente em regiões de florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS), onde taxas alarmantes de desmatamento e degradação têm sido registradas (Hasnat e Hossain, 2019; Silva *et al.*, 2017). Embora as FTSS muitas vezes não recebam a mesma atenção que as florestas tropicais úmidas, elas cobrem uma parcela significativa dos habitats tropicais (Ribeiro Filho, 2020) e sustentam milhões de pessoas, fornecendo uma variedade de serviços ecossistêmicos essenciais (Silva e Barbosa, 2017; Sunderland *et al.*, 2015).

No contexto das mudanças climáticas e da perturbação antrópica crônica (PAC), as FTSS emergem como ecossistemas particularmente vulneráveis (Rizzo *et al.*, 2020), enfrentando ameaças significativas à sua integridade ecológica e funcionalidade. A PAC, caracterizada pela exploração de pequenas porções de madeira e frutos para energia e alimento (Menezes *et al.*, 2023) e forragem para os animais herbívoros domésticos (Alencar *et al.*, 2022), é um problema global, mas assume uma importância ainda maior nos países em desenvolvimento, onde fatores socioeconômicos e culturais contribuem para a dependência da população em relação aos recursos naturais (Silva, 2019; Singh, 1998). Esse cenário é especialmente preocupante em regiões de FTSS, onde a pressão antrópica sobre os recursos florestais é exacerbada pela alta densidade populacional e pobreza elevada (Specht *et al.*, 2015).

Uma das consequências diretas da PAC e das mudanças climáticas é a alteração na dinâmica da biomassa vegetal (Rito *et al.*, 2017), incluindo a biomassa radicular (Menezes, 2023). As perturbações antrópicas agudas, como agricultura de

corte e queima para a conversão de terras agrícolas e as perturbações crônicas, como o pastejo extensivo por caprinos e bovinos, têm o potencial de causar mudanças significativas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas florestais secos. A biomassa radicular, muitas vezes subestimada em estudos ecológicos, desempenha um papel crucial na absorção de água e nutrientes (Wang *et al.*, 2019; Bardgett *et al.*, 2014), na estabilidade do solo e na regulação do ciclo de carbono (Menezes, 2023). No entanto, sua dinâmica em resposta a fatores abióticos e antrópicos ainda é pouco compreendida, especialmente em relação às plantas herbáceas da floresta seca Caatinga.

Este estudo se propôs a investigar a dinâmica da biomassa radicular em áreas de floresta seca da Caatinga, considerando diferentes intensidades de PAC, variações na precipitação anual e o tempo de regeneração florestal após práticas agrícolas de corte e queima. Além disso, buscou-se entender como a biomassa radicular é influenciada pela biomassa de plantas herbáceas acima do solo, especialmente em relação às raízes finas. A Caatinga, sendo uma das maiores florestas secas do mundo (Silva *et al.*, 2017; Dryflor *et al.*, 2016), oferece um cenário ideal para estudar essas interações complexas, dada sua rica biodiversidade, história de uso da terra e vulnerabilidade às mudanças climáticas.

Para tanto, foram consideradas as seguintes hipóteses: (a) a influência da pressão do pastejo na produtividade de raízes finas e médias em remanescentes florestais, independentemente deles serem maduros ou sucessionais, vai variar conforme as condições de precipitação. Nas parcelas de baixa precipitação, a sensibilidade aos efeitos adversos do pastejo é mais pronunciada, pois o pastejo intenso pode reduzir a capacidade do solo de reter água. Isso torna as raízes finas e médias mais suscetíveis aos impactos negativos do pastejo, especialmente em remanescentes sucessionais. O estado sucessional, seja mais aberto ou mais fechado, influencia a intensidade do pastejo nessas áreas, aumentando a pressão sobre os recursos necessários para o desenvolvimento das raízes; (b) a biomassa radicular grossa pode ser reduzida em áreas de baixa precipitação, mesmo ela sendo mais resistente aos danos físicos do pastejo, por ela dependerem de água para se desenvolver e o pastejo intenso poder reduzir ainda mais a disponibilidade de água no solo, principalmente em áreas de regeneração florestal mais recentes; (c) a biomassa radicular total será maior em áreas com condições favoráveis de precipitação, menor tempo de regeneração florestal, haja vista a abundância das plantas herbáceas serem maior nessas áreas do que nas áreas mais antigas, e sob

menor intensidade de pastejo; e (d) a biomassa total será maior nas áreas florestais secundárias do que nas áreas maduras, devido a maior abundância de indivíduos de plantas herbáceas. A classe de raiz que se preponderar será as raízes finas, devido haver maior biomassa acima do solo e a planta necessitar captar recursos para conseguir se manter e se desenvolver.

No entanto, é importante reconhecer as limitações deste estudo. A complexidade do ecossistema seco Caatinga, a interação entre múltiplos fatores ambientais e antrópicos podem dificultar a interpretação dos resultados e a generalização das conclusões. Além disso, a disponibilidade de dados, a precisão das medições e a dificuldade de conseguir que as raízes coletadas fossem todas de plantas herbáceas, tendo presença mesmo que pouca de plantas lenhosas podem influenciar na confiabilidade das análises. Portanto, os resultados devem ser interpretados com cautela, e a necessidade de pesquisas adicionais para elucidar completamente a dinâmica da biomassa radicular das plantas herbáceas na floresta seca Caatinga é evidente.

Ao entender melhor a dinâmica da biomassa radicular e suas interações com fatores ambientais e antrópicos, este estudo visa fornecer insights valiosos para o manejo e conservação desse ecossistema, bem como para o desenvolvimento de estratégias de adaptação às mudanças climáticas e mitigação da PAC. Ao reconhecer o papel fundamental das raízes na resiliência dos ecossistemas florestais secos, esperamos promover uma maior conscientização sobre a importância da conservação desses ambientes e dos serviços ecossistêmicos vitais que eles fornecem para as populações locais e para o planeta como um todo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. EFEITOS DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NA CAATINGA

As florestas tropicais são reconhecidas por suas altas riqueza de espécies, biomassa e produtividade (Jordan, 1983), bem como um importante sumidouro de carbono atualmente (IPCC, 2007), sendo responsáveis por estocar a maior parte do carbono dentre os ecossistemas terrestres (Schulz *et al.*, 2018; Kohl *et al.*, 2015; Pan *et al.* 2011). Apesar de cobrir apenas 7-10% da superfície terrestre, elas representam 35% da produtividade primária líquida da terra e 25% da biomassa (Alamgir *et al.*, 2016; Poorter *et al.*, 2015), com isso tendo grande impacto na regulação e mitigação climática (Souza *et al.*, 2019; Phillips *et al.*, 2009), sem falar que sua expressiva biomassa vegetal fornece importantes serviços ecossistêmicos locais através dos produtos florestais, como por exemplo, madeira, carvão vegetal e forragem, que são explorados tanto para fins de subsistência quanto comerciais, afetando a subsistência das pessoas (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2014).

Contudo, apesar do reconhecimento da sua relevância, as florestas tropicais vêm sofrendo com o modo como o ser humano tem tratado a natureza e desenvolvido suas atividades não levando em conta o equilíbrio ecossistêmico, a tal ponto de haver a necessidade de criar Unidades de Conservação (UCs) como tentativa de proteger o que consegue dos ecossistemas e resguardá-los para as presentes e futuras gerações. Isso é especialmente preocupante quando se trata das florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) (Figura 1) que são consideradas os ecossistemas mais ameaçados e degradados do planeta (Silva, 2019), apresentam tamanha importância socioecológica, principalmente para a população pobre que reside nesse ecossistema, mas não têm a devida atenção internacional e nem local em procurar desenvolver medidas a fim de conservar esse ecossistema não só para evitar problemas sociais ainda maiores, mas também de melhorar a vida daqueles vulneráveis socioeconomicamente e tirá-los da pobreza.

Figura 1: Mapa da distribuição geográfica das florestas tropicais sazonalmente secas pelo mundo.



Fonte: Miles *et al.*, 2006

As florestas tropicais secas fornecem uma gama de serviços ecossistêmicos, um deles muito em destaque atualmente é o seu potencial de contribuição em estocar carbono (Silva, 2019), produtividade primária, abastecimento de alimentos e geração de renda (Sunderland *et al.*, 2015). Além desses serviços ecossistêmicos, outros serviços vitais são formação e fertilidade do solo, regulação e purificação hídrica, qualidade do ar, polinização, controle de pragas e doenças humanas, cuidados de saúde primários, matéria-prima, forragem para os animais domésticos, recreação, ecoturismo e diversidade cultural (Quijas *et al.*, 2019). Por isso, elas são importantes biologicamente e socialmente por fornecer alimentos, remédios, energia, apoiar a agricultura (principalmente a agricultura de subsistência), ser fonte de meios de subsistência, de mitigação das alterações climáticas e de adaptação às alterações climáticas (Djoudi *et al.*, 2015).

Logo, como as florestas tropicais úmidas, as florestas tropicais secas desempenham um importante papel na conservação da biodiversidade, na provisão de serviços ecossistêmicos para as populações locais e para a regulação do clima. Porém, esses ecossistemas estão sob ameaças antrópicas, que inclui o desmatamento, a agricultura de subsistência, a exploração madeireira, a expansão urbana e as mudanças climáticas (Szyja *et al.*, 2019). Além de haver baixo número de áreas protegidas, abrigar uma densa população humana (Poorter *et al.*, 2019), o uso da terra é mal regulamentado e as estratégias de gestão governamental são limitadas e não alinhadas com a conservação e uso sustentável da biodiversidade e seus serviços ecossistêmicos (Laurance *et al.*, 2015).

As florestas tropicais sazonalmente secas (Silva, 2019; Cunningham *et al.*, 2008) são um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, pois além das taxas alarmantes de desmatamento (Miles *et al.*, 2006), também sofrem com a perturbação antrópica crônica que é um problema global, mas de especial importância em florestas tropicais secas devido à forte dependência dos recursos florestais pela alta taxa de pessoas pobres dessas florestas (Andrade *et al.*, 2020). Perturbações antrópicas crônicas é um tipo de exploração dos recursos naturais sem causar a perda de habitat, caracterizada por remover regularmente pequenas quantidades de biomassa florestal de forma contínua, através de extração seletiva de madeira (Edwards *et al.*, 2014), criação extensiva de animais domésticos (Reid *et al.*, 2008), exploração de produtos florestais não madeireiros (Cavalcanti *et al.*, 2015), caça (Parry *et al.*, 2009), e introdução de espécies exóticas (Melo, 2017) sem substituir a vegetação por outro tipo de uso do solo (Siqueira, 2017; Ribeiro *et al.*, 2015; Hirota *et al.*, 2011; Singh, 1998).

Esse tipo de perturbação antrópica é diferente da perturbação antrópica aguda, que se caracteriza pela mudança no uso do solo, tirando toda ou quase toda a biomassa de uma dada área para diversos fins, como agropastoris (Menezes, 2023), cidades (Richard *et al.*, 2000) e áreas de mineração (Edwards *et al.*, 2014), causando enormes alterações no ecossistema. Portanto, ela é considerada a maior ameaça mais direta a biodiversidade tropical e aos seus serviços ecossistêmicos (Melo *et al.*, 2023; Laurance; Sayer e Cassman, 2014).

Embora, os efeitos da perturbação antrópica crônica não sejam tão perceptíveis como a perturbação antrópica aguda por serem gradativos, há relatos na literatura que apontam que esse tipo de perturbação afeta a diversidade biológica em diferentes níveis, desde a nível de indivíduo, afetando negativamente o sucesso reprodutivo (van Lent *et al.*, 2014) a nível de comunidade que estão relacionadas a diminuição da área basal, altura da copa (Maren *et al.*, 2013), dominância de pequenas espécies arbóreas (Shankar *et al.*, 1998), podendo resultar na homogeneização das comunidades biológicas e mudando a estrutura demográfica das plantas (Wiegmann e Waller, 2006; Sagar; Raghubanshi; Singh, 2003), alterando assim o funcionamento do ecossistema e sua capacidade de prover bens e serviços ecossistêmicos (Singh, 1998; Ribeiro *et al.*, 2019; Leal, 2015; Blackie *et al.*, 2014; Alves *et al.*, 2009). Portanto, ela se mostra tão destrutiva quanto a perturbação antrópica aguda, sendo seus efeitos cumulativos (Alencar, 2019).

Esse tipo de perturbação atinge até as Unidades de Conservação (Laurance *et al.*, 2012), o que é algo bem preocupante, haja vista que são áreas que tem como finalidade a conservação, mas que pode ter seu papel comprometido com a perturbação humana realizada de forma sutil, mesmo não havendo a intenção de prejudicar a integridade ecológica dessas áreas protegidas. Isso pode ser decorrente de três fatores: as condições econômicas das pessoas, a falta de compreensão dos papéis das UCs de grande parte da população e um governo que não administra bem essas áreas, pois a questão ambiental ainda é secundária.

Esse é o caso da Caatinga, que apresenta uma população humana densa, cerca de 26 habitantes/km², Medeiros *et al.* (2012), com baixos índices sociais e econômicos (Antogiovanni *et al.*, 2020), a qual faz dos seus 28,6 milhões de habitantes dependa pelo menos parcialmente dos recursos florestais para a sua subsistência (Antogiovanni *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2017; Vergles *et al.*, 2015). Como por exemplo, a coleta de lenha (Cavalcanti *et al.*, 2015), a exploração de cascas e folhas para uso medicinal (Albuquerque *et al.*, 2007), o pastejo extensivo de animais domésticos (Leal

et al., 2003) e a caça (Alves *et al.*, 2009). Algumas das consequências de alterações na biota da Caatinga já foram relatadas, como redução da diversidade taxonômica e filogenética das comunidades lenhosas (Ribeiro *et al.*, 2015), proliferação de espécies adaptadas à perturbação levando à homogeneização em comunidades de plantas e formigas (Ribeiro-Neto *et al.*, 2016; Rito *et al.*, 2016), redução nos estoques de nutrientes devido ao sobrepastejo de caprinos (Schulz *et al.*, 2016), entre outros.

Essas constantes alterações na Caatinga tiveram início com a colonização brasileira pela agricultura de corte e queima e extração de madeira e lenha, causando perda e degradação de habitat (Silva *et al.*, 2017). Contudo, a pecuária extensiva também vem causando forte impacto na vegetação, devido à baixa e imprevisível produtividade líquida da Caatinga (Melo, 2017). Essa superexploração da vegetação para fins energéticos, construção civil e uso doméstico e da fauna para caça tem sido em decorrência do fácil acesso aos remanescentes florestais (Rosenfield e Muller, 2020).

Em relação à perturbação antrópica aguda, a Caatinga já perdeu 63% da sua área original em consequência do desmatamento (Melo, 2017), causada principalmente pela utilização da biomassa de árvores por meio de lenha pelas indústrias de gesso e de mineração (Melo, 2017; MMA, 2010). Já as perturbações antrópicas crônicas na Caatinga é um tipo de uso humano utilizado há séculos, onde a vegetação é amplamente utilizada pelos moradores para diversos fins, como medicinal, construção de casas, cercas e lenha (Santos *et al.*, 2009). Além de haver criação de cabras de pastoreio extensivo. As principais atividades consideradas de maior impacto na Caatinga são a coleta de lenha, espécies exóticas e a criação extensiva de cabras (Melo, 2017).

A coleta de lenha na Caatinga é a maior fonte de energia tanto para o setor industrial quanto para uso doméstico (Melo, 2017; Ramos *et al.*, 2008). Ambos esses agentes contribuem para a degradação da vegetação desse bioma em consequência do uso insustentável da biomassa de árvores. Essa pressão não é distribuída igualmente entre as espécies, mas sim concentrada nas espécies úteis para lenha, com isso podendo vir a causar grandes impactos a determinadas populações de espécies em escala regional (Melo, 2017). Não à toa que foi observado por Ribeiro *et al.* (2016) mudanças na composição taxonômica e abundância da vegetação.

Já as espécies invasoras, que são uma das causas mais importantes de extinção do mundo (Malhi *et al.*, 2014), na Caatinga segundo Pinto *et al.* (2020) ainda são poucos os estudos sobre essa ameaça. Das espécies de plantas invasoras que

existem no bioma e que foram mais citadas como risco para a Caatinga, eles observaram que a maioria dos autores relataram que as espécies invasoras estão geralmente relacionadas a áreas que foram ou que são antropizadas. Um fato que deixou os autores preocupados devido às fortes pressões antrópicas que a caatinga sofre, que pode abrir e favorecer o estabelecimento de espécies exóticas causados pelo potencial elevado competitivo de utilização de algumas espécies invasoras possuem por recursos e por causa do aumento da disponibilidade de recursos oriundo da remoção das espécies nativas.

Quanto aos efeitos da criação de cabras livres nas pastagens nativas da Caatinga, apesar de haver diversos relatos na literatura falando dos impactos negativos na vegetação nativa em outras partes do mundo, abordando alteração na estrutura da vegetação e extinção de espécies locais (Johnson *et al.*, 1986), na Caatinga havia quase nenhuma literatura que abordasse algum impacto negativo desses animais na região. Temos como exceções os trabalhos de Schulz *et al.* (2016) que encontraram uma redução do carbono no solo em profundidades rasas, e o de Ribeiro *et al.* (2016), que sugeriram que o número total de cabras e de bovinos juntos têm um efeito negativo nas comunidades vegetais, podendo afetar a composição taxonômica na Caatinga. Isso poderia ser decorrente da vegetação da Caatinga contar com diversos tipos de defesas físicas e químicas contra grandes herbívoros como espinhos, esclerofila e tanino, que talvez desse a vegetação da Caatinga a capacidade de lidar melhor com esses herbívoros do que outras florestas secas que não contam com esses atributos funcionais nas plantas (Melo, 2017).

Com isso, Melo (2017) sugeriu que as cabras não fossem uma força degradante significativa na Caatinga, mas sim uma força que atua mais como uma barreira à regeneração florestal por estarem associadas totalmente a assentamentos humanos, alimentando-se principalmente em campos agrícolas abandonados onde proliferam espécies pioneiras. Jamelli (2015) através do seu estudo, observou que as cabras domésticas preferem áreas sucessionais à vegetação natural por preferirem utilizar áreas abertas a áreas densas. Sendo esta utilizada em proporção menor.

No entanto, estudos recentes têm abordado efeitos negativos do pastejo extensivo na vegetação da Caatinga. Na vegetação lenhosa têm relatos sobre impacto negativo na estrutura (Schulz *et al.*, 2016) e na biomassa acima do solo (Souza *et al.*, 2020). Quanto às plantas herbáceas foram observados efeitos negativos na biomassa acima do solo (Menezes *et al.*, 2021) e no estoque de carbono acima do solo (Schulz *et al.*, 2018). Porém no mesmo estudo Menezes *et al.* (2021) relatou impacto positivo

do pastejo sobre a diversidade de comunidades de plantas herbáceas. Este é um fato que não surpreende, haja vista as contrariedades encontradas nos estudos dos efeitos do pastoreio de caprinos sobre a riqueza e composição de espécies, onde foram encontrados efeitos positivos, negativos e neutros segundo levantamento bibliográfico realizado por Silva (2015), sendo os efeitos negativos do pastejo de caprinos preponderantes do demais efeitos.

Já em relação a biomassa radicular na Caatinga, há estudos que investigaram os efeitos da perturbação antrópica crônica sobre a produtividade radicular principalmente das plantas lenhosas, mas não em plantas herbáceas, mesmo esta sendo de grande importância do ponto de vista biológico por ser o componente vegetal mais fitodiverso da Caatinga (Reis *et al.*, 2006), como também de forrageio para os herbívoros domésticos, especialmente na estação chuvosa, já que a maioria da sua comunidade de herbáceas são anuais (Menezes *et al.*, 2021; Michunas, 1998). É razoável mencionar que a vulnerabilidade do sistema radicular das herbáceas pode ser maior do que as plantas lenhosas em relação ao aumento da densidade do solo, que por sua vez não só pode prejudicar a raiz de se expandir pelo solo, mas também afetar a disponibilidade de água, de ar e de nutrientes no solo (Silva, 2015; Mapfuno *et al.*, 1998), afetando as raízes terem acesso a esses recursos, especialmente de água que já é escassa na região. Sem falar do ciclo curto da maioria das herbáceas da Caatinga que pode tornar ela ainda mais vulnerável e ter que responder rapidamente ao pastejo (Kirk; Hébert e Goldsmith, 2019).

Também é importante mencionar a importância das plantas herbáceas nas áreas abertas no favorecimento do extrato vegetal seguinte conseguir vingar, ajudando assim a proteger a Caatinga da desertificação por meio da estabilização do solo, da manutenção da estrutura do solo que aumenta a capacidade de reter água e nutrientes, contribuindo assim para a regeneração de espécies lenhosas contra condições adversas, como escassez hídrica e exposição solar intensa ao aumentar as chances do estabelecimento dessas plantas. Portanto fazendo necessário estudar os efeitos do pastejo extensivo, principalmente de cabras sobre o sistema radicular por ser mais utilizado no pastoreio do que os bovinos (Menezes *et al.*, 2021), observando os seus efeitos na biomassa total e na classe de tamanho segundo o seu diâmetro, pois a depender do diâmetro radicular, uma poderá ser mais sensível à perturbação do pastejo do que a outra, como por exemplo, as raízes finas podem ser mais sensíveis do que as raízes grossas por ter um menor diâmetro, pois diferente da biomassa acima do solo que sofre diretamente com o consumo desses herbívoros, as

raízes possam ser que sofram mais com os efeitos indiretos, isto é, com a destruição física e química do solo, como já mencionado. Dados os diferentes comportamentos alimentares do gado e as diferentes respostas e palatabilidades às plantas, o pastoreio também pode alterar a composição das espécies vegetais e a estrutura da vegetação (Fleming *et al.*, 2016; González-Pech *et al.*, 2015) com efeitos indiretos na biomassa acima do solo (Schulz *et al.*, 2018) e também por que não na biomassa radicular.

Essa prática na Caatinga que teve início com a colonização do Brasil pela Europa que perdura até hoje, não é importante só economicamente, mas também socialmente, pois é sabido que a carne caprina é de grande importância nutricional para a população, além de gerar emprego e renda para o homem sertanejo (Silva, 2015). Assim, a criação de caprinos possui alto benefício econômico e social para os catingueiros. O desafio é maximizar esses benefícios, sem que esses animais venham causar danos ecológicos à biota nativa. Também é importante enfatizar que a pecuária é importante historicamente para a região, pois foi com ela que os colonos desbravaram a Caatinga. Então, há séculos, a Caatinga sofre com o pisoteio, quebra de galhos e consumo da sua vegetação, principalmente de bovinos que consomem mais vegetação do que os caprinos (Silva, 2015).

Segundo dados do Ministério da Agricultura, o Brasil está na 18ª posição mundial em exportação de caprinos com rebanho estimado em 7,6 milhões de animais (IBGE, 2012). Sendo a maior parte do rebanho concentrada no Nordeste, que responde por 92,7% do rebanho nacional (IBGE, 2015). O sistema de criação extensiva, no qual os animais permanecem soltos durante todo o ano, é o mais praticado na região (Silva, 2015; Leal; Vicente; Tabarelli, 2003). A vegetação da Caatinga possui importantes espécies forrageiras que favorecem a criação desses animais, tanto no período seco como chuvoso, onde mais de 70% das suas espécies fazem parte da alimentação dos caprinos (Araújo Filho; Leite; Silva, 1998). Os quais dentre outros herbívoros domésticos são os que apresentam maior desempenho no uso da vegetação por serem generalistas, aproveitando todas as partes das plantas lenhosas e até das plântulas (Leal; Vicente; Tabarelli, 2003).

Apesar de sua importância na região Nordeste, esses pequenos ruminantes são considerados como um dos fatores de degradação da vegetação, podendo modificar diferentes fitofisionomias, alterar a composição de plantas herbáceas ao favorecer certas espécies de plantas não palatáveis em detrimento de outras que são palatáveis, inclusive influenciar na regeneração de plantas arbóreas (Lima *et al.*, 2018; Sampaio; Rodal, 2000) através do consumo das suas plântulas e mudas, impedindo

as chances de estabelecimento destas plantas, e causar a extinção de espécies em consequência da pressão seletiva (Stamp, 2003). Com isso, podendo vir a desequilibrar diversos processos ecológicos, como a reciclagem de nutrientes, o fluxo de energia devido à remoção da biomassa, e afetar a produtividade primária (Hobbs, 1996). Além de afetar indiretamente as plantas ao compactar o solo, levando a degradação das pastagens e a desertificação (Cantarella, 2002). Diversos estudos têm relatado os impactos dos herbívoros domésticos na diversidade, abundância e dominância de grupos funcionais de plantas (Milchunas *et al.*, 1998); perda da diversidade funcional e aumento na redundância funcional (Chillo *et al.*, 2017).

Contudo, geralmente, as áreas de pastagens das regiões semiáridas predominam plantas anuais, e atributos de resposta como menor altura e pequenas folhas que são traços que podem ser selecionados pelas pastagens e aridez, contribuindo para a resistência das plantas (Menezes *et al.*, 2021; Michunas, 1998). Como a Caatinga é caracterizada por uma acentuada sazonalidade de chuvas, é razoável pensar que os impactos dos herbívoros domésticos variem de acordo com as condições de disponibilidade de água no solo, podendo gerar diferentes padrões na composição, diversidade e biomassa de espécies vegetais (Menezes *et al.*, 2021). O pastoreio extensivo é uma atividade globalmente praticada há décadas e séculos, constituindo-se como base econômica e cultural de milhões de famílias (Menezes *et al.*, 2021; Nori, 2007). Porém, é considerada uma das principais fontes de perturbações antrópicas, podendo levar ecossistemas inteiros à degradação permanente, afetando assim, o fornecimento de recursos cruciais e serviços ecossistêmicos (Menezes *et al.*, 2021; Kempel *et al.*, 2015). Isso porque a intensidade do pisoteio pode sobrecarregar a capacidade de crescimento do ecossistema e reduzir a biomassa, por conseguinte as áreas cobertas, os nutrientes do solo e o armazenamento de carbono orgânico do solo (Souza *et al.*, 2020; Bakhshi *et al.*, 2019; Oliveira Filho *et al.*, 2019; Schulz *et al.*, 2016).

Apesar de haver estudos mostrando diversos resultados contrastantes quanto ao efeito do pastejo na riqueza e composição de espécies (Menezes *et al.*, 2021; Silva, 2015; Fernández-Lugo *et al.*, 2013; Arévalo *et al.*, 2011; Bezerra, 2008; Mwilawa; Komwihangelo e Kusekwa, 2008; Tsuiki *et al.*, 2005; Leal; Vicent e Tabarelli, 2003; Gibson e Kirkpatrick, 1989). Um estudo realizado por Silva (2015) que fez um levantamento de estudos sobre o efeito do pastejo de caprinos, verificou que as variáveis que mais obtiveram efeitos negativos foram a densidade de indivíduos, a composição e a riqueza de espécies. Mostrando que os impactos desses animais mes-

mo serem muito contraditórios, há uma tendência de que sejam responsáveis pela degradação das comunidades de plantas e diminuição da riqueza de espécies, que pode ser intensificado ainda mais em áreas onde também há o pastoreio extensivo de bovinos. Outra questão importante também mencionada neste estudo foi mesmo havendo vários estudos que avaliaram os impactos de caprinos sobre a vegetação levando em consideração fatores ambientais possíveis de influenciar as comunidades de planta, como o relevo, a precipitação da área e os níveis de nutrientes no solo, também houve trabalhos que não levaram em conta essas variáveis, o que pode mascarar os resultados reais dos impactos dos caprinos.

Mesmo a maioria dos estudos terem apresentado efeito negativo, ainda há lacunas se estes herbívoros realmente representa um elevado dano ecológico para as comunidades vegetais, porque algumas comunidades de plantas responderam positivamente ao pastejo como (Fernández-Lugo *et al.*, 2013) talvez devido à diminuição de espécies competidoras que foram excluídas por serem mais palatáveis. Ou também pode ser que outras espécies conseguem se manter estáveis por apresentarem mecanismos de defesa que acabam repelindo esses herbívoros (Mwilawa; Komwihangelo e Kusekwa, 2008). Também possa ser que como perturbação antrópica crônica, atue como um fator secundário e não como um potencial principal de dano à vegetação quando tem a questão da aridez, como o estudo de Menezes (2023) que avaliando não só a perturbação antrópica crônica (extração de madeira e pastejo extensivo), mas também a precipitação da área, observou que a PAC teve sim efeito negativo, porém secundário do que comparado com a questão da aridez. Isso pode ser devido a PAC tornar mais vulnerável a vegetação a se adaptarem às condições severas de aridez. Portanto, um fator bem preocupante porque ao invés do ser humano está buscando meios de procurar manejar a vegetação de modo a não comprometer a sua capacidade de resiliência para assim evitar um mal ainda maior dos efeitos das mudanças climáticas sobre esses ecossistemas, está Há colocá-los em situação de muita vulnerabilidade de enfrentarem ao aumento de aridez.

Portanto, é razoável esperar que os herbívoros domésticos exóticos que se alimentam extensivamente durante todo o ano em ecossistemas naturais com sazonalidade pronunciada devem produzir efeitos negativos. Fazendo-se necessário compreender como os herbívoros exóticos podem impactar às comunidades de plantas de terras áridas em relação a biomassa radicular, a fim de contribuir para o preenchimento de lacunas que ainda há em termo dos efeitos do pastejo na Caatinga,

principalmente em relação a biomassa radicular que apesar de haver estudos deste componente que é significativo nesses ecossistemas (Menezes, 2023), ainda há lacunas em diversos aspectos, seja referente ao objeto de estudo ser principalmente as raízes finas e a superfície do solo, com poucos estudos mais abrangentes, seja a questão também da existência de lacuna referente às herbáceas. Esse preenchimento de lacuna pode contribuir para políticas públicas que apoiem um planejamento e desenvolvimento sustentável dessa prática para que os sertanejos continuem fazendo uso desse serviço ao mesmo tempo que ajuda na conservação da Caatinga.

2.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E REDUÇÃO DA PRECIPITAÇÃO

A floresta seca do Brasil é denominada de Domínio Fitogeográfico da Caatinga (DFC), que fica inserida no semiárido brasileiro, com uma área de tamanho aproximado de 844 mil Km² (Gomes, 2019), cobrindo 11% do território nacional (Silva, 2018; Veloso *et al.*, 2002), 31% das florestas secas do Novo Mundo e 45% da América do Sul (Silva *et al.*, 2017). Abrangendo quase todos os estados da região Nordeste (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia) e uma pequena parte da região Sudeste (Minas Gerais) (Carvalho, 2009). Sendo a Caatinga o principal bioma da maioria dos estados do Nordeste, com exceção do Ceará que tem a Caatinga como único bioma. Em relação às outras florestas secas, a Caatinga é uma das maiores, diversificada e a mais populosa, com 28,6 milhões de pessoas (Gariglio *et al.*, 2010) vivendo e sendo sustentada por ela, além de ser a mais seca delas (Austin *et al.*, 2004).

A variável climatológica de maior importância no domínio fitogeográfico da Caatinga é o regime pluviométrico devido a sua alta variabilidade no espaço-tempo, que influencia diversos processos naturais, entre eles, a diversidade da cobertura vegetal (Campos, 2019; Araújo Filho, 2013; Silva *et al.*, 2011). Portanto, tendo regiões mais secas na parte central e regiões mais chuvosas nas regiões montanhosas e no litoral, que são influenciadas pelos sistemas meteorológicos, os quais contribuem para a formação de nuvens e precipitação na Caatinga (Andrade *et al.*, 2017). A junção da influência do regime pluviométrico com a geologia da região resultou nos nove tipos de ambientes que estão inseridos em dois tipos florísticos principais da Caatinga, a Cristalina e a Sedimentar (Moro *et al.*, 2016). Estas fontes indutoras da precipitação no semiárido que influencia a variabilidade espacial e a temporal ocorre interanualmente, com diferenças na precipitação pluviométrica ano após ano, no tempo das estações chuvosas e de seca (Andrade *et al.*, 2016), como também intra-

-anualmente, relacionados aos dias secos consecutivos na estação chuvosa (Guerreiro *et al.*, 2013).

O clima da região é quente do tipo semiárido, caracterizado com baixos índices de precipitação (500-750 mm anualmente) Silva (2018). As chuvas são concentradas no primeiro semestre do ano, normalmente entre os meses de janeiro a maio. Nos demais meses, a região passa por uma redução hídrica que pode variar de 7 a 11 meses (Carvalho, 2021; Souza *et al.*, 1992). Além de também ocorrerem na região períodos de seca com duração entre 3 a 5 anos. Por isso, a região é conhecida no Brasil como polígono das secas (Marengo; Bernasconi, 2015). As temperaturas são elevadas acima de 24 °C, geralmente entre 26-28 °C (Souza *et al.*, 1992). Nas áreas do semiárido com maiores índices pluviométricos há uma maior diversidade, densidade e exuberância da vegetação (Andrade *et al.*, 2020). No entanto, ao que parece, o balanço hídrico da Caatinga não depende só da quantidade de chuva, mas também da sua distribuição temporal por conta de que a sua vegetação tem um sistema radicular raso e espalhado lateralmente, realçando a importância da camada superior e indicando também que o regime hídrico desse ecossistema é dominado por pulso d'água e não por armazenamento, que por sua vez favorece a uma menor evapotranspiração (Pinheiro *et al.*, 2017).

As espécies presentes na Caatinga exibem grandes variações de abundância populacional, indicando diferenças na eficácia biológica das espécies, diante das condições disponíveis à sobrevivência para cada uma, sendo importante na identificação das estratégias de adaptação e de fatores limitantes ao estabelecimento das plantas (Andrade *et al.*, 2020; Araújo *et al.*, 2008, 2007; Andrade, 2000).

A vegetação do domínio fitogeográfico da Caatinga inclui arbustos, pastos e sistemas agrícolas (Silva, 2018; Sampaio, 1995), apresentando grande variação na fisionomia, principalmente quanto ao porte e a densidade das plantas (Moro *et al.*, 2014; Amorim *et al.*, 2005) decorrente de inúmeros fatores, como as precipitações irregulares, o tipo de solo e as variações de altitude (Silva, 2018; Gariglio *et al.*, 2010). As plantas herbáceas terófitas constituem a maior parte da riqueza de espécies da Caatinga cristalina (Silva *et al.*, 2017; Moro *et al.*, 2016). Geralmente as gramíneas são consideradas um componente menor da Caatinga, apesar de serem relativamente ricas em espécies, especialmente em formações abertas (Silva *et al.*, 2017).

Porém ao longo dos séculos desde a colonização, a Caatinga vem perdendo a sua vegetação nativa para pastagem e agricultura (MMA, 2010) e produção de lenha para carvão, madeira, estacas e postes, impactando diretamente não só na perda de

espécies vegetais, mas também de animais (Gariglio *et al.*, 2010), com 63,3% da sua vegetação nativa já alterada (Silva, 2019). Não bastasse sofrer com esse tipo de perturbação altamente destruidora de habitat em consequência da relativa facilidade de acesso e à fertilidade relativamente alta do solo destas florestas (Kauffman *et al.*, 2003), a Caatinga também sofre com a perturbação antrópica crônica, sendo mais uma fonte humana de degradação do bioma e de empobrecimento das plantas em escala local (Rito *et al.*, 2017; Ribeiro *et al.*, 2015). Contudo, a Caatinga não é só sensível a PAC, mas também à diminuição de nutrientes (Menezes *et al.*, 2012) e às mudanças climáticas (Collevatti *et al.*, 2013), a qual juntamente com a PAC constituem grandes ameaças à biodiversidade, pois ambas causam impactos significativos nas populações biológicas e na organização da comunidade (Rito *et al.*, 2017).

Especialmente em florestas secas isso é preocupante devido aos crescentes aumento de perturbação antrópica, seja ela aguda quanto crônica que coloca o ecossistema em uma situação vulnerável a ação das mudanças climáticas mediante o fortalecimento de filtros ambientais, como temperaturas mais altas, dessecação de hábitat e aridez (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Rito *et al.*, 2017) e por se encontrarem altamente perturbadas e fragmentadas (Meir e Pennington, 2011; Kauffman *et al.*, 2003; Murphy e Lugo, 1986). Podendo também vir a causar grandes impactos na produtividade de um ecossistema, comprometendo assim os seus serviços ecossistêmicos (Ribeiro *et al.*, 2015), como o sequestro de carbono nos ecossistemas terrestres. Isso porque uma sequência de anos secos diminui o incremento de biomassa, demonstrando o alto impacto que as condições climáticas têm nas FTS (Poorter *et al.*, 2016; Lewis *et al.*, 2013). Fato esse que pode ser agravado com os prognósticos de mudanças climáticas previstos para essas florestas que é o aumento da aridez acarretando na redução da cobertura vegetal (Marengo; Torres e Alves, 2016).

Globalmente é estimado que as mudanças climáticas aumentarão a temperatura e tornarão a precipitação mais variável (IPCC, 2014). Ou seja, ao contrário da temperatura em que é previsto e já observado o seu aumento global, a precipitação não se tem essa certeza. Só sabe que ela pode aumentar ou diminuir em diferentes regiões, aumentando a frequência de eventos extremos de precipitação e seca (IPCC, 2013), que podem ter impactos profundos na produtividade e no balanço líquido do carbono nos ecossistemas terrestres (Gherardi e Sala, 2019; Campos *et al.*, 2017).

Já para o domínio da Caatinga, segundo os modelos climáticos, é previsto

diminuição de precipitação média anual, aumento da variabilidade e da frequência de eventos extremos (Silva *et al.*, 2017). Em consequência, a região poderá perder parte da sua área, decorrente do surgimento de uma faixa hiper árida de climas de deserto (Silva *et al.*, 2016). Onde diferentes cenários apontam que até 2040 a temperatura média da Caatinga terá um aumento de 0,5 a 1 °C, enquanto que a precipitação terá uma redução de 10 a 20% (Nobre *et al.*, 2014) e até o final deste século um aumento de temperatura de 3,5 °C para um cenário otimista e 4,5 °C para um cenário pessimista, e uma redução de 40 a 50% da precipitação (Guimarães *et al.*, 2016). Essas mudanças aumentarão o déficit hídrico, em que algumas espécies se beneficiarão por meio de ampliação de habitat enquanto outras não, pela redução do seu habitat (Silva *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2017) e pela busca de um nicho climático aceitável (Carvalho, 2021). De acordo com Nobre *et al.* (2007) e Marengo (2005) a região Nordeste, juntamente com a região Norte representam as áreas do Brasil mais vulneráveis às mudanças climáticas. Isso porque são previstas para essas regiões o aumento da temperatura e redução da precipitação segundo o modelo gerado pelo IPCC, diferente das outras regiões do país que apesar de vir a sofrer também com o aumento da temperatura, em relação à precipitação, é previsto aumento do volume de chuva, como na região Sudeste.

Essa vulnerabilidade da Caatinga às mudanças climáticas pode ser decorrente além do aumento da aridez, também do seu processo de intensa alteração e deterioração causados pelo manejo insustentável e também a sua superpopulação, onde boa parte dos seus habitantes são de baixa renda, altamente dependentes dos recursos naturais do bioma (Silva, 2019). Quanto às variações de precipitação e de temperatura é sabido que ocorrem mudanças significativas na composição de espécies (Queiroz *et al.*, 2017; Neves *et al.*, 2015), como reduzir a taxa de emergência das plântulas, aumentar a taxa de mortalidade das populações, gerar variações na chuva de sementes, reduzir o tamanho da área foliar das plantas, modificar o período de reprodução das plantas (Aguiar, 2021). Além de mudanças nas estratégias ecológicas (Santiago *et al.*, 2016), como por exemplo a questão da produtividade primária líquida ser mais baixa em FTSS do que em florestas tropicais úmidas, por causa do menor índice de área foliar e principalmente pelo declínio nas taxas de assimilação durante a estação seca. Porém, as florestas secas são muitas vezes mais tolerantes à seca do que as florestas tropicais úmidas devido às adaptações ao estresse hídrico que são possíveis respostas às mudanças climáticas (Silva, 2019).

Apesar das plantas das regiões áridas terem desenvolvido estratégias para

escapar ou tolerar a perda de água, cujo recurso é limitante na região, como é o caso dos cactos, das plantas com bulbos que perdem as folhas no início da estação seca e das plantas efêmeras que são capazes de completar o seu ciclo de vida na estação chuvosa, as FTSS secas são sensíveis às secas (Andrade *et al.*, 2020). Tanto que estudos recentes têm relatado que o estresse hídrico é mais importante do que a perturbação humana em relação a organização da biota da Caatinga (Silva *et al.*, 2019; Sfair *et al.*, 2018), inclusive na produtividade de biomassa radicular de plantas lenhosas (Menezes, 2023). Todos esses efeitos são decorrentes da baixa precipitação nas florestas secas ser o principal fator que limita a produtividade acima do solo e também a alocação de fotossintatos das plantas abaixo do solo (Luo *et al.*, 2013; Poorter *et al.*, 2012) ao direcionar esses recursos para outras partes da planta, como folhas, caules ou estrutura de armazenamento de água ou ao reduzir sua atividade metabólica, incluindo a síntese de fotossintatos, resultando na diminuição da alocação desses recursos para todas as partes da planta, incluindo as raízes. Um aspecto adicional é a competição mais acirrada por recursos limitados. Diante dessa competição intensa, as plantas têm a capacidade de ajustar sua alocação de fotossintatos visando otimizar a eficiência na captação desses recursos. Esse ajuste pode implicar em uma redução na alocação de recursos para as raízes, priorizando outras partes da planta que se mostram mais essenciais para sua sobrevivência e crescimento.

No entanto, é bem difundido os efeitos sinérgicos da baixa disponibilidade de água e da perturbação antrópica crônica sobre a organização da composição das plantas em escala de paisagem (Rito *et al.*, 2017), bem como na redução da capacidade de dispersão de espécies de plantas (Leal *et al.*, 2014), perturbação nas redes planta-inseto (Câmara *et al.*, 2019) e redução da biomassa aérea de plantas lenhosas (Campos, 2019). Essas alterações na precipitação em florestas tropicais secas podem ter impactos profundos não só na produtividade, mas também no balanço líquido de carbono, a depender de como a redução das chuvas e seus extremos conseguir alterar o ecossistema através da sua influência na composição botânica e abundância das espécies (Magandana, 2020), como também afetar os moradores vulneráveis da região, criando riscos à segurança hídrica, alimentar e energética (Eakin; Lemos e Nelson, 2014).

Em se tratando de biomassa radicular em relação à redução de precipitação, as raízes desempenharão um grande papel de adaptação das plantas não só por ser o principal órgão de absorção de água, mas também pela sua plasticidade ao ambien-

te que por sua vez impactará na alocação de biomassa das raízes. Isso porque a depender das estratégias que as plantas for utilizar a fim de conseguir atender suas necessidades fisiológicas, sem perder uma quantidade de água que comprometa a sua saúde e bem-estar, elas poderão fechar os seus estômatos, reduzir a condutância estomática, reduzir a fotossíntese e transpiração, levando ao declínio da taxa de crescimento (Scalon., 2011; Poortes *et al.*, 2006). Portanto afetando a sua produtividade, que por sua vez pode afetar o desenvolvimento do sistema radicular, haja vista que a razão da biomassa de raízes e parte aérea parece ser governados pelo balanço funcional entre absorção de água pelas raízes e de fotossíntese pela parte aérea. Ou seja, a parte aérea continuará crescendo até que a absorção de água pelas raízes torna-se limitada. Ao contrário da parte aérea, as raízes crescerão até que sua demanda por fotossintatos da parte aérea iguale-se ao suprimento (Cavalcanti; Cavallini e Lima, 2009). Isso pode contribuir para que a planta aloque fotossintatos para as raízes para zonas de solo que permanecem úmidas, que pode se dar em diferentes classes de raízes a depender da sua função e poder de distribuição no solo.

Em relação às plantas herbáceas, essas respostas podem divergir das tendências citadas em consequência das diferentes estratégias utilizadas pelas espécies de herbáceas para lidar com a escassez hídrica, como estratégias categorizadas em escape à seca ou tolerantes ao déficit hídrico. No mecanismo de escape, as plantas herbáceas anuais apresentam ciclo reprodutivo curto, adaptadas à produção de um banco de sementes no período chuvoso, garantindo a perpetuação das espécies no período seco. No mecanismo de tolerância à seca em baixo potencial hídrico, as herbáceas podem manter ativos os processos biológicos armazenando nutrientes em suas raízes, permanecendo em latência no solo, suprimindo qualquer estrutura que contenha um meristema visível no período de seca. Dentre as herbáceas que apresentam estas estratégias, estão as espécies perenes, conhecidas como geófitas. Isso pode impactar na dinâmica biomassa radicular desse estrato vegetal, como a distribuição, a quantidade e a taxa de turnover das raízes no solo devido às plantas herbáceas tenderem a ter ciclos de vida mais curtos e investem em raízes rasas e amplas para captar água rapidamente do solo, as plantas arbóreas, com suas raízes mais profundas e extensas, têm a capacidade de acessar água em camadas mais profundas do solo (Aguiar, 2021).

No entanto, as plantas herbáceas podem apresentar mecanismos de tolerância à seca semelhantes à maioria dos vegetais em resposta ao desafio hídrico. Por exemplo, o déficit de água durante as fases vegetativas pode impactar as herbáceas

drasticamente, reduzindo o crescimento dos tecidos e afetando a produtividade do vegetal em termos de acumulação de carbono (Correia *et al.*, 2016). Isso resulta em plantas mais baixas, com características foliares reduzidas e uma maturidade física acelerada na população (Aguilar, 2021). Na Caatinga, por exemplo, as herbáceas mostraram alturas e diâmetros reduzidos ao longo dos anos, influenciados pelas variações na distribuição dos regimes de chuva (Reis *et al.*, 2006; Becerra, 2014). Uma explicação amplamente aceita entre os cientistas para o declínio drástico no crescimento de herbáceas e arbustos em condições de déficit hídrico é o declínio das respostas estomáticas, o que limita a absorção de CO₂ e, conseqüentemente, reduz a atividade fotossintética (Osakabe, 2014; Xu, 2010).

Como as demais florestas tropicais secas, a Caatinga além da sua relevância biológica e ecológica (Leal *et al.*, 2005), também é importante socioeconomicamente, especialmente para as pessoas do campo que dependem unicamente dos recursos naturais para sobreviver (Campos, 2019). Isso preocupa, haja vista as ameaças que ela já sofre em relação à perturbação antrópica e ainda por cima ter que lidar com outra grande ameaça prevista para ela que é o aumento da aridez em consequência das mudanças climáticas, sem que ela esteja munida de Unidades de Conservação necessárias para proteger a sua biota e seus serviços ecossistêmicos, de áreas protegidas efetivas e de políticas públicas eficientes voltadas para o desenvolvimento sustentável e socioeconômico da região. Isso é um fator preocupante porque infelizmente a conservação de alguma biota decorre muitas vezes da utilidade que ela tem para o ser humano para que assim seja investido esforços de conservação. Outra questão também importante é que muitas vezes a conservação é colocada em conflito com a economia devido ao modo como esta é gerada, ao invés de caminharem juntas. A qual a conservação fica em desvantagem.

Fazendo-se necessário investigarmos como as raízes das plantas, nesse caso das plantas herbáceas lida com a perturbação do pastejo extensivo de caprinos e de bovinos juntamente com a redução da precipitação para que possamos prever os impactos dessas duas ameaças e assim contribuir para o planejamento de políticas públicas voltadas para a conservação e desenvolvimento sustentável da Caatinga a fim de assegurar ao povo catingueiro o direito de viver em um ambiente ecologicamente equilibrado segundo o artigo 225 da Constituição Federal de 1988. Contribuindo na mitigação dos impactos sociais e econômicos ainda maiores nessa região tão importante globalmente como ecossistema quanto localmente por abrigar e sustentar a mais densa população de florestas secas.

2.3 TEMPO DE REGENERAÇÃO APÓS AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA

As florestas tropicais são um ecossistema de extrema relevância de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, que nenhum outro ecossistema é capaz de substituir em termos de conservação pela tamanha importância global, como por exemplo regulação de fluxos d'água (Barros *et al.*, 2021) e o armazenamento de carbono que ultrapassa as florestas boreais e temperadas (Becknell e Powers, 2014) e produtos florestais para as populações humanas locais (Houghton *et al.*, 2015; Laurance *et al.*, 2014), como alimento, madeira, biocombustíveis, fibras e serviços reguladores que sustentam a vida, como qualidade do ar, disponibilidade e qualidade da água, moderação de eventos extremos, entre outros (Andrade *et al.*, 2020).

No caso das florestas tropicais secas, tem os exemplos das leguminosas que são utilizadas como alimento básico por grupos indígenas americanos (Felker, 1981), biocombustível na Caatinga através do óleo de semente de *Jatropha* spp. (Aquino *et al.*, 2022), lenha para cozinhar e aquecer (Nyarko *et al.*, 2021; Ryan *et al.*, 2016; Woolen *et al.*, 2016), medicamentos na Caatinga, onde mais de 300 espécies são utilizadas pelos moradores da região (Albuquerque *et al.*, 2017), madeira para fins mercadológico, como árvores maiores na África e *Tektona* na Índia (Ribeiro *et al.*, 2013), formação do solo (por exemplo, a densidade aparente do solo em 0,4 g/m³ em florestas secas maduras em Porto Rico (Cólón e Lugo, 2006), regulação da qualidade do ar e do clima, como 737 mil toneladas de carbono que são armazenadas na Ilhas Virgens Americanas (Brandeis *et al.*, 2007), dispersão de sementes e reprodução de plantas por meio da polinização de pássaros, morcegos e insetos, como o caso das florestas secas de Bonaire que tem o valor calculado desses dois serviços estimado em 17 milhões de dólares (Cortes, 2012). Esses serviços estão todos intrinsecamente ligados com a sustentabilidade local de longo prazo e a vulnerabilidade socioecológica das florestas secas (Silva, 2021; Hara, 2020; Woolen *et al.*, 2016; Baldi *et al.*, 2015; Schmeberker e Fiener, 2015; Waeber *et al.*, 2015; Kalaba *et al.*, 2013) e a vulnerabilidade humana às mudanças climáticas (Baldi *et al.*, 2015).

No entanto, as florestas tropicais estão sendo transformadas em paisagens antrópicas pelas populações humanas, onde as florestas maduras estão sendo substituídas por diferentes usos do solo, como a agricultura e a pecuária (Barros, 2018). Porém, geralmente, partes dessas áreas desmatadas estão sendo abandonadas por diversos fatores, como a degradação do solo, à elevada incerteza climática e ao risco associado de perdas econômicas resultante das atividades agrárias (Murray-Tortarolo e Jaramillo, 2019; Maass *et al.*, 2018). O que permite que

essas áreas florestais se regenerem. Isso é extremamente importante, haja vista que grande parte das florestas tropicais atualmente são florestas secundárias, com expectativa que essa importância aumenta à medida que as populações humanas adentrem nas últimas grandes áreas maduras, como o caso da floresta Amazônica. Cabendo assim às florestas secundárias, o papel de conservar a biodiversidade, prover os serviços ecossistêmicos e permitir que as populações humanas tenham qualidade de vida através do desenvolvimento sustentável (Barros, 2018).

Portanto entender como ocorre o processo de regeneração após ter sofrido perturbação antrópica, constitui um grande desafio de conservação e de planejamento de gestão do uso do solo, ou seja, de sustentabilidade, principalmente em se tratando de florestas tropicais secas, como o caso da Caatinga, que por longo tempo foi negligenciada em termos de estudos (Barros, 2018; Santos *et al.*, 2011; Leal *et al.*, 2005), mas que recentemente têm sido realizados estudos mais intensos e abrangentes, como sobre as ameaças de perturbação antrópica e das mudanças climáticas. Logo, ainda pouco conhecida em vários aspectos. Além disso, a maioria do conhecimento que se tem sobre a regeneração é oriunda das florestas tropicais úmidas e não sobre as florestas secas que podem ter seu processo de regeneração diferente do que é comumente conhecido pela literatura em consequência das suas características intrínsecas e ação da perturbação antrópica crônica (Barros, 2018).

Especificamente, na Caatinga essa lacuna vem sendo diminuída graças aos estudos que foram desenvolvidos ao longo desses últimos anos sobre o processo de regeneração, como o de Barros de 2018 que examinou o processo de regeneração nas dimensões taxonômica e filogenética das assembleias de plantas lenhosas, o de Silva (2021) que avaliou o potencial de regeneração em áreas da Caatinga após agricultura de corte e queima, através da reprodução vegetativa, estrutura da vegetação aérea e subterrânea e composição taxonômica entre áreas recém abandonadas, áreas em regeneração e floresta madura e o de Menezes (2023) que foi sobre os efeitos da dinâmica de regeneração após agricultura de corte e queima e perturbação antrópica crônica sobre a biomassa radicular de plantas lenhosas.

Outro desafio, além das lacunas de conhecimento a serem preenchidos sobre a Caatinga, é a alta dependência dos recursos naturais pelas populações locais vulneráveis socioeconomicamente das florestas secundárias e ação dos efeitos sinérgicos causados pelas mudanças climáticas e perturbações antrópicas locais (Barros, 2018). É importante enfatizar que as florestas secas são importantes repositórios de biodiversidade, pois elas são únicas no seu conjunto de táxons de plan-

tas dominantes, de estrutura particular de vegetação, com pouca sobreposição na distribuição de espécies nativas (Silva, 2021), ou seja, detentoras de um histórico evolutivo particular, como é a situação de Madagascar na África que se destaca por seus altos níveis de endemismo de espécies e da Caatinga que também é uma floresta seca, mas devido apresentar um conjunto característico florístico próprio, é denominada de patrimônio biológico do Brasil, que não pode ser substituída por nenhuma outra floresta seca. Se acontecer de perder resultado do mau manejo humano do uso do solo, não terá como recuperar. As florestas secas também são importantes socialmente e economicamente, pois elas abrigam 2 bilhões de pessoas do mundo (Andrade *et al.*, 2020; Reid *et al.*, 2005) e as pessoas mais pobres do mundo (Andrade *et al.*, 2020).

Outro desafio, além das lacunas de conhecimento a serem preenchidos sobre a Caatinga, é a alta dependência dos recursos naturais pelas populações locais vulneráveis socioeconomicamente das florestas secundárias e ação dos efeitos sinérgicos causados pelas mudanças climáticas e perturbações antrópicas locais (Barros, 2018). É importante enfatizar que as florestas secas são importantes repositórios de biodiversidade, pois elas são únicas no seu conjunto de táxons de plantas dominantes, de estrutura particular de vegetação, com pouca sobreposição na distribuição de espécies nativas (Silva, 2021), ou seja, detentoras de um histórico evolutivo particular, como é a situação de Madagascar na África que se destaca por seus altos níveis de endemismo de espécies e da Caatinga que também é uma floresta seca, mas devido apresentar um conjunto característico florístico próprio, é denominada de patrimônio biológico do Brasil, que não pode ser substituída por nenhuma outra floresta seca. Se acontecer de perder resultado do mau manejo humano do uso do solo, não terá como recuperar. As florestas secas também são importantes socialmente e economicamente, pois elas brigam 2 bilhões de pessoas do mundo (Andrade *et al.*, 2020; Reid *et al.*, 2005) e as pessoas mais pobres do mundo (Andrade *et al.*, 2020).

A agricultura apesar de sua grande relevância, conquistas e evoluções que proporcionou ao ser humano, é uma das atividades responsáveis pela transformação das florestas maduras em florestas secundárias em muitas regiões, sendo não só a agricultura comercial responsável por isso, mas também a agricultura de subsistência (Chazdon *et al.*, 2011). A qual é muito importante nos ecossistemas tropicais secos, onde os agricultores de baixa renda utilizam a técnica de manejo do solo da agricultura de corte e queima para produzir e obter seu alimento, sendo esse tipo de uso de solo

motivo de controvérsias entre os estudiosos, pois alguns deles entendem que esse tipo de prática agrícola além de ser de baixa produtividade é também mantedor da pobreza rural e responsável pela degradação ambiental (Ziegler *et al.*, 2009; Cramb, 1988). Porém, outros estudiosos argumentam que esse tipo de agricultura pode ser viável ecologicamente e economicamente a depender de que haja um longo tempo de pousio e baixa pressão demográfica na região para que os componentes edáficos e de cobertura vegetal consigam se recuperar (Delang e Li, 2013). O que constitui um grande desafio, pois isso necessita de vários lotes de terras, que é um empecilho para os pequenos agricultores que são os grandes usuários dessa prática (Silva, 2021). O pousio é necessário para que os nutrientes do solo perdidos sejam recuperados, já que é uma forma que os agricultores encontraram para produzir seus alimentos, já que quase não utilizam insumo externos (Blackie *et al.*, 2014), e também é uma forma de manter a produtividade florestal e os serviços associados a biomassa florestal (Ribeiro-Filho *et al.*, 2015).

A agricultura de corte e queima, também conhecida como agricultura itinerante ou de roçado, é uma técnica que apesar de ser bem antiga, é uma prática ainda muito utilizada em várias regiões do mundo (Ribeiro Filho *et al.*, 2013), comum em florestas tropicais secas (FAO, 2020), inclusive na Caatinga (Silva, 2021; Sampaio *et al.*, 2005). Mesmo essa prática sendo realizada em pequena escala (0,5 a 5 ha) (Lowder *et al.*, 2016), ela é responsável por 28% da perda de habitat em escala global e por alimentar entre 35 milhões e 1 bilhão de pessoas no mundo (Curtis *et al.*, 2018). É uma prática de manejo do solo, onde primeiro tem as etapas pré-cultivo que são a conversão, onde é feita a abertura da clareira, com queima e remoção de detritos lenhosos e o processo de corte da biomassa vegetal; a etapa de cultivo que são o cultivo da terra e a colheita; e o pós cultivo composto unicamente pelo pousio que consiste no abandono temporário da área para que ela restabeleça e futuramente possa novamente ser utilizada (Hauser e Norgrove 2013; Jääts *et al.* 2011; Kleinman; Pimentel e Bryant, 1995).

É uma prática agrícola que é capaz de alterar a dinâmica de regeneração florestal por alterar a produtividade do solo, a dinâmica dos organismos presentes nele e o estoque de propágulos (Aide, 2000). Alterações essas que a longo prazo, pode interferir na qualidade da cobertura vegetal (Ewel *et al.*, 1981) ao provocar mudanças na estrutura e composição das comunidades vegetais durante a sucessão, a ponto da taxa de colonização de plantas lenhosas ser lenta e a população ser bem menor em áreas que foram cultivadas por um longo período comparado com áreas que foram

recém-abertas dentro de uma floresta madura (Aweto, 2013).

Além de fatores ligados ao manejo da terra (números de ciclos de corte e queima, intensidade do cultivo e duração do pousio), os fatores ambientais também afetam a regeneração, como o tipo de solo e características da vegetação (Delang e Li 2013). Talvez seja por isso, que as florestas secas por sua elevada capacidade de rebrota das plantas lenhosas e sua menor complexidade estrutural e taxonômica (Quesada *et al.*, 2009; Vieira e Scariot, 2006), gerou o mito de que elas fossem mais resilientes do que as florestas úmidas (Quesada *et al.*, 2009) pela regeneração relativamente rápida dos tocos que sobreviveram ao uso do fogo e do solo (McLaren e McDonald 2003; Murphy e Lugo 1990; Ewel 1977). É bom frisar que a intensidade de perturbação pode diminuir a quantidade de nutrientes do solo e influenciar o caminho da regeneração, alterando o papel do tempo de abandono na sucessão ecológica (Buschbacher; Uhl; Serrão, 1988).

É importante mencionar também que fatores, como o histórico de uso da área, disponibilidade de água e nutrientes no solo, regime de precipitação, presença de dispersores e polinizadores, banco e chuvas de sementes são exemplos de agentes muitos importantes que podem acelerar ou retardar o processo de regeneração florestal por atuarem na recuperação da comunidade biológica (Cólon e Lugo, 2006). Os quais podem afetar a trajetória sucessional e a resiliência do ecossistema (Barros, 2018) por alterar a disponibilidade de nutrientes no solo, a capacidade do solo de reter água e a disponibilidade de propágulos (Chazdon, 2012, Chazdon *et al.*, 2007). Inclusive um mecanismo muito importante nas florestas secas, a capacidade de rebrota, pode ser afetada (Silva, 2011) pelos ciclos de corte e queima e intensidade do uso do solo.

No caso da floresta seca Caatinga, a sua vegetação nativa tem sido exposta à agricultura de corte e queima desde o período colonial do Brasil, que iniciou o processo de conversão das florestas em paisagens modificadas pelo ser humano, a qual juntamente com a pecuária é responsável por transformarem as florestas nativas em diferentes mosaicos de vegetação, principalmente de campos agrícolas, povoamentos secundários de idades variadas e, em menor grau, povoamentos florestais antigos (Souza *et al.*, 2019). Segundo Drumond (2000), 80% da Caatinga já são vegetações sucessionais e cerca de 40% são mantidas em estado pioneiro de sucessão secundária. Todavia, a agricultura de corte e queima, a pecuária extensiva e a exploração de produtos florestais têm transformado a floresta madura em um mosaico vegetacional, ameaçando a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e a subsistên-

das populações rurais (Tabarelli *et al.*, 2017; Castelletti *et al.*, 2004). Duas das consequências das perturbações antrópicas, além da ocorrência de florestas com diferentes idades de regeneração é a transformação da floresta em vegetação arbustiva e desertificação (Barros, 2018).

Na Caatinga, o processo de sucessão secundária inicia-se com o estabelecimento de espécies pioneiras, geralmente herbáceas, que por sua vez dá lugar a novas espécies que precisam de um solo mais protegido e menor incidência de luz. Desta forma, uma série de sucessões acontece, nas quais espécies herbáceas, arbustivas e lenhosas são gradativamente adicionadas e substituídas na comunidade (Silva, 2011). Isso acontece porque a vegetação herbácea exigente de luz, é predominante no início da sucessão (Trilleras *et al.*, 2015). Mas à medida que a cobertura da copa aumenta no início da sucessão, as espécies arbustivas e arbóreas tendem a superar as espécies herbáceas forrageiras (Cortés-Calderón *et al.*, 2021). Com isso, também vem os múltiplos serviços ecossistêmicos oriundos da recuperação da biomassa, como o armazenamento de carbono que é relevante globalmente e reconhecidos pelos mercados globais (Naime *et al.*, 2020; Tauro *et al.*, 2018) pelo serviço de absorção e armazenamento do gás carbônico pela vegetação, um dos gases responsável pelo efeito estufa, e a regulação do microclima que são serviços relevantes localmente (Andrade *et al.*, 2020) promovida pelas mudanças na cobertura vegetal que fornece serviços essenciais como sombreamento, evapotranspiração e retenção de umidade, o que ajuda a mitigar o aquecimento excessivo do ambiente e promover o bem-estar não apenas humano, mas também de outros seres vivos (Andrade *et al.*, 2020).

A biomassa é o principal processo responsável pela acumulação de carbono nas florestas secundárias tropicais (Mora *et al.*; 2018; Lohbeck *et al.*, 2015) e de recursos florestais (Barros, 2018). Geralmente, é esperado que a biomassa aumente à medida que as florestas se recuperam das perturbações (Chapin *et al.*, 2011), mas o nível máximo de biomassa alcançado e o tempo que leva para alcançá-lo pode variar em toda a paisagem (Turner, 2010). Essa variação que ocorre, é devido às variáveis ambientais como propriedades do solo (Clark e Clark, 2000) ou pelas próprias características da comunidade vegetal, como diversidade de espécies de árvores (Balvanera e Aguirre 2006) e as características funcionais das espécies arbóreas (Baker *et al.*, 2009). Já que a comunidade vegetal ao longo da sucessão vai sendo alterada conforme a composição de plantas que vão se estabelecendo, a idade do povoamento pode afetar diretamente a biomassa, pois povoamentos mais antigos nor-

malmente contêm árvores maiores e mais velhas, ou indiretamente através das comunidades florestais e distribuições de características (Campetella *et al.*, 2011).

Isso porque a distribuição de características das comunidades florestais também muda ao longo do tempo. As espécies pioneiras podem dominar inicialmente, mas ao longo das sucessões ecológicas, espécies mais competitivas podem se tornar mais abundantes. Isso pode levar a mudanças na estrutura da floresta, na diversidade de espécies e na função do ecossistema. Por exemplo, a diversidade de espécies pode aumentar com o tempo, resultando em uma distribuição mais complexa de características como altura das árvores, tamanho das folhas e padrões de reprodução. Esses processos determinam a quantidade total de biomassa presente na floresta e sua distribuição entre diferentes espécies e tipos de vegetação.

Becknell e Powers (2014) verificaram que a idade do povoamento afetou a biomassa acima do solo diretamente ou indiretamente. Outra variável que afeta a produtividade das florestas secundárias é a precipitação. Diversos métodos de estimativas de produtividade a partir de modelos, sensores remotos ou métodos de covariância de redemoinhos confirmaram que a produtividade aumenta com o aumento da precipitação média anual (Mitchard, 2018; Ma *et al.*, 2016). Outros estudos documentaram aumento da biomassa com maiores concentrações de nutrientes no solo e com a idade da floresta como resultado (Alvarez-Clare *et al.*, 2013; Wolf *et al.*, 2011; Herbert e Fownes, 1999).

Sobre estudos referentes a biomassa abaixo do solo em florestas secundárias estão bem documentadas as tendências de produção acima do solo. Contudo, raros são os estudos sobre as mudanças abaixo do solo na vegetação da floresta durante a sucessão primária (Barros, 2018). Até as pesquisas sobre sucessão secundária, as mudanças abaixo do solo receberam menos atenção do que as mudanças acima do solo da vegetação (Barros, 2018). A consequência disso como pontuado por Barros (2018). Até as pesquisas sobre sucessão secundária, as mudanças abaixo do solo receberam menos atenção do que as mudanças acima do solo da vegetação (Barros, 2018). A consequência disso como pontuado por Barros (2018) é que falta uma compreensão clara das mudanças subterrâneas na vegetação florestal.

Como os dados abaixo do solo raramente são coletados, não se sabe se os padrões abaixo do solo são semelhantes aos padrões acima do solo durante a sucessão da floresta. No caso das raízes finas, parece que a biomassa de raízes finas aumenta ao máximo com o fechamento do dossel durante a sucessão secundária (Liu *et al.*, 2014). Makkonen e Helmisaari (2001) descobriram que a produção de raízes fi-

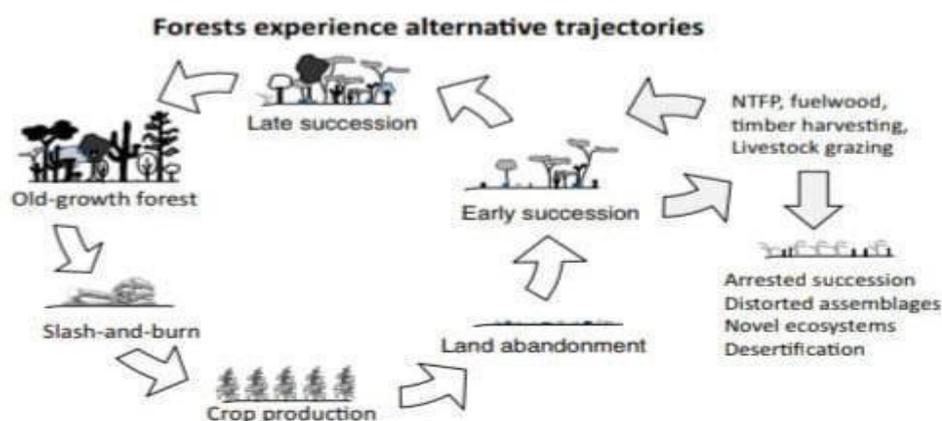
nas aumentou com a idade do povoamento após o fechamento do dossel. Eles sugeriram que o aumento estava relacionado à menor disponibilidade de nutrientes e condições anaeróbicas (Liu *et al.*, 2014). Casos de discrepâncias entre os reservatórios de biomassa acima e abaixo do solo nos padrões sucessionais pode ser decorrente da persistência da matéria orgânica residual do solo (MOS) e das raízes finas entre os tipos de vegetação dominantes ao longo da sucessão florestal (Castellanos *et al.*, 2001). Quando isso ocorre, os estoques subterrâneos totais de áreas florestais antigas de tempo sucessional, consiste numa mistura de fontes derivadas da atual floresta mais de pastagens (Powers e Pérez-Aviles, 2012). Particularmente no caso de raízes finas, a sua biomassa está atrelada com a biomassa acima do solo (Cairns *et al.*, 1997), área basal (Finér *et al.*, 2011), clima (Yuan e Chen, 2010) e fertilidade do solo (Vitousek e Sanford, 1986).

Esses padrões se biomassa radicular pode divergir em relação as plantas herbáceas durante o processo de regeneração florestal à medida que as árvores e outras plantas começam a regenerar e crescer, em que há uma competição por recursos, como água, nutrientes e espaço. Isso pode levar a uma redução na disponibilidade desses recursos para as plantas herbáceas, afetando negativamente o crescimento e a biomassa radicular delas. Além disso, o crescimento das árvores eo fechamento gradual do dossel podem alterar o microambiente no solo, afetando fatores como temperatura, umidade e disponibilidade de luz. Essas mudanças podem impactar diretamente o desenvolvimento e a distribuição das raízes das plantas herbáceas, influenciando sua biomassa radicular. A regeneração florestal também pode resultar em mudanças nas interações biológicas no solo, como a atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica. Essas interações podem influenciar indiretamente o crescimento e a biomassa radicular das plantas herbáceas. É sabido que além da perda, fragmentação de habitat e conversão de florestas maduras, que vastas extensões das florestas tropicais secas sofrem com a multiexploração imposta pelo pastejo extensivo de subsistência e pela exploração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros (Bhaskar *et al.*, 2018; Sulaiman *et al.*, 2017; Rudel, 2013).

Uma combinação de agricultura de corte e queima, exploração de produtos florestais e pastoreio de gado são um conjunto de fatores que podem ser o motivo do surgimento de conjuntos de plantas alteradas e uma estrutura florestal marcada por cobertura arbórea reduzida e biomassa, juntamente com a proliferação de arbustos e árvores multicaules (Cueva-Ortiz *et al.*, 2020; Schulz *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2015). Esses conjuntos de plantas alteradas representam trajetórias alternativas de sucessão,

que podem levar a vários estados alternativos (Figura 2), como sucessão interrompida, assembleias dominadas por arbustos, assembleias dominadas por espécies de plantas exóticas e até mesmo desertificação, ao invés de florestas retornarem às condições de crescimento antigo (Nascimento *et al.*, 2020; Ramaswami e Sukumar, 2011; Sagar e Singh, 2004).

Figura 2: Um diagrama desenvolvido por Tabarelli e Filgueiras (2023) que representa as trajetórias alternativas vivenciadas pela floresta tropical seca após o corte raso. As setas brancas delineiam o caminho da sucessão padrão, enquanto as setas cinzas sinalizam outras trajetórias possíveis quando as florestas secundárias são afetadas pela exploração de produtos florestais. Este esquema proporciona insights valiosos sobre as dinâmicas ecológicas resultantes de diferentes interações pós-distorção ambiental.



É provável que trajetórias alternativas ou degradação florestal sejam exacerbadas pelos efeitos das mudanças climáticas, como o aumento da aridez (Holsinger *et al.*, 2019; Miles *et al.*, 2006; Wright, 2005) e seus efeitos perversos na produtividade primária, intensificação do uso da terra, resiliência florestal, já que os efeitos das perturbações humanas são suficientemente deletérios quando considerados isolados, mas podem ser potencialmente mais graves quando combinados com aqueles impostos pelas mudanças climáticas (Pereira *et al.*, 2010; Sala *et al.*, 2000). A perda de espécies decorrente pode influenciar nas comunidades subsequentes necessárias para o desenvolvimento sucessional, podendo impactar na capacidade do ecossistema de se adaptar às futuras mudanças climáticas (Silva, 2011).

Em florestas tropicais secas como a Caatinga por exemplo, esses fatores de processo de regeneração florestal, conjuntamente com a precipitação e a perturbação antrópica de pastejo extensivo crônica em pode influenciar significativamente a biomassa radicular das plantas herbáceas na Caatinga, afetando sua saúde e sustentabilidade a longo prazo. Já que a idade de regeneração florestal pode impactar na competição entre as plantas herbáceas e plantas lenhosas por recursos, e condições favoráveis de microclima. A precipitação impactar no crescimento, na abundância de indivíduos presentes nas condições favoráveis e desfavoráveis da pre-

cipitação. A perturbação crônica por pastejo extensivo excessivo pode causar a degradação do solo e redução da cobertura desse extrato, pode levar à diminuição da biomassa radicular das plantas herbáceas devido à compactação do solo, perda de nutrientes e alterações na estrutura do solo. Além disso, a perturbação antrópica crônica pode aumentar a vulnerabilidade das plantas herbáceas ao estresse ambiental, como a seca, resultando em uma redução adicional na biomassa radicular. Como o componente radicular, principalmente de plantas herbáceas não é muito estudado, é importante que se investigue como essas interações impactam a biomassa desse extrato.

2.4 ALOCAÇÃO DE BIOMASSA RADICULAR EM DIFERENTES CLASSES DE DIÂMETRO DAS RAÍZES

Nos ecossistemas terrestres, os vegetais juntamente com o solo são a base que sustentam a vida terrestre. É onde o ser humano mora, obtém a maior parte do seu alimento, tira a matéria-prima para a construção, extrai recursos farmacêuticos, ocorre a maioria das culturas humanas e é a base da infraestrutura humana. Apesar da sua relevância para a sobrevivência e qualidade de vida humana, esses ecossistemas terrestres estão ameaçados pela ação antrópica, principalmente através da conversão da vegetação nativa para usos humano que provoca uma grande e clara alteração no habitat. Mas também se sabe que outra ameaça também antrópica, mais sutil, chamada de perturbação antrópica crônica, também ameaça a resiliência dos ecossistemas, especialmente nos ecossistemas tropicais sazonalmente secos, onde é bem difundida.

Assim como todos os seres vivos, os vegetais evoluíram e contêm mecanismos adaptativos que ajudam os vegetais a conseguirem se manter nos habitats que colonizaram. Tal como outras partes das plantas, as raízes apresentam também uma variedade de características, funções e respostas ao ambiente (Kavanagh; Kellman, 1992). A ponto de algumas vegetações, as raízes responderem positivamente a disponibilidade de água no solo (Janos; Scott e Bowman, 2008) e outras o seu maior desenvolvimento ocorrer em pouca disponibilidade de água no solo (Lima; Miranda; Vasconcelos, 2010; Metcalfe *et al.*, 2008).

A umidade do solo tem grande relevância na determinação das características das raízes por causa da importância da água nos processos que são essenciais para as plantas, a ponto de influenciar por exemplo no aprofundamento do sistema radicular, no volume de raízes e na forma como as raízes se distribuem no solo (Fang;

Xiong, 2015). Por isso que a precipitação, sinônimo de disponibilidade hídrica no solo, é uma variável abiótica considerada chave na influência da dinâmica do aumento e redução da biomassa radicular, que por sua vez pode inclusive até ser mais importante para o desenvolvimento inicial do desenvolvimento radicular do que os nutrientes (Kavanagh; Kellman, 1992). Isso porque além da água ser importante para atividade metabólicas, é por meio dela que a planta consegue absorver os nutrientes do solo. Embora os nutrientes sejam fundamentais para o crescimento das plantas a longo prazo, a disponibilidade de água desempenha um papel mais imediato e crítico no desenvolvimento inicial das raízes, influenciando diretamente na sobrevivência e o crescimento das plântulas.

Dois fatores afetam o desenvolvimento do sistema radicular, os quais são interrelacionados, o primeiro é inerente às plantas, chamados de endógenos que são os controles genéticos, a fisiologia e anatomia da vegetação, e o segundo fator são os externos, referentes aos bióticos e abióticos. Os bióticos que são a interação entre os organismos, como a interação entre planta-fungo e planta-bactéria, e com planta com outras raízes (Erktan; McComark; Roumet, 2018). Os abióticos são por exemplo a influência exercida diretamente ou indiretamente pela temperatura (Frescht *et al.*, 2017; Abramoff; Finzi, 2015), precipitação e disponibilidade hídrica no solo (Frescht *et al.*, 2017; Singh, 1992), disponibilidade de nutrientes (Smithwick *et al.*, 2014), e textura e densidade do solo (Frescht *et al.*, 2017; Metcalfe *et al.*, 2008). Portanto, a produção e distribuição da biomassa radicular resultam da interação complexa entre a planta, o solo, o ambiente e outros processos dinâmicos envolvidos (Menezes *et al.*, 2010).

Como a parte aérea das plantas apresentam diferentes mecanismos de adaptação a condições ambientais, por exemplo as folhas possuem diferentes tamanhos, texturas, espessuras e cerdas conforme a disponibilidade hídrica no ambiente. As raízes também contêm diversos mecanismos, por exemplo, as raízes podem desenvolver adaptações como crescimento mais profundo no solo para acessar água em camadas mais úmidas e estáveis durante períodos de seca (Aguilar, 2021). Elas também podem aumentar o comprimento, área superficial (Wang, 2020) ou densidade de pelos radiculares para melhorar a absorção de água disponível no solo. Além disso, as plantas podem ajustar a arquitetura radicular, aumentando o número de raízes finas ou reduzindo o comprimento do sistema radicular principal, para explorar eficientemente o solo em busca de água. Algumas plantas também têm a capacidade de armazenar água em raízes tuberosas. É importante ressaltar que esses mecanismos podem variar conforme o tipo de planta, como plantas herbáceas

e lenhosas.

Essas funções estão relacionadas ao diâmetro radicular, pelas quais as raízes são classificadas geralmente em raízes finas com diâmetro < 2 mm e grossas acima disso (Lin; Zeng, 2017; Zhang; Wang, 2015) pelos estudiosos a fim de facilitar a investigação, já que a função que as raízes cumprem no sistema radicular estão ligadas diretamente ao seu diâmetro (Taques, 2020). As raízes finas são as principais responsáveis pela absorção de água e nutrientes. Além de ser responsável por cerca de 33% da produção primária líquida global (Jackson *et al.*, 1997) e são extremamente importantes na ciclagem de carbono no solo por ser a parte mais ativa das raízes por meio do processo de “turnover”, que se trata de sua produção e morte ao longo da vida da planta (Lukac, 2011).

Já as raízes grossas são responsáveis pelo suporte estrutural da planta, pelo transporte da água e nutrientes para a parte aérea (Goncalves; Mello, 2000) e também armazenamento (Aduan *et al.*, 2003). Em decorrência da sua maior longevidade contribuem pouco para a ciclagem de carbono e nutrientes (Lukac, 2011). Mas há estudiosos, como Menezes (2023) que além de raízes finas e grossas, também classificou as raízes em mais categorias. Cujas classificações foram as seguintes: raízes finas (< 2 mm), raízes médias (2-5 mm) e raízes grossas (> 10 mm). Já Taques (2014) separou as raízes em quatro classes: fina (< 2 mm), pouco fina (2-5 mm), média (5-10 mm) e grossa (> 10 mm). Há ainda estudiosos que subdividem as raízes finas em outras categorias conforme a funcionalidade, como raízes finas absorventes que representam as raízes envolvidas principalmente na absorção dos recursos do solo, e raízes finas de transporte que servem principalmente funções estruturais e de transporte com alguma capacidade de armazenamento (McCormack *et al.* (2015).

O sistema radicular, um componente responsável por influenciar no crescimento e desenvolvimento da planta (Menezes, 2023), é um órgão que tem papéis ecológicos importantíssimos, como armazenamento de carbono, podendo contribuir na redução da concentração de CO₂ na atmosfera (Azevedo, 2014) e também contribui para a fertilidade do solo por meio da sua participação na ciclagem de nutrientes durante o processo de decomposição e renovação (Schroth *et al.*, 1999). Sendo as raízes finas juntamente com a liteira as principais fontes de carbono orgânico do solo (Lima, 2008) e um componente fundamental na fisiologia das plantas por ser a principal via responsável pela absorção da água e nutrientes disponíveis no solo (Lukac, 2012; Jackson *et al.*, 1997).

A distribuição das raízes finas no solo é influenciada por diversos fatores bióti-

cos e abióticos, como o controle genético (Witschoreck; Schumacher; Caldeira, 2003), os nutrientes e a água disponíveis no solo (Espeleta; Clark, 2007), a densidade e textura do solo (Schenk, 2005), a profundidade de infiltração de água e a demanda por evaporação (Schenk e Jackson, 2005) e a diferença de umidade dos sítios (Achat; Bakker; Trichet, 2008). Por ser a parte mais ativa do sistema radicular, elas são a que mais contribuem na maior parte da produtividade abaixo do solo, cuja longevidade varia de acordo com a espécie e condições ambientais (Taques, 2020; Jackson et al., 1996) e representam entre 90 e 95% do comprimento total do sistema radicular, constituindo as principais estruturas com fração líquida e sólida do solo (Gaitán; Penón e Costa, 2005).

Para plantas lenhosas, as raízes grossas servem como funções de estruturas perenes, ancoragem, armazenamento de carboidratos e de nutrientes, bem como transporte de água e de nutrientes. As raízes finas são responsáveis por captar recursos subterrâneos como, água e nutrientes disponíveis no solo (Comas *et al.*, 2013; Xia *et al.*, 2010). As plantas herbáceas também são compostas por raízes finas e grossas, sendo as raízes grossas servem de ancoragem e normalmente de arquitetura geral do sistema radicular, controlando a profundidade do enraizamento e a capacidade das plantas em poder crescer em camadas densas do solo (Comas *et al.*, 2013). Geralmente, as plantas herbáceas comparado com as plantas lenhosas têm estratégias de aquisição rápida de recursos através de raízes finas e comprimento de raízes mais altas (Freschet *et al.*, 2017). Respostas das raízes às mudanças de precipitação pode ser diferente entre plantas lenhosas e plantas herbáceas, pois há estudos que observou que o aumento da disponibilidade de água foi considerado o principal fator da invasão de plantas lenhosas em alguns ecossistemas (Atkins *et al.*, 2018; St. George, 2014). Isto pode indicar que as plantas lenhosas podem aproveitar melhor o aumento da disponibilidade de água do que as plantas herbáceas nesses ecossistemas.

No entanto, Joffre e Rambal (1993) argumentam que as plantas lenhosas têm taxas de transpiração mais altas, com isso, demandando mais água do que as herbáceas. Portanto, suas raízes necessitam ser mais responsivas do que as raízes de herbáceas ao aumento da umidade do solo. Além disso, os sistemas radiculares profundos das plantas lenhosas podem ajudá-los a resistir a baixa disponibilidade de água no solo e poder redistribuir a água da camada mais profunda úmida para a camada superior seca através por meio de um processo de elevação hidráulica (Prieto *et al.*, 2012). Já as plantas herbáceas possivelmente são mais vulneráveis à seca de-

vido a distribuição rasa das suas raízes no solo (Zhou *et al.*, 2019), apresentando algumas limitações em poder alcançar água em camadas mais profundas do solo, podem ficar mais suscetíveis a danos mecânicos, como ao pisoteio de animais, que pode prejudicar sua capacidade de absorver água. Contudo segundo Wang *et al.* (2020), as herbáceas têm sistemas radiculares maiores em climas secos do que em climas úmidos e as proporções raiz-parte aérea aumentam com aumento da aridez (Chapin; Autumm e Pugnaire, 1993; Wilson, 1988).

Portanto, diante de um cenário de degradação e ameaça à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos em consequência das mudanças climáticas e perturbação antrópica sobre os ecossistemas, faz-se necessário estudar a resiliência dos ecossistemas não só através da biodiversidade, mas também através dos próprios serviços ecossistêmicos, como o de apoio e o de regulação. Neste caso destaca-se a importância de investigar a biomassa de uma floresta por diversos motivos, primeiro a capacidade da floresta em prestar serviços está relacionada com a sua biomassa na maioria dos casos (Menezes *et al.*, 2023), segundo permite ver como está estruturada o componente vegetal da floresta e terceiro permite compreender os efeitos das mudanças climáticas e perturbação antrópica sobre o funcionamento dos ecossistemas, permitindo observar não só o potencial das floresta em armazenar o CO₂ da atmosfera que ganhou notoriedade desde o protocolo de Kioto (Costa, 2013), mas também a sua resiliência. Com isso contribuir para o desenvolvimento de estratégias de combate ao aquecimento global (Vieira *et al.*, 2009), manejo sustentável da floresta e resguardando as comunidades rurais de subsistência locais de problemas sociais e econômicos ainda maiores, oriundo da destruição dos ecossistemas.

Estudar a biomassa radicular é fundamental, pois ainda é pouco investigada (Menezes, 2023; Iwepesen *et al.*, 2017) comparando a biomassa aérea que está mais avançada (Erktan, McCormack; Roumet, 2018; Aquino, 2015; Lima; Miranda; Vaconcelos, 2012), devido a laboriosidade dos métodos em acompanhar o desenvolvimento radicular a longo prazo (Iversen *et al.*, 2017, Andreasson *et al.*, 2015) e ausência de uma metodologia universal apropriada para amostragem das raízes (Addo-Danso; Prescott; Smith, 2016). Porém, mesmo com todas essas dificuldades, as raízes precisam ser estudadas por elas apresentarem uma diversidade de características e interações com o ambiente (Bardgett; Mommer e De Vries, 2014) pelo qual os processos que as envolvem são tão importantes quanto os processos acima do solo. Especialmente em ecossistemas que tem um grande investimento radicular comparado com a biomassa aérea, que é o caso das florestas tropicais sazonalmente

secas (Murphy e Lugo, 1986).

Essa informação mostra a importância do potencial subterrâneo vegetal destes ecossistemas em estocar carbono (Costa, 2013; Murphy e Lugo, 1986), dentro da relevância no pool global de biomassa e de carbono (Menezes, 2023). Também reforça diversas questões no caso das florestas secas, onde os impulsionadores e o papel subterrâneo têm sido negligenciados em termos de estudos (Menezes, 2023). Por isto as raízes são a porção menos compreendida dos ecossistemas (Wang, Jia e Xie, 2018), somando-se as baixíssimas ações de conservação destes ecossistemas (Miles *et al.*, 2006) e os riscos de degradação dos recursos primários, como o solo e a vegetação, resultando numa menor potencial produtivo e um empobrecimento geral da população rural, como observado na região semiárida do nordeste do Brasil (Aquino, 2015; Salcedo, Sampaio, 2008).

Na Caatinga existe um grande potencial para a conservação de serviços ecossistêmicos, uso sustentável e bioprospecção, que se explorado e manejado de forma sustentável através da conservação do solo, manutenção da umidade e fertilidade natural e aumento de estoque de carbono no solo e na vegetação, pode contribuir para o desenvolvimento da região (MMA, 2012). Isto é importante no caso da vegetação porque ela sustenta a produtividade terrestre, protege o solo, e apesar do oceano ser responsável pela maior taxa de armazenamento de carbono, o fluxo de carbono na superfície da terra à atmosfera é maior do que nos oceanos. Isso reforça a importância das florestas no ciclo do carbono (Pardos, 2010). Outro fator importante a ser enfatizado é a fertilidade da Caatinga baseia-se na sua alcalinidade e riqueza em bases trocáveis, que segundo Aquino (2015) isso reforça para a necessidade dos métodos de exploração do solo da Caatinga ser fundamentado na busca de reforçar o aporte de matéria orgânica, pela manutenção de uma cobertura viva formada por plantas fixadoras de nitrogênio e num menor distúrbio possível no meio biológico.

A Caatinga, devido a sua grande degradação (dos recursos primários, do solo, da vegetação e da biodiversidade) (Aquino, 2015) decorrente de um modelo de exploração econômica e cultural não contingente com o bioma que tem levado algumas áreas à desertificação (Alves, 2011), é considerado um dos biomas do Brasil mais vulneráveis às mudanças climáticas (Marengo *et al.*, 2017; Dantas *et al.*, 2015), que pode ter efeitos mais fortes em ambientes onde a água é limitada (IPCC, 2007), que é o caso da região semiárida do nordeste do Brasil. Onde a precipitação e a umidade do solo são fatores críticos para a produtividade acima do solo (Miranda *et al.*, 2011) e também determina a alocação de fotossintatos das plantas abaixo do solo

(Zhou *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2013). As quais a raízes terá um papel relevante nas respostas, devido a sua adaptação, já que estudos em condições controladas, foi verificado que as raízes são sensíveis tanto à umidade do solo quanto à disponibilidade de água pulsada. Porém, estudos na natureza são mais concentrados na quantidade de chuvas (Miranda *et al.*, 2011).

Essa informação reforça para a necessidade de estudar as plantas herbáceas em relação a perturbação antrópica e ao aumento da aridez pelo seu papel socioecológico que tem e as possíveis consequências para a vulnerabilidade da região semiárida brasileira à desertificação já que grande parte das herbáceas são anuais, podendo deixar os solos vulneráveis às condições ambientais, sem falar dos impactos no bem estar dos moradores rurais que dependem dos seus serviços para sua subsistência e saúde.

Na Caatinga, o estrato herbáceo é abundante e a dinâmica das populações desse componente é fortemente influenciada pela sazonalidade climática, apresentando variação interanual em função das características do regime de precipitação do ano (Lima, 2007; Reis *et al.*, 2006). Ocorrendo maior natalidade de ervas na estação chuvosa ou após chuvas esporádicas que ocorrem na estação seca. Em florestas tropicais secas, a escassez de água é uma restrição ambiental severa que pode superar outras forças de montagem de estrutura de comunidades de plantas, como a herbívora. Vindo a constituir mais uma influência na estação seca, sendo mais concentrada durante a estação chuvosa, que por sua vez pode ainda ser maior sobre as herbáceas devido ao curto ciclo de vida dessas plantas que devem responder rapidamente às pressões de pastejo (Ventura, 2020). É sabido que grande parte dos estudos relacionado à vegetação da Caatinga é sobre o componente arbustivo- arbórea e por isso esse estrato é menos conhecido e pouco considerado nas estratégias de conservação e que muitas herbáceas florescem apenas no período chuvoso, que a vulnerabilidade interanual modifica temporariamente a estrutura e a composição florística e que estes mesmos parâmetros variam entre micro-habitats (Silva, 2011).

A pressão da herbivoria sobre as plantas herbáceas pode ser maior durante as estações secas do que nas estações úmidas por várias razões: durante as estações secas, a disponibilidade de água e nutrientes no solo tende a ser menor, o que pode tornar as plantas mais vulneráveis ao pastejo. Como as plantas herbáceas dependem de recursos limitados durante esses períodos, a herbivoria pode ter um impacto mais significativo em sua sobrevivência e reprodução. As plantas já estão sob estresse de-

devido à escassez de água e nutrientes durante as estações secas. O pastejo adiciona estresse adicional às plantas, reduzindo ainda mais sua capacidade de resistir a condições adversas. As plantas herbáceas geralmente têm ciclos de vida mais curtos em comparação com as plantas lenhosas. Isso significa que têm menos tempo para se recuperar dos danos causados pela herbivoria e completar seu ciclo reprodutivo. Portanto, a pressão da herbivoria pode ser mais intensa sobre essas plantas durante as estações secas, quando seu ciclo de vida já é naturalmente acelerado.

Vários fatores influenciam a biomassa total de uma floresta, como as condições de clima e solo, idade e seu histórico de uso (Higa *et al.*, 2014). Já a alocação da biomassa nos diferentes componentes vegetais pode variar entre outros fatores, em função do tipo de floresta (Brown, 1997). Em relação às raízes, mais precisamente a alocação da biomassa radicular entre raízes finas e grossas, essas podem ser afetadas por meio da função que cumpre no sistema radicular. Como por exemplo as raízes finas podem ser afetadas pela umidade do solo, as quais tendem a ser as mais sensíveis às variações de umidade, haja vista que são as responsáveis pela absorção de recursos presentes no solo e serem as que mais sofrem com a impedância da densidade do solo à medida que vai aumentando a profundidade o solo que cada vez mais vai ficando mais denso. Por isso que a maioria das raízes são concentradas nas camadas mais superficiais (Costa, 2013) devido a densidade do solo nessa camada ser menos resistente à penetração (Tagues, 2020). Outra explicação para essa concentração da maioria das raízes na superfície do solo também tem sido associada a maior disponibilidade de nutrientes oriundos da decomposição da serapilheira na superfície do solo (Sayer *et al.*, 2006).

Segundo Balieiro *et al.*, (2005) isso pode ser uma estratégia das espécies tropicais que desenvolveram para absorverem de forma mais eficiente o nutriente ciclado via depósito de serapilheira, mantendo assim as raízes próximas à fonte de nutrientes. Um estudo realizado na Caatinga por Albuquerque *et al.* (2015a) em áreas densas e abertas, observou que a maior parte da biomassa radicular era concentrada na camada superficial do solo de 0-40cm, principalmente de raízes finas. Entretanto, Albuquerque *et al.* (2015b) em solos arenosos e poucos férteis, encontrou um padrão de distribuição diferente, onde encontrou maior alocação das raízes finas em camadas mais profundas. Isso pode ser resultante que em solos arenosos, a água tende a infiltrar mais rapidamente e ser retida em camadas mais profundas, em comparação com solos mais argilosos. Isso pode levar as plantas a desenvolverem raízes mais profundas em busca de água, resultando em uma maior alocação de biomassa radi-

cular nessas camadas. Também em solos arenosos geralmente têm menor capacidade de retenção de nutrientes do que solos mais argilosos. Como resultado, as plantas podem se adaptar desenvolvendo raízes mais profundas para acessar os nutrientes disponíveis em camadas mais profundas do solo.

Atualmente, a Caatinga é reconhecida como uma região natural única, com diversos endemismos e com uma diversidade florística bem maior do que se conhecia no passado. Algo que até o século XX foi ignorada em estudos botânicos e também na conservação (Moro, 2013). Porém no quesito científico, a situação da região melhorou, com maior número de trabalhos sendo publicados em diversas áreas nesses últimos anos. Especificamente sobre a produtividade vegetal, diversos estudos foram realizados com o objetivo de estimar a biomassa e o carbono na Caatinga (Aquino *et al.*, 2017; Fracetto *et al.*, 2012). Algumas pesquisas foram realizadas visando estimar a biomassa radicular e também a razão entre as biomassas das partes aéreas e a biomassa radicular (Menezes, 2023; Albuquerque *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2014). Porém, em relação a dinâmica de desenvolvimento das raízes na Caatinga, mesmo com alguns estudos científicos nesta área (Menezes, 2023; Almeida, 2016; Pinheiro; Costa; Araújo, 2013), ainda há uma lacuna de conhecimento que precisam ser sanadas pela relevância que esta área tem para o entendimento de como a produtividade da Caatinga pode ser afetada pelo aumento da aridez previsto para esse bioma, juntamente com a perturbação antrópica. Para que em posse dessas informações, às autoridades competentes, a sociedade como um todo procurem investir em medidas mitigadoras que possam prolongar a existência dos recursos naturais essenciais para a vida na terra, a qualidade de vida, a existência da biodiversidade, seja ela vegetal ou animal, a ciclagem de elementos essenciais para a manutenção da vida.

Mesmo havendo estudos que procurou estimar a biomassa radicular em ambientes diferentes, como ver o comportamento da biomassa radicular total em ambiente chuvoso e seco (Pereira Junior *et al.*, 2016), a dinâmica de raízes finas no período chuvoso e seco em áreas conservadas e raleadas (Aquino, 2015), determinar a biomassa da raiz e da parte aérea e sua razão para três estágios de regeneração (Costa *et al.*, 2014). Ou seja, estes estudos procuraram ver a dinâmica de biomassa radicular em diferentes realidades existentes na Caatinga. Contudo ainda há lacunas de conhecimento necessários a ser investigado, como as plantas herbáceas que é um componente pouco investigado comparado com o estrato arbustivo-arbóreo, precisamente na questão de produtividade em relação às mudanças climáticas e per-

turbações antrópicas nos diferentes mosaicos florestais maduros, sucessionais e condições microclimáticas e de solo distintos. Informações importantes e necessárias para a compreensão da produtividade terrestre da Caatinga que está cada vez mais sendo ameaçada, com algumas áreas tornando-se desérticas, com os conhecimentos mais avançados no estrato lenhoso.

2.5 INFLUÊNCIA DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO NA BIOMASSA RADICULAR

É sabido que a proporção entre raiz: parte aérea muda com o crescimento e desenvolvimento das plantas, além de situações de limitação de recursos acima e abaixo do solo (Alves, 2011). Em relação à influência da biomassa acima do solo, caracterizada pela abundância de espécies em um ecossistema, pode influenciar a biomassa radicular de diversas maneiras. Uma delas é povoamentos florestais mais diversificados leva a uma maior diversidade de biomassa acima e abaixo do solo, devido propiciar a uma maior diversidade de raízes, que exploram diferentes nichos e camadas do solo, evitando uma competição interespecífica (Zeng *et al.*, 2020) resultante de uma distribuição mais eficiente de recursos, contribuindo assim no aumento da biomassa radicular total. Outra questão importante a ser mencionada é que plantas com grande quantidade de biomassa aérea geralmente têm uma taxa fotossintética maior, ou seja, que está produzindo mais carboidratos, a qual é direcionado para o sistema radicular para que ele cresça e possa captar água e nutrientes para serem transportados para a parte aérea. Já que as raízes controlam a sobrevivência e o crescimento das plantas, para as plantas continuar crescendo, investindo em biomassa aérea para absorção de CO₂, elas precisam conjuntamente investir em biomassa radicular para poder conseguir continuar sobrevivendo através de absorção dos recursos no solo e também se sustentar investindo em raízes que têm a função de ancorar a planta.

Apesar da forma de crescimento das plantas (árvores ou herbáceas) impactar na existência de uma variedade de raízes (An; Lu e Wang, 2021; Valverde-Barrantes *et al.*; 2017; Kerkhoff *et al.*, 2006), em decorrência das estratégias que cada uma possui em explorar o solo e assim conseguir captar os recursos no solo. Geralmente, em comparação com as plantas lenhosas, as plantas herbáceas têm estratégias de aquisição rápida de recursos com raízes mais finas e comprimento radicular maior (Freschet *et al.*, 2017). Ou seja, as plantas herbáceas possuem sistemas radiculares maiores em climas secos do que em climas úmidos (Schenk e Jackson, 2002a), com proporções raiz: parte aérea maiores com o aumento da aridez (Wilson, 1998; Chapin

et al., 1993). Isso pode indicar que na Caatinga pode-se encontrar uma maior biomassa de raízes finas do que outras raízes de tamanho maior, principalmente em gradientes de precipitação mais favoráveis de umidade pela estratégia delas em adquirir os seus recursos de forma rápida, investindo em raízes finas.

Este estudo é relevante porque mesmo a biomassa radicular amostrada não constituir exatamente das plantas herbáceas devido às dificuldades de conseguir separar as raízes das plantas herbáceas das plantas lenhosas, com valor aproximado de 30% de biomassa radicular de plantas lenhosas, foi realizado um esforço que garantisse que a maior parte da biomassa amostrada, principalmente de raízes finas fosse de herbáceas, que pode servir de fonte para próximos estudos de biomassa radicular de plantas herbáceas sobre a dinâmica da biomassa radicular desse estrato em relação às mudanças climáticas, perturbação antrópica por pastejo extensivo de gado e do impacto da agricultura de corte e queima nos povoamentos de regeneração florestal. Além disso, este estudo é importante também porque serve de preenchimento de lacuna de conhecimento sobre o estrato herbáceo da Caatinga em relação aos riscos dos impactos das mudanças climáticas e de perturbação antrópica, haja vista a sua importância ecológica, dentre elas a proteção do solo juntamente com as plantas lenhosas. O solo apesar de não receber a mesma atenção que a água e o ar, é a base que sustenta o ecossistema terrestre e onde obtemos a maior parte dos nossos alimentos. O componente biótico que o protege são as plantas. Então saber como diferentes condições ambientais estão afetando as herbáceas, contribui para o conhecimento de como esse extrato vegetal está sendo afetado e, com isso, servir de base para melhores políticas públicas de manejo sustentável e conservação da Caatinga.

Dos estudos sobre as herbáceas em relação aos efeitos da redução da precipitação e perturbação antrópica crônica, há estudos como o de Vieira de 2017 que estudou como estas variáveis mais a densidade de plantas lenhosas impactam os atributos taxonômicos e filogenéticos das comunidades de herbáceas, que encontrou como resultados que o aumento do distúrbio crônico afetou o grau de parentesco entre indivíduos e espécies nos ramos terminais da filogenia, porém não foi encontrado impacto negativo sobre a riqueza e densidade das herbáceas. Já em relação à redução da precipitação, a autora observou uma diminuição da densidade de herbáceas e o aumento do grau de parentesco entre as espécies dos ramos terminais e que a redução da densidade de plantas lenhosas aumentou a riqueza de espécies herbáceas e o aumento da densidade de plantas lenhosas levou à redução da densi-

dade das herbáceas e à alteração da composição taxonômica de suas comunidades. Já um outro estudo realizado por Menezes *et al.* (2021) que estudou o impacto do pastejo extensivo sobre a biodiversidade e biomassa aérea de plantas herbáceas, observou impacto neutro sobre a biomassa acima do solo e na biodiversidade.

3 OBJETIVO

3.1 OBJETIVOS GERAIS

- Investigar a alocação de biomassa radicular em uma área de floresta seca na Caatinga, considerando diferentes intensidades de perturbação antrópica crônica, redução da precipitação e tempo de regeneração florestal após agricultura de corte e queima em relação à biomassa radicular total e classes de tamanhos de raízes segundo o seu diâmetro.
- Avaliar a biomassa radicular total e a biomassa das classes de tamanhos de raízes em relação à influência da biomassa acima do solo de plantas herbáceas, especialmente de raízes finas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

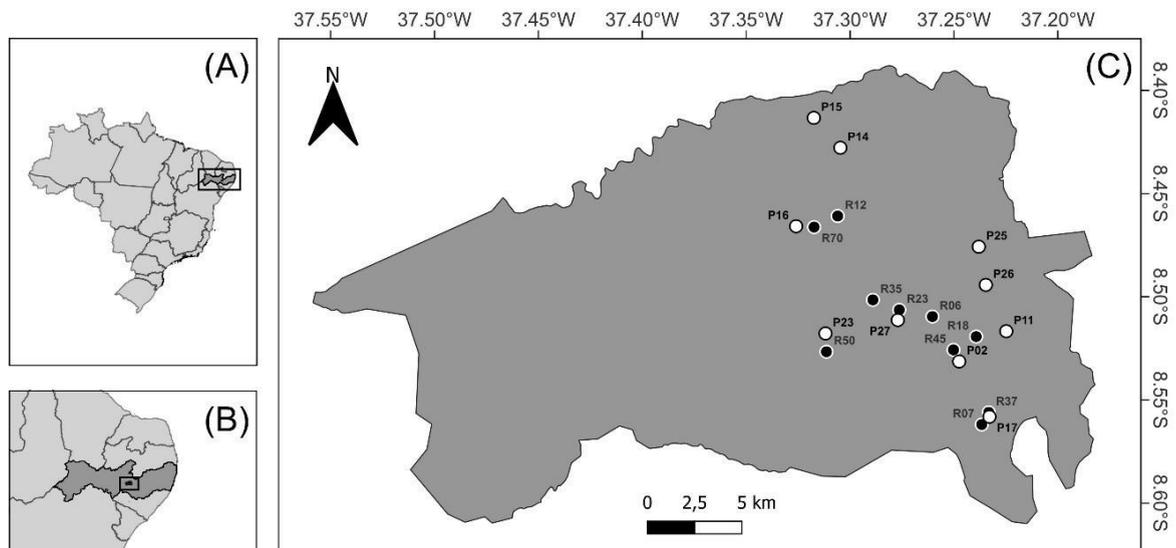
- Quantificar o estoque de biomassa radicular nos diferentes gradientes de precipitação média anual e de tempo de regeneração após agricultura de corte e queima;
- Determinar a proporção de raízes finas, médias e grossas nos diferentes gradientes de precipitação e tempo de regeneração;
- Quantificar o estoque de biomassa radicular e determinar a proporção de raízes finas, médias e grossas em áreas sob diferentes intensidades de perturbação antrópica crônica por pastejo extensivo de caprinos e bovinos;
- Analisar se a biomassa de plantas herbáceas nos diferentes gradientes de precipitação e tempo de regeneração influencia a biomassa radicular, especialmente de raízes finas;
- Verificar qual das duas áreas apresentou maior relação raiz: parte aérea.

4. METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Caatinga, precisamente no Parque Nacional do Catimbau (Figura 3), que fica localizado nos municípios de Buíque, Sertânia, Tupanatinga e Ibimirim, no agreste de Pernambuco, nordeste do Brasil sob as coordenadas geográficas 8° 24' 00" e 8° 36' 35" S; 37° 00' 30" e 37° 10' 40" W. Uma área protegida de 607 Km² (Rito *et al.*, 2017), cuja altitude varia entre 600 a 1.000 metros, o qual encontra-se inserido na Bacia sedimentar do jatobá e na Depressão Sertaneja (Lira, 2019), de relevo irregular com partes planas, encostas íngremes e afloramentos rochosos (Figura 4) (Almeida, 2007).

Figura 3: Um mapa destacando o estado de Pernambuco no território brasileiro, bem como a localização do Parque Nacional do Catimbau em Pernambuco e as 20 parcelas permanentes que foram coletadas as amostras das raízes. Parcelas essas que abrangem uma variação de gradiente de precipitação e de dinâmica de regeneração florestal natural. Os pontos brancos referem-se às parcelas das áreas maduras e os pontos pretos são referentes às parcelas de áreas de regeneração florestal natural após agricultura de corte e queima.



Fonte: Alvarado, 2024.

Figura 4: Aspectos da topografia no Parque Nacional do Catimbau revelam (A) e (B) encostas, áreas planas e elevações, proporcionando uma visão abrangente da diversidade geomorfológica presente nessa área. Localizado no município de Buíque, Pernambuco, o Parque exibe uma paisagem rica e variada, refletindo a complexidade dos processos geológicos e ambientais que moldaram essa região.



Fonte: Autora, 2023.

No PARNA Catimbau, o solo predominante são os solos profundos Quartzosos, pobres em nutrientes que ocupam 72,3% do Parque. Outros solos que ocorrem são os Planossolos que estão situados na porção oeste, há 400 e 500 metros de altitude que corresponde às vertentes suave onduladas da serra do Quiri d' Alho, na área de drenagem dos afluentes do riacho dos Campos; os solos Litólicos que correspondem as vertentes íngremes do paredão do Cânion; os Vertissolos que são os solos argilosos das áreas de relevo plano e suave ondulado; e os Latossolos que são os de relevo suave ondulado, situados na parte oeste do Parque, há 800 a 100 m de altitude (Silva, 2015).

O clima do Parque é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo AS', segundo a escala de Köppen (Peel *et al.*, 2007), com temperatura média anual de 23°C, e precipitação média anual bastante variada de 480 a 1.100 mm, devido a topografia (Rito *et al.*, 2017), com estação seca que dura 8 meses e es-

tação chuvosa que vai de março a junho, quando se tem a maior parte da precipitação anual (Silva *et al.*, 2017). A estação seca severa com menos de 50 mm de precipitação durante seis a nove meses, variando dentro e entre os anos a disponibilidade de água (Menezes *et al.*, 2021).

A vegetação do Parque é composta por um mosaico de floresta seca com várias fisionomias, que vai desde áreas abertas dominadas por algumas famílias como Cactaceae e Bromeliaceae, áreas mistas de arbustos a áreas fechadas com predominância de espécies arbóreas pequenas, onde Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae são as famílias dominantes, como mais ricas em espécies (Rito *et al.*, 2017). Contudo, a maior parte da sua vegetação está sendo substituída por áreas ligadas à agricultura de corte e queima, como também a perturbações antrópicas crônicas (Silva, 2021).

Quanto à fauna do PARNA Catimbau, ela vem sendo defaunada, mesmo se tratando de uma Unidade de Conservação de proteção integral. Onde herbívoros nativos de médio porte, como o veado-catingueiro (*Mazama gazoubira*) e o porco-do-mato (*Tayassu pecari*) são raríssimos de se ver no Parque, devido à caça e outras fontes de perturbação antrópica (Carmignotto e Astúa, 2017). Em contrapartida, as cabras exóticas (Figura 5) são abundantes no Parque, pois as famílias rurais praticam o pastoreio das cabras como meio de subsistência (Specht *et al.*, 2019).

Figura 5: Nesta cena, observamos cabras repousando nas proximidades de um açude no Parque Nacional do Catimbau, localizado em Buíque, Pernambuco. Estes herbívoros, embora exóticos, tornaram-se uma presença habitual na região, adaptando-se bem ao ecossistema local.



Fonte: Autora, 2023.

Embora o Parque tenha sido criado em 2002 pelo Decreto Federal 913/12, sua situação fundiária ainda se encontra irregular, devido os seus antigos moradores não terem sido indenizados. Por isso continuam vivendo dentro da Unidade de Conservação, desenvolvendo seu modo de vida tradicional, que inclui a atividade pastoril extensiva e a agricultura de corte e queima como principais atividades econômicas (Andrade *et al.*, 2019). Além disso, também há a extração de madeira, a coleta de lenha, a caça e a colheita de plantas medicinais (Rito *et al.*, 2017).

Essa alta dependência dos moradores aos recursos florestais no Parque, é em decorrência da sua alta vulnerabilidade socioeconômica (Silva, 2021; freire *et al.*, 2015), onde 76% das famílias que residem no Parque, vivem abaixo da linha de pobreza, com baixa infraestrutura doméstica e pouca disponibilidade água, sendo altamente dependentes dos recursos que conseguem obter da terra e das condições ambientais favoráveis ao manejo, e também aos financiamentos externos como o de ONGs (Silva, 2021; Specht *et al.*, 2019). Isso devido à ausência dos três entes federativos, bem como das ONGs e da sociedade em procurar soluções eficientes para melhorar a qualidade de vida desses moradores, através de conhecimento e tecnologias que os ajudassem a manejar a terra sem comprometer a sua integridade, a ponto de causarem menor impacto negativo possível ao Parque, ao mesmo tempo que os ajudassem a saírem da sua alta vulnerabilidade socioeconômica.

Como perturbação antrópica aguda bem comum no bioma Caatinga, há a prática de agricultura de corte e queima. Esses diferentes usos de solo que converteram a floresta madura num mosaico de vegetação constituída de campos de cultivo, povoamentos florestais em regeneração de idades variadas e povoamentos florestais maduros (Souza *et al.*, 2019), sobre diferentes índices de pressão antrópica crônica que é típico da região da Caatinga (Tabarelli *et al.*, 2017), com variação de precipitação que ocorre nessa região faz do Parque um local perfeito para estudar como a vegetação da Caatinga seja ela povoamentos florestais maduros ou secundários está lidando com o impacto antrópico crônico e como ela responderá a mudanças climáticas, por meio da produtividade radicular, um componente vegetal que é significativo nesse ecossistema florestal.

4.2 VARIÁVEIS ANALISADAS

As variáveis explicativas analisadas neste estudo foram a precipitação média anual, o pastejo extensivo de caprinos e bovinos como vetor de perturbação antrópica

crônica, e a idade de regeneração florestal após agricultura de corte e queima. A variação na precipitação média anual, juntamente com a intensidade e frequência do pastejo desses animais, além da dinâmica da organização biológica vegetal nas áreas de regeneração, são fatores cruciais que podem influenciar tanto a biomassa radicular total quanto de forma diferente a biomassa radicular das classes de raízes, já que como mencionado, essas classes de tamanho radicular estão relacionadas a diferentes funções que cumprem no sistema radicular que podem responder de forma diferente a essas condições ambientais nas áreas florestais analisadas.

Além dessas variáveis, também foi estudada como uma variável proxy, a biomassa aérea das plantas herbáceas, a fim de ver o seu efeito sobre a biomassa radicular, principalmente nas raízes finas. Já que a depender da estrutura que se encontra a vegetação, a abundância de plantas herbáceas terá maior ou menor influência sobre a biomassa radicular. Além disso, as biomassas da parte aérea e raiz podem variar de acordo com a disponibilidade de água (Jackson *et al.*, 1996) e estágio sucessional da vegetação (Costa *et al.*, 2014; Kenjo *et al.*, 2010; Vargas *et al.*, 2008). Sem falar que é um extrato que é pouco estudado quando comparado com o extrato arbóreo-arbustivo (Oliveira *et al.*, 2018), mesmo apresentando uma fitodiversidade bem significativa na Caatinga (Araújo *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2005; Pessoa *et al.*, 2004), bem como, prestando importante papel ecológico e econômico (Silva, 2011), constituindo um extrato importantíssimo para o desenvolvimento sustentável (Vieira, 2014). Como variáveis respostas, foram estudadas a biomassa radicular total e a biomassa das classes de raízes segundo o seu diâmetro que foram: raízes finas, raízes médias e raízes grossas.

4.3 DESENHO AMOSTRAL

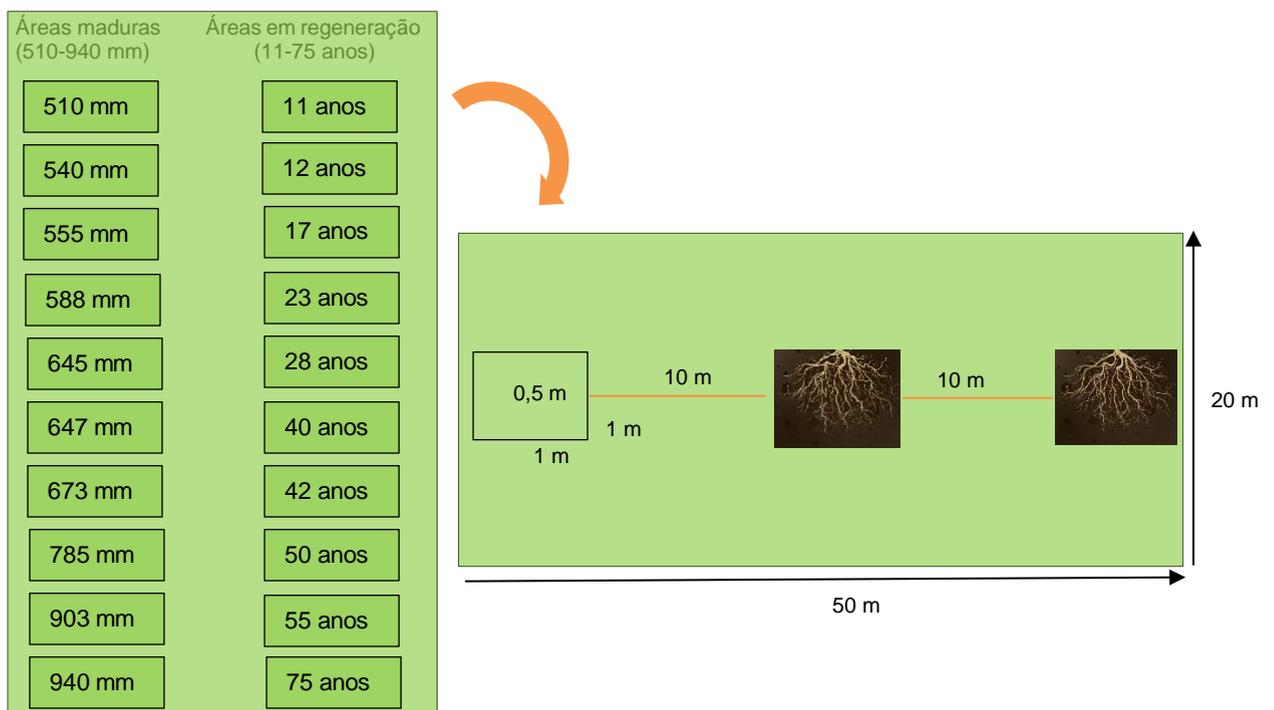
4.3.1 Coleta das raízes

O estudo foi realizado na rede de parcelas permanente do PELD – CATIMBAU (Projeto ecológico de longa duração), onde foram selecionadas 20 parcelas. Dessas, 10 apresentavam diferentes períodos de regeneração após agricultura de corte e queima, anteriormente dedicadas ao milho, feijão e mandioca durante muitos anos, cujas idades de regeneração variaram entre 11 e 75 anos, com uma precipitação média anual que variava de 519 mm a 940 mm. Além disso, foram selecionadas 10 parcelas de vegetação madura com diferentes gradientes de precipitação média anual, variando entre 510 mm e 940 mm, cada uma com dimensões de 50 x 20 metros. Essas

áreas eram dominadas por vegetação exposta ao distúrbio antrópico crônico de pastejo extensivo de caprinos e bovinos, com o objetivo de analisar a dinâmica da biomassa radicular. Os dados de precipitação de cada parcela foram obtidos a partir dos dados de precipitação de Bivand e Lewin-Koh, 2015, que fizeram a interpolação dos dados de estações climáticas próximas às áreas estudadas usando o pacote `maptools` para o software R.

O método utilizado para a amostragem das raízes foi o de escavação com auxílio de uma pá, realizado no final da estação chuvosa (mês de agosto). Onde em cada parcela (Figura 6), foram demarcadas três subparcelas de 1 m x 1 m x 0,5 m, equidistantes 10 m entre si. As raízes coletadas foram separadas da parte aérea e colocadas em sacos de papel identificados pela sua respectiva parcela e subparcela. Em seguida colocadas na estufa para secar, sob temperatura de 60°C até atingir o peso constante. Após esse processo, as raízes foram separadas por classes de raízes segundo o seu diâmetro, utilizando um paquímetro digital, e em seguida pesadas, utilizando uma balança de precisão BEL engineering de 0,01g.

Figura 6: Este esquema ilustra as 20 parcelas permanentes selecionadas para o estudo de coleta de amostras de raízes no Parque Nacional do Catimbau, situado no município de Buíque, Pernambuco. Detalha-se aqui a metodologia empregada na coleta, enfatizando a distribuição espacial e a sistemática adotada para uma amostragem eficiente e representativa das raízes no ecossistema do Parque.



4.3.2 Biomassa radicular

Foi realizada a limpeza das raízes com auxílio de peneiras de diferentes diâmetros. Após a limpeza das raízes, mediu-se o diâmetro, com auxílio de um paquímetro digital, e as raízes foram separadas em três classes de diâmetro: fina (< 2 mm), média (2–10 mm) e grossa (> 10 mm), que seguiu a mesma divisão de classes de raízes do trabalho de Menezes (2023) (Figura 7). Foi medido tanto a biomassa radicular seca total como também a biomassa das classes de raízes segundo o seu diâmetro, com o auxílio de uma balança digital de precisão de 0,01g.

Figura 7: As categorias das raízes avaliadas quanto à sua biomassa foram as seguintes: (A) raízes finas, (B) raízes médias e (C) raízes grossas. Essa classificação visou compreender a alocação de biomassa para cada tamanho da raiz em relação aos efeitos das variáveis explicativas e a contribuição de cada tamanho da raiz para a biomassa radicular total.



Fonte: Autora, 2023.

4.3.3 Perturbação antrópica crônica

Em cada parcela também foi medido o nível de forrageio dos caprinos e bovinos a partir da contagem do número de fezes deixadas pelos animais no interior de cada parcela, como também foi mensurado o comprimento das trilhas de caprinos através de medidor de distância com rodas. Enquanto que a quantidade de fezes foi contabilizada manualmente em quatro subparcelas de tamanho 5m x 5m, equidistantes entre si 10 m.

As contagens de fezes fornecem uma indicação potencialmente útil do número de animais numa determinada área (Sfair *et al.*, 2018; Landsberg; Stol e Muller, 1994). O índice de pressão por pastejo (IPP) foi calculado a partir da seguinte fórmula:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_{\min})}{(y_{\max} - y_{\min})} \times 100$$

Onde I é o índice de pressão geral, y_i é o valor observado para cada métrica de perturbação em cada parcela, y_{\min} é o valor mínimo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas, y_{\max} é o valor máximo observado para cada métrica de perturbação considerando todas as parcelas e n é o número de

métricas de perturbação individuais consideradas no índice (Arnan *et al.*, 2018; Sfair *et al.*, 2018).

O índice de pressão de pastejo varia de 0 que significa nível mínimo de distúrbio a 100 que significa nível máximo de distúrbio. Nas áreas maduras o IPP variou de 0,05 a 0,58. Já nas áreas de regeneração florestal, o IPP variou de 0,33 a 0,79.

4.3.4 Biomassa aérea das plantas herbáceas

A parte aérea das plantas herbáceas foi coletada simultaneamente com as raízes no fim da estação chuvosa (agosto). Nas três subparcelas que foram coletadas as raízes, a biomassa herbácea acima do solo foi coletada. A parte aérea foi separada da parte subterrânea e colocada em sacos de papel identificados pela sua respectiva parcela e subparcela. Em seguida colocada na estufa para secar, sob temperatura de 60°C até atingir o peso constante. Após esse processo, foram pesadas, utilizando uma balança de precisão.

4.4 ANÁLISE DE DADOS

Antes da análise estatística, primeiramente testamos a normalidade e a homogeneidade dos resíduos por meio do teste de Shapiro Wilk e Levene, respectivamente. Foi realizada a transformação logarítmica quando necessário.

A fim de visualizar a relação da dinâmica da biomassa radicular total e da biomassa radicular das diferentes classes de tamanho de raízes nas parcelas de povoamento florestal maduro e em regeneração, foi feita análise descritiva no Excel. Para verificar se a precipitação média anual, a perturbação antrópica crônica e a biomassa aérea têm efeitos sobre a biomassa radicular e nas diferentes classes de raízes nos povoamentos florestais maduros, bem como nos povoamentos em regeneração, onde adicionou-se a idade florestal, foi realizado Análise Linear Generalizado (GLM), no software R (versão 3.5.1). A fim de ver se a biomassa entre os dois tipos de povoamentos apresentava ou não diferença significativa entre si, foi realizado o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney (Teste U).

5 RESULTADOS

A biomassa radicular nas áreas maduras de povoamento florestal variou de 0,37 Mg ha⁻¹ a 4,52 Mg ha⁻¹, com média de 2,17±1,38 Mg ha⁻¹ (Tabela 1). Nas áreas de povoamentos em regeneração florestal, a biomassa radicular variou de 0,52 Mg ha⁻¹ a 8,79 Mg ha⁻¹, com média de 3,11 ± 2,61 Mg ha⁻¹ (Tabela 2). Sem diferença significativa da biomassa total entre os dois tipos de povoamento florestal, cujo valor $p = 0,46$.

Tabela 1: Resultados da biomassa seca radicular das classes de raízes analisadas que foram raízes finas (<2 mm), raízes médias (2-10 mm) e raízes grossas (>10 mm), e da biomassa total nas parcelas permanentes maduras de diferentes gradientes de precipitação média anual, bem como a soma, a média e o desvio padrão amostral dessas biomassas. Também a biomassa herbácea aérea e a razão raiz: parte aérea das plantas herbáceas, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.

Biomassa radicular das áreas maduras (Mg/ha ⁻¹)						
Precipitação média anual (mm)	Raiz fina (< 2 mm)	Raiz média (2-10 mm)	Raiz grossa (> 10 mm)	Biomassa total	Biomassa aérea	R:S
510	0,2495	0,4750	0,0000	0,7245	0,0267	27,1348
540	0,1236	0,2214	0,0247	0,3697	0,0471	7,8493
555	1,5149	1,1889	1,8128	4,5166	0,0783	57,6833
588	0,4250	0,7800	0,4419	1,6469	0,1073	15,3486
645	0,3044	0,5406	1,3734	2,2184	0,1883	11,7812
647	0,7453	1,8054	1,2461	3,7968	0,0868	43,7419
673	2,3244	1,2817	0,1064	3,7125	0,3218	11,5367
785	0,3105	0,5917	0,6034	1,5056	0,1196	12,5886
903	0,5655	0,7104	0,3614	1,6373	0,1006	16,2753
940	0,6999	0,6393	0,2627	1,6019	0,0746	21,4732
Soma	7,2630	8,2344	6,2328	21,7302	1,1511	225,4129
Média	0,7263	0,8234	0,6233	2,1730	0,0937	15,8119
DPA	0,6860	0,4683	0,6335	1,3819	0,0847	16,1571

Fonte: Autora, 2024.

Tabela 02: Resultados da biomassa seca radicular das classes de tamanho de raízes analisadas que foram raízes finas (<2 mm), raízes médias (2-10 mm) e raízes grossas (> 10 mm), e da biomassa total nas parcelas permanentes de diferentes idades de regeneração florestal, bem como a soma, a média e o desvio padrão amostral dessas biomassas. Também a biomassa herbácea aérea e a razão raiz: parte aérea das plantas herbáceas, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.

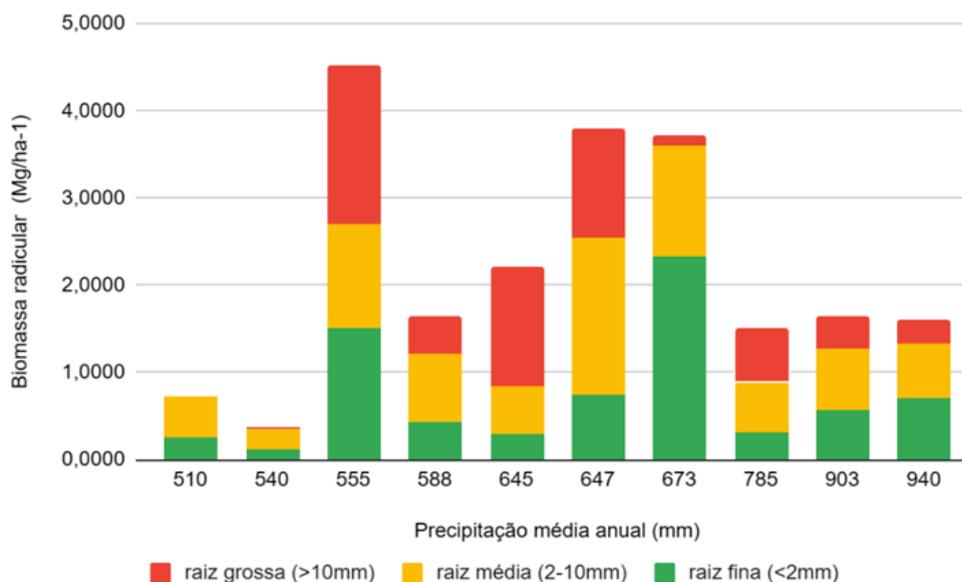
Biomassa radicular das áreas em regeneração florestal (Mg/ha ⁻¹)						
Tempo de regeneração florestal (anos)	Raiz fina (< 2 mm)	Raiz média (2-10 mm)	Raiz grossa (> 10 mm)	Biomassa total	Biomassa aérea	R:S
11	2,1034	3,8175	2,8702	8,7911	0,4519	19,4536
12	0,1702	0,2007	0,2568	0,6277	0,0726	8,6460

17	0,6326	0,7261	0,2340	1,5927	0,0352	45,2472
23	0,2542	0,2697	0,0006	0,5244	0,0937	5,5966
28	1,2775	0,8054	1,4046	3,4876	0,1196	29,1605
40	1,6037	1,7712	1,5481	4,9229	0,0352	139,8551
42	1,0646	1,3069	2,7456	5,1171	0,0501	102,1377
50	1,3236	1,4876	0,5344	3,3456	0,0682	49,0557
55	0,5970	0,3754	0,2514	1,2239	0,0338	36,2101
75	0,3362	0,4575	0,6847	1,4783	0,0112	131,9911
Soma	9,3631	11,2179	10,5303	31,1113	0,9715	567,3536
Média	0,9363	1,1218	1,0530	3,1111	0,682	56,7354
DPA	0,6421	1,0897	1,0538	2,6068	0,1287	49,8041

Fonte: Autora, 2024.

Em relação à classe diamétrica radicular nas áreas florestais maduras, a raiz que apresentou maior biomassa foi a raiz de tamanho médio, seguida das raízes finas. Dá para observar que as raízes médias predominaram em um maior número de áreas do que as demais raízes. A raiz que apresentou menor biomassa foi as raízes grossas. Apesar das oscilações ao longo do gradiente de precipitação, as raízes finas exceto na parcela de 555 mm, apresentaram maior produtividade nas áreas mais úmidas. Já as raízes médias e grossas apresentaram maior produtividade nas áreas mais secas, principalmente as raízes médias, como dá para ver na Figura 8. Sendo estas, inclusive apresentando grande abundância de biomassa nas áreas úmidas.

Figura 8: Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular das classes de raízes: fina (<2 mm), média (2-10 mm) e grossa (>10 mm) ao longo de um gradiente de precipitação média anual de 510 a 940 mm em áreas maduras no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.

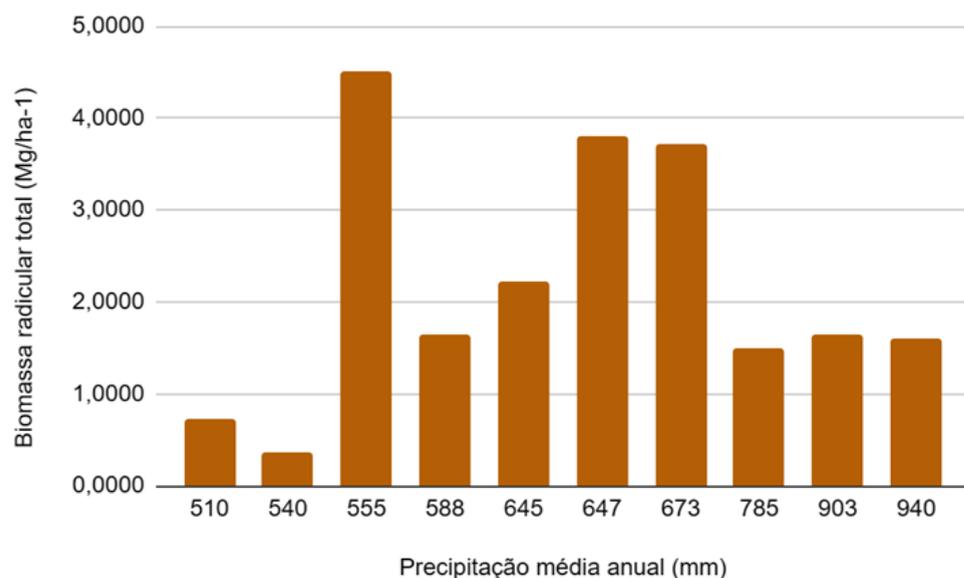


Fonte: Autora, 2023.

Já a biomassa radicular total (Figura 9), a área que apresentou maior biomassa foi a do gradiente de precipitação de 555 mm. Seguida dos gradientes de precipitação de 600 mm, as quais tiveram maior ocorrência de produtividade em relação aos outros gradientes de precipitação. Outras áreas de maior produtividade foram as áreas dos gradientes de precipitação de 700 a 940 mm. As áreas que apresentaram menor biomassa radicular foram as de gradientes de menor precipitação.

Outro fator que observamos foi que as três parcelas com maior precipitação, a biomassa radicular foi similar. O pico de maior produção de biomassa radicular das herbáceas foi principalmente nos gradientes de 600 mm, como dá para ver na Figura 10.

Figura 9: Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular total nas áreas de florestas maduras ao longo de um gradiente de precipitação média anual de 510 a 940 mm no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.

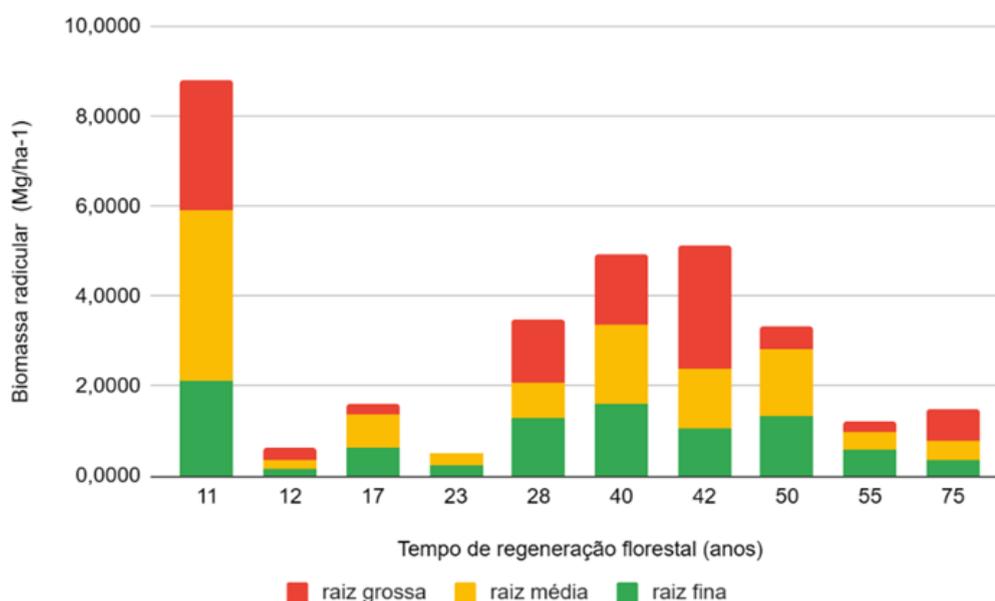


Fonte: Autora, 2023.

Quanto às áreas de regeneração florestal em relação às classes de raízes (Figura 10), as raízes que apresentaram maior biomassa foram as raízes médias e grossas, nessa ordem. A raiz que apresentou menor biomassa foi a raiz fina. A área de regeneração mais recente foi onde as três classes de raízes apresentaram maior produtividade e onde as raízes médias tiveram uma maior produtividade. As raízes finas diferente das raízes médias e grossas apresentou maior produtividade em áreas com idades de regeneração mais longa, principalmente em relação às raízes grossas. As raízes médias apresentaram maior biomassa nas áreas entre 40 a 50 anos. Já as

raízes grossas apresentaram maior produtividade nas áreas de regeneração de idade entre 28 e 42 anos. Ou seja, do que nas áreas de menor e maior tempo de regeneração. Na verdade, as três classes de raízes apresentaram maior produtividade nas áreas de regeneração entre 28 a 50 anos de idade. As raízes médias apresentaram maior biomassa nas áreas entre 40 a 50 anos. Já as raízes grossas apresentaram maior produtividade nas áreas de regeneração de idade entre 28 e 42 anos. Ou seja, do que nas áreas de menor e maior tempo de regeneração. Na verdade, as três classes de raízes apresentaram maior produtividade nas áreas de regeneração entre 28 a 50 anos de idade.

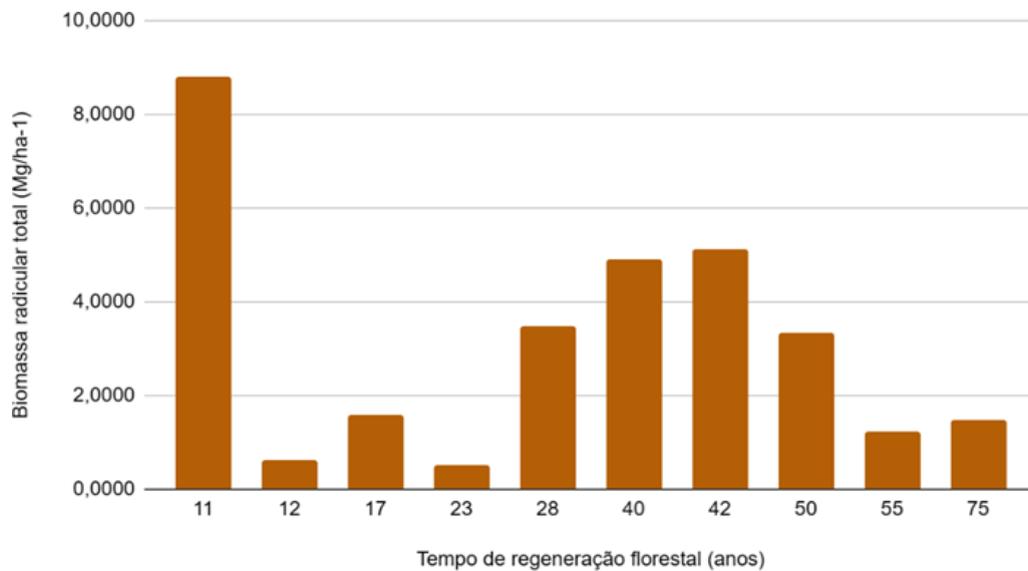
Figura 10: Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular das classes de raízes: fina (<2 mm), média (2-10 mm) e grossa (>10 mm) nas áreas de regeneração florestal natural analisadas de 11 a 75 anos, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.



Fonte: Autora, 2024.

Já a biomassa radicular total, a área que teve maior biomassa foi a de menor tempo de regeneração, seguida das áreas de tempo de regeneração entre 28 a 50 anos de idade. As áreas que apresentaram menor biomassa foram principalmente as mais jovens, seguidas das áreas mais antigas, como dá para ver na Figura 11.

Figura 11: Gráfico descritivo mostrando o comportamento da biomassa radicular total nas áreas de regeneração florestal natural analisadas de 11 a 75 anos, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.



Fonte: Autora, 2024.

A biomassa acima do solo das plantas herbáceas nas áreas maduras (Tabela 1) foi de 0,03 a 10,06 Mg ha⁻¹, com média de $0,10 \pm 3,15$ Mg ha⁻¹. Nas áreas de povoamentos de regeneração florestal (Tabela 2), a biomassa foi de 0,01 a 0,45 Mg ha⁻¹, com média de $0,68 \pm 0,13$ Mg ha⁻¹. A razão raiz: parte aérea em média foi de 20,93 Mg ha⁻¹ nas áreas maduras. Nas áreas de regeneração florestal, a razão raiz: parte aérea foi de 56,74 Mg ha⁻¹. Em ambas as áreas, a biomassa subterrânea foi maior do que a biomassa acima do solo.

Quanto a análise de modelos lineares generalizados (GLM), tanto a biomassa radicular total e as classes de raízes não apresentaram relação significativa ($P > 0,05$) com a precipitação média anual e perturbação antrópica crônica por pastejo de caprinos e bovinos nas áreas florestais maduras. Em relação a biomassa herbácea aérea, só as raízes finas apresentaram relação positiva significativa ($P < 0,05$), como dá para ver na Tabela 3.

Tabela 3: Resultados da análise linear generalizada (GLM) das variáveis explicativas analisadas nas áreas maduras que foram: a precipitação média anual (PMA), a perturbação antrópica crônica (PAC) e a biomassa aérea das plantas herbáceas, em relação às variáveis respostas: classes de raízes e a biomassa radicular total, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco. Os resultados significativos estão destacados em negrito.

Análise GLM da biomassa radicular das áreas maduras				
Classes de raízes	Estimado	Erro padrão	T valor	P
Raiz fina				
Intercepto	9,04	10,77	0,84	0,43
PMA (mm)	-0,01	0,01	-0,95	0,38
PAC	-11,75	12,05	-0,98	0,37
Biomassa herbácea aérea	69,95	25,76	2,72	0,03
Raiz média				
Intercepto	7,19	12,47	0,58	0,59
PMA (mm)	0,01	0,01	-0,66	0,53
PAC	6,37	13,95	0,46	0,66
Biomassa herbácea aérea	26,43	29,82	0,89	0,41
Raiz grossa				
Intercepto	11,49	13,51	0,85	0,43
PMA (mm)	-0,01	0,02	-0,78	0,46
PAC	8,77	15,12	0,58	0,59
Biomassa herbácea aérea	1,01	32,33	0,03	0,98
Biomassa total				
Intercepto	8,36	26,12	0,32	0,76
PMA (mm)	-0,004	0,04	-0,13	0,9
PAC	19,89	29,24	0,68	0,52
Biomassa herbácea aérea	82,37	62,51	1,32	0,24

Fonte: Autora, 2024.

Nas áreas de regeneração florestal, nenhuma das variáveis explicativas, precipitação média anual, o pastejo extensivo e a idade de regeneração florestal apresentaram relação significativa com a biomassa radicular total e classes radiculares, cujo $P > 0,05$, como dá para ver na Tabela 4. Só a biomassa aérea apresentou influência positiva significativa para as raízes médias ($P < 0,05$) e marginalmente para a biomassa radicular total, onde $P = 0,06$.

Tabela 4: Resultados da análise linear generalizada (GLM) das variáveis explicativas analisadas nas áreas em regeneração florestal que foram: a precipitação média anual (PMA), a perturbação antrópica crônica (PAC), a biomassa aérea das plantas herbáceas e o tempo de regeneração florestal em relação às variáveis respostas: classes de raízes e a biomassa radicular total, no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco. Os resultados significativos estão destacados em negrito.

Análise GLM da biomassa radicular nas áreas em regeneração florestal				
Classes de raízes	Estimado	Erro padrão	T valor	P
Raiz fina				
Intercepto	-23,75	17,06	-1,39	0,22
PMA (mm)	0,03	0,02	1,57	0,18
PAC	1,91	8,46	0,23	0,83
Biomassa herbácea aérea	35,81	21,69	1,65	0,16
Tempo (anos)	0,12	0,13	0,93	0,4
Raiz média				
Intercepto	-17,75	22,97	-0,77	0,47
PMA (mm)	0,02	0,02	0,77	0,48
PAC	-5,7	11,4	-0,5	0,64
Biomassa herbácea aérea	84,81	29,21	2,9	0,03
Tempo (anos)	0,18	0,17	1,02	0,35
Raiz grossa				
Intercepto	-19,27	26,89	-0,72	0,51
PMA (mm)	0,03	0,03	1,07	0,33
PAC	-9,99	13,34	-0,75	0,49
Biomassa herbácea aérea	54,1	34,2	1,58	0,18
Tempo (anos)	0,11	0,2	0,53	0,62
Biomassa total				
Intercepto	-34,4	56,77	-0,61	0,57
PMA (mm)	0,04	0,06	0,74	0,49
PAC	-7,33	28,17	-0,26	0,81
Biomassa herbácea aérea	172,81	72,2	2,39	0,06
Tempo (anos)	0,45	0,43	1,06	0,34

Fonte: Autora, 2024.

6 DISCUSSÃO

Conforme os resultados obtidos, observou-se que não houve diferença significativa da biomassa radicular total entre os dois povoamentos florestais (maduros e de regeneração). Comparando os nossos resultados com o estudo de Menezes (2023) que investigou a biomassa radicular das plantas lenhosas no mesmo local (Parque Nacional do Catimbau) nas duas diferentes vegetações (povoamentos florestais maduros e povoamentos de regeneração florestal) nas parcelas de mesmo tamanho, vimos que os nossos resultados diferiram dos dele. No aspecto que ele encontrou maior biomassa radicular total nas áreas maduras do que nas áreas florestais em regeneração. O que é esperado para as plantas lenhosas, haja vista que nas áreas maduras há uma maior densidade de indivíduos arbóreos-arbustivos, bem como indivíduos lenhosos adultos e uma maior estabilidade na questão da dinâmica vegetal. Diferente dos povoamentos de regeneração florestal que há um maior dinamismo de comunidade vegetal ao decorrer do tempo até atingir o seu clímax, uma densidade menor de indivíduos arbóreos-arbustivos e de indivíduos adultos conforme o estágio sucessional que a vegetação em recuperação de uma perturbação se encontra.

Como o nosso objeto de estudo foi as plantas herbáceas, era esperado que houvesse uma maior biomassa radicular nas áreas de regeneração florestal do que nas áreas maduras, devido às plantas herbáceas nestes locais terem condições mais favoráveis, como maior luminosidade, menor competitividade com as plantas lenhosas por água e nutrientes do que nas áreas maduras, o que melhora a colonização e abundância das herbáceas em áreas abertas (Savadoغو *et al.*, 2008). Portanto, serem mais abundantes nos povoamentos de regeneração. Mas não foi o que ocorreu em relação à biomassa radicular. Um resultado parecido com o de Menezes (2023) foi encontrado por Costa (2014), que estudou biomassa radicular de raízes finas de plantas lenhosas na Caatinga na Paraíba em vegetações com três estágios de regeneração (18, 40 e > 60 anos de idade após uso agrícola), a qual observou que a biomassa foi maior na área antiga do que nas áreas florestais em regeneração quando comparou a biomassa dessas três coberturas vegetais.

Outro fator que deu para observar também, comparando a biomassa radicular total das duas áreas (maduras e em regeneração), que nas áreas de regeneração houve uma maior variação de biomassa do que nas áreas maduras. Isto pode ter ocorrido devido a abrangência de escala de idade de regeneração que avaliamos (que

foram parcelas permanentes de área de regeneração florestal entre 11 a 75 anos de idade). Ou seja, áreas de regeneração florestal com dinâmica de comunidade vegetal com diferenças grandes entre elas. O que pode ter influenciado haver uma maior variação de biomassa radicular a depender da abundância de plantas herbáceas nessas áreas florestais conforme a disponibilidade e competição por recursos, interações bióticas e estágio sucessional. Diferente das áreas maduras que são mais estáveis. Já que ambas as áreas analisadas sofrem das mesmas ameaças antrópicas crônicas e também os gradientes de precipitação avaliados foram semelhantes.

Comparando a contribuição da produtividade florestal da biomassa radicular total das plantas herbáceas a 50 cm de profundidade com a biomassa de plantas lenhosas de Menezes (2023) a uma profundidade de 1 m em solos arenosos, observou-se que a produtividade radicular contribuiu com 14,6% nas áreas maduras e 37,29% nas áreas em regeneração. Ou seja, as plantas herbáceas das florestas secundárias contribuíram mais que o dobro das florestas maduras com a produtividade radicular. Comparando com a produtividade radicular das florestas secas que segundo Murphy e Lugo (1986) é entre 10 e 45 Mg ha⁻¹, a biomassa radicular das áreas maduras e áreas de regeneração correspondeu a 4,82% e 6,91%, respectivamente da biomassa subterrânea vegetal das florestas secas comparando com a máxima quantidade de biomassa radicular das florestas secas.

Quanto à dinâmica de alocação de biomassa das classes de raízes, vimos que a raiz que apresentou maior biomassa foi as raízes médias. A segunda classe de raiz que apresentou maior biomassa foi as raízes finas. Logo, por estas plantas possuírem menores portes do que as plantas lenhosas, pode ser que estas plantas necessitem investir menos em raízes grossas para conseguir se sustentar no solo, e também por as suas raízes se concentrarem mais na região superficial do solo (Schenk e Jackson, 2002), logo não necessitar investir tanto em raízes grossas para explorar água em regiões mais profundas do solo. Ao contrário das plantas arbóreas-arbustivas que possuem um porte maior e possuem estratégias diferentes para explorar os recursos (Wang *et al.*, 2020).

Diferente das raízes médias, que podem ser mais viáveis o investimento das plantas herbáceas nessas raízes para diversas finalidades, tais como: sustentação, transporte eficiente de água para a parte aérea, exploração e absorção rápida de água no solo. Outra explicação possível para essa diferença de resultados pode ter sido decorrente da profundidade como foram amostradas as raízes de ambas as plantas, que no nosso caso, a profundidade de raízes amostradas ocorreu de 0-50 cm, e o de

Menezes se deu a uma profundidade de 0-1m. Sendo possível que isso contribuiu para que ele amostrasse mais raízes grossas do que o nosso estudo.

Em relação à biomassa radicular total deu para observar que a maior biomassa radicular das plantas herbáceas em solo arenoso ocorreu principalmente nos gradientes de 600 mm. Estes gradientes parecem ser os mais favoráveis para o desenvolvimento das plantas herbáceas. Já que a partir deles vimos que a biomassa radicular das herbáceas foram onde apresentou maior ocorrência de maior biomassa do que as outras áreas, e que a partir de um determinado gradiente de precipitação acima dos 600 mm, as plantas não buscaram investir em mais biomassa radicular para captação de recursos que no nosso caso, os gradientes que deu para observar isso foram os de 700 mm. Onde se vê uma diminuição e uma manutenção relativamente constante da biomassa radicular nessas três parcelas.

Em contraste com as nossas hipóteses iniciais, a precipitação anual e a perturbação antrópica crônica sobre a biomassa das classes de raízes e biomassa radicular total não apresentaram nenhuma relação positiva ou negativa significativa. Ao contrário dos nossos resultados, Menezes (2023) encontrou relação significativa da precipitação anual sobre a biomassa radicular total e em todas as três classes de raízes nas plantas lenhosas. Quanto à perturbação antrópica crônica (que foram a coleta de lenha e pastejo extensivo), Menezes encontrou uma relação significativa só que menor do que a precipitação anual que teve um efeito preponderante na biomassa das raízes das plantas lenhosas. Das três variáveis analisadas no nosso estudo nas áreas maduras, apenas a biomassa acima do solo das herbáceas apresentou relação significativa sobre a biomassa radicular das raízes finas, que diferente de Menezes não encontrou nenhuma relação significativa da biomassa aérea das plantas lenhosas sobre a biomassa radicular.

Esta influência da biomassa acima do solo sobre a biomassa radicular foi a única hipótese que foi confirmada no nosso estudo. A explicação para isto ter ocorrido nas áreas florestais maduras pode ser decorrente da alta competitividade por recursos que são menores nessas áreas (Silva, 2011). Devido a isto, as plantas herbáceas ter necessitado investir em biomassa de raízes finas, já que nas áreas florestais secundárias, o efeito da biomassa aérea foi significativo em raízes médias e não em raízes finas como ocorreu nas áreas maduras.

A explicação para a ausência dos efeitos da precipitação anual sobre a biomassa radicular nas plantas herbáceas, pode ser que elas adotem estratégias diferentes das plantas lenhosas para lidarem com alterações da precipitação. Ao invés

delas serem insensíveis a mudanças de precipitação, já que mesmo elas tendo menor taxa de transpiração do que as plantas lenhosas, portanto, necessitando procurar menos água (Joffre e Rambal, 1993). Por outro lado, as plantas arbóreo-arbustivas possuem sistemas radiculares mais profundos do que as herbáceas (Schenk e Jackson, 2002). Isto tornam as raízes das herbáceas possivelmente mais vulneráveis às secas do que as raízes de plantas lenhosas.

Wang *et al.* (2020) realizou um estudo de meta-análise, no qual estudou os efeitos das alterações de precipitação sobre as raízes finas de plantas lenhosas e plantas herbáceas, os quais observaram que a biomassa das raízes finas das plantas lenhosas foi mais responsiva ao aumento da precipitação do que as plantas herbáceas, enquanto a biomassa de raízes das herbáceas foi mais responsiva à redução da precipitação e as taxas de resposta foi diminuindo com o aumento da precipitação média anual. Estes resultados os fizeram concluir que as herbáceas podem adotar outras estratégias, além do aumento da biomassa radicular, como alteração de comprimento. As quais as herbáceas em condições de seca podem adotar raízes mais finas a fim de aumentar o comprimento das raízes ao invés de aumentar a biomassa, que parece uma melhor estratégia para aproveitarem o aumento de recursos (Mueller *et al.*, 2018; Carrillo *et al.*, 2014). Isso é importante porque as frações de massa seca da raiz podem mascarar as mudanças morfológicas da raiz ao permanecer constantes, enquanto o comprimento ou área da superfície de um sistema radicular aumenta ou diminui drasticamente (Comas *et al.*, 2013).

Isto é uma explicação plausível, haja vista que as herbáceas têm sistemas radiculares maiores em condições secas do que em condições úmidas (Schenk e Jackson, 2002) e apresentam estratégias rápidas de aquisição de recursos, com raízes finas e comprimentos mais elevados (An, Lu e Wang, 2021). O comprimento e o volume das raízes finas das plantas herbáceas podem lhes permitir explorar uma grande quantidade de solo diretamente por meio do crescimento das raízes, ocupando rapidamente mais espaços do solo, tendo mais acesso a recursos (Li *et al.*, 2022; Comas e Eissenstat, 2009). Outra explicação pode ser que as plantas herbáceas sejam mais sensíveis a sazonalidade e variabilidade climática do que a precipitação anual, pois geralmente a maioria das plantas herbáceas da Caatinga são de ciclos anuais (Vieira, 2014). Ou que as plantas herbáceas dependam mais do armazenamento de água no solo segundo Vieira (2014) que realizou um estudo sobre herbáceas na Caatinga, onde encontrou como resultado uma maior correlação entre o número de indivíduos e de espécies como o armazenamento de água no solo do

que com a precipitação anual. No entanto, Vieira (2017) encontrou como resultado que a redução da precipitação diminuiu a densidade de indivíduos de plantas herbáceas.

Já a explicação para a falta da ausência do efeito do pastejo extensivo sobre a biomassa radicular das herbáceas, que pode tanto prejudicar a planta diretamente (herbivoria) quanto também indiretamente através do pisoteio do solo e seus excrementos, assim vindo alterar as condições físicas e químicas do solo, pode ser decorrente da baixa frequência e intensidade do pastoreio dos caprinos e bovinos nas áreas maduras, já que o impacto dos herbívoros nos ecossistemas, naturalmente, dependem, da abundância de herbívoros e sua movimentação (Crispim *et al.*, 2004), que em algumas situações pode promover a compactação do solo e prejudicar a germinação de muitas espécies (Parente e Parente, 2010), como também prejudicar as raízes em poder explorar o solo em busca de recursos, em consequência do aumento da densidade do solo.

Porque esses resultados não significam que o pastejo de caprinos e bovinos não afetem a produtividade da biomassa radicular das plantas herbáceas na Caatinga. A questão de não termos encontrado uma relação significativa pode ser em decorrência do pastejo de caprinos e bovinos não serem intensas e frequentes nessas áreas, principalmente de bovinos que é um animal de grande porte, que não tem tanta facilidade como os caprinos em forragear pela vegetação da Caatinga. Dois estudos que apoiam essa explicação são os de Silva (2015) e o de Santos (2015) que realizaram os seus estudos no Parque Nacional do Catimbau e encontraram como resultados ausência de impacto negativo dos caprinos na vegetação da Caatinga em relação à diversidade e abundância de plantas herbáceas. A explicação que deram para justificar essa ausência de impacto negativo nesse local foi que os caprinos preferem forragear em áreas de Caatinga aberta, já com alto nível de degradação ambiental, que facilita o forrageio desses animais. Já que um estudo realizado por Bezerra em 2008 na Caatinga, encontrou como resultado que o pastejo de caprinos causou um declínio na riqueza florística do estrato herbáceo e na densidade dos indivíduos.

Quanto aos povoamentos florestais em regeneração, em relação à dinâmica da biomassa radicular das classes de raízes, foi observado também que as raízes médias foram as que apresentaram maior biomassa. Outro fator observado foi que as raízes finas diferente das raízes de tamanho maiores, apresentaram maior biomassa nas áreas de regeneração mais longa, principalmente em relação às raízes grossas. A ex-

plicação para esse comportamento pode ser para as plantas herbáceas conseguirem absorver os recursos mais escassos nas áreas de regeneração mais antigas, como nutriente que é mais escasso nessas áreas (Silva, 2011), devido à alta competitividade por recursos nessas áreas, que é menor nas áreas mais jovens.

As raízes médias apresentaram maior biomassa nas áreas intermediárias (40-50 anos) e as raízes grossas apresentaram maior produtividade radicular nas áreas entre 28 e 42 anos. Este tipo de dinâmica de biomassa radicular mostra que a biomassa radicular se concentra nas raízes médias e grossas (Jaramillo *et al.*, 2003). Nas áreas de regeneração florestal, a biomassa radicular total das plantas herbáceas foi maior nas parcelas entre 28 e 50 anos de idade e menores nas áreas iniciais de regeneração (entre 12 e 23 anos de idade) e nas áreas antigas (entre 50 e 75 anos). Esses resultados podem indicar que devido as áreas iniciais de regeneração, as herbáceas possuem condições abióticas (mais acesso a recursos como água e nutrientes) e bióticas (menor competitividade com as plantas arbóreas) mais favoráveis, não precisar investir no aumento da biomassa radicular para conseguir captar esses recursos. Já a menor biomassa radicular nas áreas antigas, pode ser um indicativo de uma menor abundância dessas plantas nessas áreas resultante da escassez de recursos, e uma maior produtividade radicular nas áreas intermediárias, pode ser em consequência dessas áreas começar haver uma diminuição de recursos ou essas áreas ainda não ser tão hostil para as herbáceas.

Nossos resultados diferiram dos de Silva (2011) que estudou plantas herbáceas na Caatinga e observou que o menor valor de biomassa aérea ocorreu na área preservada e intermediária, provavelmente devido a menor disponibilidade de luz que pode ser um fator determinante para o crescimento das herbáceas. Os maiores valores de biomassa ocorreram nas áreas iniciais e de pasto. Isto ocorreu por estas áreas serem mais abertas do que as demais e ter maior incidência de luz, bem como a água que chega mais rapidamente ao solo o que facilita a germinação de mais indivíduos.

As explicações para termos encontrado ausência dos efeitos da precipitação média anual e da perturbação crônica do pastejo extensivo também nas áreas em regeneração, são as mesmas das áreas maduras. Apesar das áreas em regeneração se esperar que houvesse uma maior pressão do pastejo de bovinos e caprinos por serem áreas mais abertas, talvez por a nossa área mais jovem já possuir 11 anos, apresente uma estrutura vegetal que esses animais não forrageiem com tanta intensidade, e prefiram forragear em áreas próximas as residências e mais degradadas.

Ou que devido o histórico dessa prática de manejo do solo por caprinos e bovinos no PARNA Catimbau, tenha eliminado ou reduzido o número de espécies de plantas herbáceas palatáveis e favorecido as espécies não palatáveis. Diminuindo assim a incidência dos pastejo desses animais nessas áreas.

Já a questão de termos encontrado como resultado ausência do efeito sucessional sobre a biomassa radicular das plantas herbáceas. Menezes (2023) também encontrou nenhuma relação significativa da sucessão florestal sobre a biomassa radicular das plantas lenhosas. Isto é resultante de que as floresta secas normalmente não mostram nenhuma tendência relacionada a idade de povoamentos (Powers e Perez-Áviles, 2013). Com relação de termos encontrado relação significativa do efeito da biomassa acima do solo das herbáceas sobre a biomassa radicular média, a explicação para isto é que a biomassa se concentra mais nas raízes maiores (Jaramillo *et al.*, 2003).

Segundo Schenk e Jackson (2002), as herbáceas têm sistemas radiculares maiores em climas secos do que em climas úmidos, a fim de aumentar a absorção (Orians; Dirzo e Cushman, 1996). Este tipo de comportamento pode ser relevante no contexto de baixa disponibilidade de água e nutrientes associados aos solos arenosos, já que estes dois recursos afetam a produtividade e a regeneração florestal (Arroyo- Rodríguez *et al* 2016, Moura *et al.*, 2016). Apesar das plantas das regiões áridas já serem adaptadas às condições de secas previsíveis, segundo Allen *et al.* (2017), elas serão sensíveis as mudanças no regime pluviométrico em consequência das mudanças climáticas. No caso das plantas herbáceas da Caatinga, isto é relevante, pois grande parte são plantas anuais. Portanto a falta delas, especialmente em áreas abertas é importante, pois pode tornar o solo mais suscetível a erosão do solo (Schulz *et al.*, 2018), bem como as características das herbáceas podem permitir funções sustentáveis do ecossistema no cenário de mudanças climáticas. Especialmente, isso é muito importante para a floresta seca da Caatinga que abriga densas populações rurais (Figueirôa *et al.*, 2006) altamente dependentes dos serviços ecossistêmicos, que pode ter a sua criação de animais afetada.

7 CONCLUSÕES

A princípio através dos nossos resultados parece que as plantas herbáceas possam adotar estratégias diferentes para lidarem com alterações da precipitação, como investir em maior comprimento de suas raízes finas do que em investir em aumentar a sua biomassa. Ou as herbáceas respondem melhor à distribuição das chuvas do que a precipitação média anual.

A perturbação antrópica crônica de pastejo extensivo de caprinos e bovinos não causa impacto negativo à produtividade de biomassa radicular na vegetação herbácea da Caatinga quando em condições baixas de intensidade e frequência de forrageio. Isso porque há relatos na literatura que apontam que os caprinos domésticos apresentaram uma atividade de forrageio próximo às casas e uma preferência por áreas abertas com vegetação menos densa. Então, isso nos permitir concluir que, em situação de sobrepastejo, os caprinos domésticos, devem exercer impacto na biomassa da vegetação herbácea. O mesmo para os bovinos.

A florestas secas secundárias não mostram normalmente nenhuma tendência sucessional de biomassa radicular em relação à idade de povoamento. A floresta seca Caatinga apresentou uma quantidade variável de biomassa radicular de plantas herbáceas e uma relação raiz: parte aérea maior do que em florestas maduras.

Raízes de médio e grande porte são as raízes que predominam em florestas secas por concentrarem mais biomassa do que as raízes finas, como também estarem relacionadas à exploração de água, armazenamento em condições de escassez de recursos e de dá o suporte às plantas.

A biomassa acima do solo das plantas herbáceas foi importante na produtividade de raízes em ambas as florestas (maduras e secundárias) de forma diferente. Isso pode ter ocorrido devido as condições bióticas e abióticas serem diferentes. Já que nas áreas maduras, o efeito positivo foi na produtividade das raízes finas e nas áreas secundárias nas raízes médias. Isto pode ter ocorrido em consequência de haver menos recursos nas áreas maduras e a biomassa se concentrar nas raízes maiores.

REFERÊNCIAS

- Abramoff, R. Z.; Finzi, A. C. Are above- and below-ground phenology in sync? **New Phytologist**, v. 205, n. 3, p. 1054-1061, 2015.
- Achat, D.L.; Bakker, M.R.; Trichet, P. Rooting patterns and fine root biomass of *Pinus pinaster* assessed by trench wall and core methods. **Journal of Forest Research**, [S.l.], v.13, n.03, p.165-175, 2008.
- Addo-Danso, S. D.; Prescott, C. E.; Smith, A. R. Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 332-351, 2016.
- Aduan, R. E.; Vilela, M. de F.; Klink, C. A. **Ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres: o caso do cerrado brasileiro**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2003.
- Aguiar, B. A. de S. Herbáceas anuais e perenes da Caatinga respondem de forma similar às variações na disponibilidade hídrica? Tese (Doutorado)- Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Biologia. Programa de Pós-graduação em Botânica. Recife, 2021. 109 f.
- Aide, T. M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, p. 328-338, 2000.
- Alamgir, M. et al. Ecosystem services capacity across heterogeneous forest types: understanding the interactions and suggesting pathways for sustaining multiple ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 566-567, p. 584-595, 2016b.
- Albuquerque U. P. et al. (2007) Medicinal plants of the Caatinga (semi-arid) vegetation of NE Brazil: a quantitative approach. **J Ethnopharmacol** 114:325–354. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2007.08.017>
- Albuquerque, E. R. G. M. et al. Root biomass under stem bases and at different distances from trees. **Journal of Arid Environments**, [S.l.], v. 116, p. 82-88, 2015a.
- Albuquerque, E. R. G. M. et al. **Distribuição Vertical de Raízes em Áreas de Caatinga em Diferentes Tipos de Solo**. In: Simpósio de mudanças climáticas e desertificação no semiárido brasileiro, 2015b, Petrolina. Experiências e oportunidades para o desenvolvimento. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2015b. 1 CD-ROM.
- Albuquerque, U. P. et al. People and natural resources in the Caatinga. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. **Springer**, Cham, pp. 303–333, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_11
- Alencar, L. et al. (2022). **Forest security as a fourth dimension of the water-energy-food nexus: Empirical evidence from the Brazilian caatinga**. In *The water-energy- food NEXUS: What the Brazilian research has to say*. University of São Paulo.

Allen, K. et al. Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, 2017.

Almeida, F. C.; Bonvicino, C. R.; Cordeiro-Estrela, P. Phylogeny and temporal diversification of *Calomys* (Rodentia, Sigmodontinae): implications for the biogeography of an endemic genus of the open/dry biomes of South America. **Mol Phylogenet Evol** 42:449–466, 2007.

Almeida, C. L. **Relações solo-planta-atmosfera em caatinga preservada: o caso da bacia experimental de aiuba**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016. 128 f.

Alvarez-Clare, S., Mack, M. C.; Brooks, M. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. **Ecology**, 94(7), 1540–1551, 2013. doi: 10.1890/12-2128.1

Alves R. R. N. et al. (2009). Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. **J Ethnobiol Ethnomed** 5:12. doi:10.1186/1746-4269-5-12

Alves, A. R. **Quantificação de biomassa e ciclagem de nutrientes em áreas de vegetação de caatinga no município de Floresta, Pernambuco**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Engenharia Florestais, Recife, 2011. 116 f

Amorim, I. L.; Sampaio, E. V. S. B.; Araújo, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.19, n. 3, p. 615-623, 2005.

An, N. et al. Root trait variation of seed plants from China and the primary drivers. **Journal of Biogeography**, 00:1–16, 2021. DOI: 10.1111/jbi.14157

Andrade, W. M. de. **Variações de abundância em populações de plantas da caatinga**. Master of Science dissertation. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2000.

Andrade, E. M.; et al. Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 88-95, 2016.

Andrade, E. M. et al. Water as capital and its uses in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; Leal, I. R.; Tabarelli, M. (Eds.). *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Switzerland: **Springer**. p. 281-302, 2017.

Andrade, E. M. et al. Ecohidrologia em uma floresta tropical seca brasileira: impacto da vegetação rala nas funções hidrológicas e nos serviços ecossistêmicos. **Journal of Hydrology: Regional Studies** 27 (2020) 100649. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.

Andrade, E. M. et al. Ecohidrologia em uma floresta tropical seca brasileira: impacto da vegetação rala nas funções hidrológicas e nos serviços ecossistêmicos. **Journal of Hydrology: Regional Studies** 27 (2020) 100649. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.

Andreasson, F. et al. Comparison of ingrowth cores and ingrowth meshes in root studies: 3 years of data on *Pinus pinaster* and its understory. **Trees**, v. 30, n. 2, p. 555-570, 2015.

Antongiovanni, M.; et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **J Appl Ecol**;57: 2064–2074, 2020. DOI: 10.1111/1365-2664.13686

Aquino, D. N. **Ciclagem de carbono e caracterização espectral em áreas de caatinga raleada e conservada**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015. 180 f

Aquino, D. et al. Nutrient cycling and CO₂ emissions in areas of preserved and thinned caatinga. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 41, n. 3, 2017.

Aquino, A. S. et al. (2022) Mapping of alternative oilseeds from the Brazilian caatinga and assessment of catalytic pathways toward biofuels production. **Energies** 15, 6531.

Araújo, E.L.; Castro, C.C.; Albuquerque, U. P. Dynamics of Brazilian Caatinga – A Review Concerning the Plants, Environment and People. **Functional ecology and communities**, v.1 p.15-28, 2007.

Araújo Filho, J. A. de; Leite, E. R; Silva, N. L. da. Contribuição de espécies lenhosas na composição da dieta de caprinos e ovinos em vegetação de Caatinga. *Pastagens tropicais* 20 (2), 41-45, 1998.

Araújo Filho, J. A. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2013. 200p.

Arévalo, J. R. et al. Grazing effects on species composition in different vegetation types (La Palma, Canary Islands). **Acta Oecologica** 37 230-238, 2011. Doi:10.1016/j.actao.2011.02.006

Arnan, X. et al. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 94, n. July, p. 274–282, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.001>

Arroyo-Rodríguez, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 92: 326-340, 2017.

Atkins, J. W.; Epstein, H. E.; Welsch, D. L. (2018). Using Landsat imagery to map understory shrub expansion relative to landscape position in a mid-Appalachian watershed. **Ecosphere**, 9(10), e02404.

Austin, A. T. et al. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. **Oecologia**, 141, 221–235, 2004. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1519-1>

Azevedo, G. B. D. **Amostragem e modelagem da biomassa de raízes em um cerrado sensu stricto no Distrito Federal**. 2014.

Aweto, O. A. **Shifting Cultivation and Secondary Succession in the Tropics**. 2013

Baker, T. R. et al. Do species traits determine patterns of wood production in Amazonian forests? **Biogeosciences**, v. 6, p. 297-307, 2009.

Bakhshi, J. et al. (2019). Study on the effects of different levels of grazing and enclosure on vegetation and soil properties in semi-arid rangelands of Iran. **Acta Ecologica Sinica**. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2019.07.003>.

Baldi, G. et al. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. **Journal of Arid Environments** 123, 47–59, 2019.

Balieiro, F. C. et al. Biomassa radicular e regime hídrico do solo em plantio de guachapele num Planossolo Háplico. **Revista Floresta**, v.35, n.2, p.221-230, 2005.

Balvanera, P.; Aguirre, E. Diversidade de árvores, heterogeneidade ambiental- produtividade e produtividade em uma floresta tropical seca mexicana. **Biotropica**,38(4): 479–491, 2006. doi:10.1111/j.1744-7429.2006.00161.x.

Bardgett, R. D, Mommer, L.; De Vries, F. T. Indo por baixo da terra: Traços de raiz como impulsionadores de processos ecossistêmicos. **Tendências em Ecologia e Evolução**, 29, 692–699, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006>

Barros, M. F. G. S. de. **Regeneração natural da caatinga após agricultura: mudanças nas diversidades taxonômica, funcional e filogenética nas assembleias de plantas**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Vegetal. Recife, 2018. 139 f

Barros, M. F. et al. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified land-scapes. **For. Ecol. Manag.** 482, 118881 (2021).

Baudron, F. et al. (2019). **Testing the various pathways linking Forest cover to dietary diversity in tropical landscapes**. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00097>

Becerra, J. A. B. influence of the rainfall seasonal variability in the caatinga vegetation of ne Brazil by the use of time-series. **Journal of Hyperpectral Remote Sensing**, v. 4, n. 1, p. 31-44, 2014.

Becknell, J. M.; Powers, J. S. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. **Canadian Journal of Forest Research**, 44(6), 604–613, 2014. doi: 10.1139/cjfr-2013-0331

Bhaskar, R. et al. Response diversity and resilience to extreme events in tropical dry secondary forests. **For. Ecol. Manage.** 426, 61–71, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.028>.

Bezerra, D. M. **Ação do pastejo sobre a composição florística do estrato herbáceo e atributos do solo do Semi- Árido da Paraíba**. Dissertação de

Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Zootecnia) - Universidade Federal de Campina Grande; Centro de Saúde e Tecnologia Rural. 2008. 69 f.

Bivand, R.; Lewin-Koh, N. (2015). **mapttools**: ferramentas para leitura e manipulação de objetos espaciais. Versão do pacote R 0.8-37. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>.

Blackie, R. et al. (2014) Tropical Dry Forests: The State of Global Knowledge and Recommendations for Future Research, Vol. 2. Indonesia: **CIFOR**.

Brandeis, T. J.; Helmer E. H.; Oswalt S. N. (2007). **O Status das Florestas de Porto Rico, 2003**. Estação de Pesquisa Sul do Serviço Florestal do USDA, Asheville, NC, EUA, p. 75.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF**: Senado Federal, 2016. 496 p. Disponível em: https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf. Acesso em: 23 de dez. 2023.

Brown, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests**: a primer. Roma: Food and Agriculture Organization (FAO), 1997. (Forest Resources Assessment Forestry Paper, 134).

Buschbacher, R.; Uhl, C.; Serrão, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient Stocks in the Soil and Vegetation. **The Journal of Ecology**, [s. l.], v. 76, n. 3, p. 682, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2260567>.

Cairns, M. A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia** 1997; 111(1): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050201>.

Câmara, . et al. Anthropogenic disturbance and rainfall variation threaten the stability of plant–ant interactions in the Brazilian Caatinga. **Ecography** 42: 1960–1972, 2019. DOI: 10.1111/ecog.04531

Campetella, G. et al. **Padrões de relações características da planta-ambiente ao longo de uma cronosequência de sucessão florestal**. *Agrícola. Ecosistema. Meio Ambiente*. 145(1): 38–48, 2011. [faça:10.1016/j.agee.2011.06.025](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.025).

Campos, D. A. **Variáveis climáticas como fatores determinantes da produção de biomassa em Floresta Tropical Seca**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2019. 83 f.

Cantarella, H. et al. **Fertilidade do solo em sistemas intensivos de manejo de pastagens**. Simpósio sobre Manejo da Pastagem, v. 19, p. 99-132, 2002.

Carmignotto, A. P.; Astúa D. **Mammals of the Caatinga: Diversity, Ecology, Biogeography, and Conservation**. In: Silva JMC da, Leal IR and Tabarelli M (eds) *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing: Cham, 211–254, 2017. DOI: 10.1007/978-3-319-68339-3_8

Carrillo, Y. et al. Disentangling root responses to climate change in a semiarid grassland. **Oecologia** 175: 699–711, 2014.

Carvalho, O. de. “**Áreas prioritárias para o combate à desertificação: aspectos técnicos e institucionais**”. In: Mudanças Climáticas e Desertificação no Semiárido Brasileiro. [Editores Técnicos, Francislene Angelotii, Iêdo Bezerra Sá, Eduardo Assis Menezes, Giampaolo Queiroz Pellegrino]. – Petrolina-PE: Embrapa Semiárido; Campinas, SP: Embrapa Informática Agropecuária, 2009, p. 95-123.

Carvalho, C. E. de. **Traços funcionais como preditores da vulnerabilidade de plantas às mudanças climáticas: estudo de caso no semiárido brasileiro**. Dissertação (mestrado)- Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2021. 85 f.

Castellanos, J. et al. Slash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. **Forest Ecology and Management**, 148 41-50, 2001.

Castelletti, C. H. M. et al. (2004). **Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar**. Pp 91-100 In Silva, J.M. C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T. & Lins, L.V. (Orgs.) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Cavalcanti, A. D. C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 1210-1212, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/abb/v23n4/v23n4a32.pdf>. Acesso em: 5 de Agost. 2023.

Cavalcanti, M. T., et al. Implications from the use of non-timber forest products on the consumption of wood as a fuel source in human-dominated semiarid landscapes. **Environ Manag** 56:389–401, 2015. doi:10.1007/s00267-015-0510-4

Chapin, F. S.; Autumn, K.; Pugnaire, F. (1993). Evolution of suites of traits in response to environmental stress. **Am. Nat.** 142, S78–S92. doi: 10.1086/285524

Chapin, F. S.; Matson, P. A.; Vitousek, P. M. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. 2° ed. New York, NY: **Springer New York**, 2011.

Chazdon, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: **Biological Sciences** 362: 273-289, 2007

Chazdon, R. **Regeneração de florestas tropicais**. Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais 7, 195–218, 2012. <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v7i3.587>.

Chillo, V. et al. Functional diversity loss with increasing livestock grazing intensity in drylands: the mechanisms and their consequences depend on the taxa. **Journal of Applied Ecology**, 54: 986–996, 2017. DOI: 10.1111/1365-2664.12775

Clark, D. B; Clark, D. A. Variação em escala de paisagem na estrutura florestal e

biomassa em uma floresta tropical. **Para. Eco. Gerenciar.** 137(1–3): 185–198, 2000. [faça:10.1016/S0378-1127\(99\)00327-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00327-8).

Collevatti, R. G. et al. Stability of brazilian seasonally dry forests under climate change: inferences for long-term conservation. **American Journal of Plant Science**, v. 4, p. 792-805, 2013.

Colón, S. M.; Lugo, A. E. Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. **Biotropica**, v. 38, p. 354-364, 2006.

Comas, L. H.; Eissenstat, D. M. Patterns in root trait variation among co-existing North American forest species. **New Phytol.** 182, 919–928, 2009. doi: 10.1111/j.1469-8137.2009.02799.x

Comas L. H. et al. (2013) Root traits contributing to plant productivity under drought. **Front Plant Sci**, 4. doi:10.3389/fpls.2013.00442

Correia, A. C. et al. Severe dry winter affects plant phenology and carbon balance of a cork oak woodland understorey, **Acta Oecologica**, v. 76, p. 1-12, 2016.

Cortes, D. Z. (2012). **An ecological-economic model of the tropical dry forest on the island of Bonaire** Vrije Universiteit Amsterdam. Amsterdam: Institute of Environmental Studies, p. 53.

Cortés-Calderón, S. et al. Ecosystem services supply and interactions along secondary tropical dry forests succession. **Forest Ecology and Management**, 482 (2021) 118858. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118858>

Costa, A. Do herbivores exert top-down effects in Neotropical savannas? Estimates of biomass consumption by leaf-cutter ants. **J Veg Sci** 19:849–8544 Costa, Tânia Lúcia da. Biomassas radiculares e aéreas em comunidades de caatinga. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife, 2013. 77 f

Costa, T. L. et al. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and soil**, v. 378, n. 1-2, p. 113-123, 2014.

Cramb, R. A. Shifting Cultivation and Resource Degradation in Sarawak: Perceptions and policies. RIMA. **Review of Indonesian and Malayan Affairs** 22: 115–149, 1988.

Crispim, S. M. A. et al. **Efeito da queima e herbivoria em áreas de campo cerrado na sub-região de Poconé, MT**. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 4., 2004, Corumbá. Anais. Corumbá, 2004.

Cueva-Ortiz, J. et al. Natural regeneration in the Tumbesian dry forest: Identification of the drivers affecting abundance and diversity. **Sci. Rep.** 10, 1–13, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66743-x>.

Cunningham, A. B. et al. Sustainable trade and management of forest products and services in the COMESA region: an issue paper. Bogor, Indonesia: **Center for International Forestry Research (CIFOR)**, 2008.

Curtis, P. G. et al. Classifying drivers of global forest loss. **Science** 361(6407): 1108-1111, 2018.

Dantas, L. G.; Santos, C. A. C.; Olinda, R. A. Tendências Anuais E Sazonais nos Extremos de temperatura do ar e precipitação e Campina Grande – PB. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 4, 423 - 434, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbmet/v30n4/0102-7786-rbmet-30-04-00423.pdf>. Acesso em: 21 set. 2023.

Delang, C.O.; Li, W. M. 2013. **Ecological Succession on Fallowed Shifting Cultivation Fields**.

Djoudi, H. et al. Dry forests, livelihoods and poverty alleviation: understanding current trends. **International Forestry Review**, v. 17, n. 2, p. 54-69, 2015.

Drumond, M. A. et al. **Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga**. In: Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma caatinga. Documento para discussão no GT Estratégias para o Uso Sustentável. EMBRAPA/CPATSA, UFPE e Conservation International do Brasil, Petrolina. 2000.

Dryflor, K. B. et al. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, n. 6306, p. 1383–1387, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>

Eakin, H. C, Lemos, M. C, Nelson, D. R. Differentiating capacities as a means to sustainable climate change adaptation. **Glob Environ Chang**, 27:1–8, 2014.

Edwards, D. P. et al. Mining and the African environment. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 302-311, 2014.

Erktan, A.; McCormack, M. L.; Roumet, C. Frontiers in root ecology: recent advances and future challenges. **Plant and Soil**, v. 424, n. 1-2, p. 1-9, 2018.

Espeleta, J. F.; Clark, D. A. Multi-scale variation in fine-root biomass in a tropical rain forest: a seven-year study. **Ecological monographs**, [S.l.], v. 77, n.03, p. 377-404, 2007.

Ewell, J. J. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. **Geo-Eco-Trop** 1, 103–117, 1977.

Ewel, J. et al. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. **Ecology**, 62: 816–829, 1981.

Fang, Y.; Xiong, L. General mechanisms of drought response and their application in drought resistance improvement in plants. **Cell. Mol. Life Sci.**, v. 72, n. 4, p. 673-689, 2015

FAO, Global Forest Resources Assessment., 2010. FAO – Technical Report Series, 111).

FAO. The state of Food Security and Nutrition in the World. 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Felker, P. Uses of tree legumes in semiarid regions. **Economic Botany**, 35, 174–186, 1981.

Fernández-Lugo et al. Productivity: Key fator affecting grazing exclusion effects on vegetation and soil. **Plant Ecol.** (2013). 214:641-656. Doi:10.1007/s11258-013-0196-8

Figueirôa, J. M. et al. 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 p. 294–303, 2006.

Finér, L. et al. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. **For. Ecol. Manage.**, 261: 265–277, 2011.

Fleming, G. M, Wunderle Jr, J. M; Ewert, D. N. Diet preferences of goats in a subtropical dry forest and implications for habitat man-agement. **Trop Ecol** 57:279–297, 2016.

Fracetto, F. J. C. et al. Estoques de carbono e nitrogênio no solocultivado com mamona na caatinga. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. [s.l.], v. 36, p. 1545-1552. 2012.

Freire, N. C. F., Silva, J.B.; Moura, D. C. **Mapeamento e Análise Espectro Temporal das Unidades de Conservação de Proteção Integral da administração federal no bioma Caatinga - Parque Nacional do Catimbau**. 2015

Freshet, G. T. et al. Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 5, p. 1182-1196, 2017.

Gaitán, J. J.; Penón, E. A.; Costa, M. C. Distribución de raíces finas de *Eucalyptus globulus* ssp. *Maidenii* y su relación com algumas propriedades del suelo. **Ciência Florestal**, 15(1):33-41, 2005.

Gariglio, M. A.; Barcellos, N. D. E. **Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na Caatinga – estudo de caso na Paraíba e Pernambuco**. In: Gariglio, M. A.; Sampaio, E. D. S.; Cestaro, L. A.; Kageyama, P. Y. *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga*. Brasília, DF: Serviço Florestal, p. 115-127, 2010.

Gibson, N.; Kikpatrick, J. B. Efeitos da cessação do pastoreio nas pastagens e florestas gramíneas do Planalto Central, tasmânia. **Australian Journal of Botany** 37 (1), 55-63, 1989.

Gomes, F. M. R. Avaliação da evolução da vegetação nos telhados verdes da ETAR de Alcântara-contribuição para promover a conectividade ecológica em meio urbano. Relatório de Estágio-Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, 2022. 68f.

Gonçalves, J. L. M.; Mello, S. L. M. **O sistema radicular das árvores**. In: Gonçalves, J. L. M.; Benedetti, V. (Eds.) *Nutrição e fertilização florestal*. Piracicaba: IPEF, p. 221-267, 2000.

González-Pech P.G. et al. Feeding behavior of sheep and goats in a deciduous tropical forest during the dry season: the same menu consumed differently. **Small Rumin Res** 133:128–134, 2015.

<https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2015.08.020>

Goslen, S.N., Arnell, N. W. A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. **Clim. Change**, 134, 371–385, 2016.

Gherardi L. A; Sala O. E. Effect of interannual precipitation variability on dryland productivity: a global synthesis. **Global Change Biology**, 25: 269–276, 2019.

Guerreiro, M. J. S. et al. (2013). Long-term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **Int. J. Climatol.** 33. <https://doi.org/10.1002/joc.3645>

Guimarães, S. O. et al. Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 31, n.3, p. 337-365, 2016.

Hara, N. Coexistence of multiple ethnic groups practicing different slash-and-burn cultivation systems adapted to field conditions in miombo woodlands in northwestern Zambia. **Tropics**. 28, 75–89, 2020.

Hasnat, G. N. T.; Hossain, M. K. (2019) **Visão global das florestas tropicais secas**. Em Bhadouria, R (ed.), Manual de Pesquisa sobre Conservação e Restauração de Florestas Tropicais Secas. Hershey, PA: IGI Global, pp. Google Scholar

Hauser, S.; Norgrove, L. Slash-and-Burn Agriculture, Effects of. **Encyclopedia of Biodiversity**: Second Edition 6: 551–562, 2013.

Hebert, D. A.; Fownes, J. H. Forest productivity and efficiency of resource use across a chronosequence of tropical montane soils. **Ecosystems**, 2(3), 242–254, 1999. doi: 10.1007/s100219900072

Hirota, M.; Holmgren, M. Global Resilience of Tropical Forest. **Science**, v. 334, n. October, p. 232-235, 2011.

Hobbs, N. T. Modification of ecosystems by ungulates. **The Journal of Wildlife Management**, p. 695-713, 1996.

Holsinger, L. et al. (2019) Climate change likely to reshape vegetation in North America's largest protected areas. **Conservation Science and Practice** 1, e50.

Houghton, R., Byers, B.; Nassikas, A. Um papel das florestas tropicais na estabilização do CO₂ atmosférico. **Nature Clim Change** 5, 1022–1023, 2015. <https://doi.org/10.1038/nclimate2869>

IBGE. **Produção da Pecuária Municipal**. IBGE, Rio de Janeiro, 40, 1-71, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da pecuária municipal**. 2015 Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2015_v43_br.pdf>. Acesso em: nov. 2023.

IPCC. 2007. **Climate Change 2007**: The Physical Science Basis. Contribution of

Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

IPCC, 2014. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilr, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. Maccracken, P.R.

Mastrandrea; L.L. White (Eds.)].: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

Ishaq, M. et al. Subsoil compaction effects on crop in Punjab, Pakistan: II root growth and nutrient uptake of wheat and sorghum. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v. 60, n.3/4, p. 153-161, 2001.

Iversen, C. M. et al. A global Fine-Root Ecology Database to address below-ground challenges in plant ecology. **New Phytologist**, 215, 15–26, 2017.
<https://doi.org/10.1111/nph.14486>

Jääts, L. et al. **Fire cultivation in Estonian cultural landscapes.** The Space of Culture – the Place of Nature in Estonia and Beyond 165–180, 2011.

Jackson R. B. et al. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia** 108:389–411, 1996.

Jackson, R. B.; Mooney, H. A.; Schulz, E. D. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 94, n. 14, p. 7362-7366, 1997.

Jamelli, D. **Área de vida de caprinos domésticos (*Capra hircus*, bovidae) em uma paisagem de caatinga antropizada.** Dissertação. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. PE. 2015.

Janos, D. P.; Scott, J.; Bowman, D. M. J. S. Temporal and spatial variation of fine roots in a northern Australian *Eucalyptus tetrodonta* savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 2, p. 177-188, 2008.

Jaramillo, V. J. Ahedo-Hernández, R.; Kauffman, J. B. Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 19, n. 4, p. 457-464, 2003.

Joffre, R.; Rambal, S. How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangelands. **Ecology** 74: 570–582, 1993.

Johnson, W. L, Eys, V. E J; Fitzhugh, H. A. Sheep and Goats in Tropical and Subtropical Agricultural Systems. **Journal of Animal Science** 63: 1587–1599, 1986. DOI: 10.2527/jas1986.6351587x

Jordan, C. F. Productivity of tropical rain forest ecosystems and the implications for their use as future wood and energy sources. In: GOLLEY, F. B. (Ed.). *Ecosystems of the world*. Amsterdam: Elsevier. Amsterdam, p. 117–136, 1983.

Kauffman, J. et al. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, 176(1–3), 1–12, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00227-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00227-X)

Kavanagh, T.; Kellman, M. Seasonal pattern of fine root proliferation in a tropical dry forest. **Biotropica**, v. 24, n. 2, p. 157-165, 1992.

Kempel, A. et al. Herbivore preference drives plant community composition. **Ecology** 96: 2923–2934, 2015. DOI: 10.1890/14-2125.1

Kenzo, T.; et al. Changes in above and belowground biomass in early successional tropical secondary forests after shifting cultivation in Sarawak, Malaysia. **For Ecol Manag** 260:875–882, 2010

Kerkhoff, A. F.; et al. (2006). Phylogenetic and growth form variation in the scaling of nitrogen and phosphorus in the seed plants. **American Naturalist**, 168, E103-E122. <https://doi.org/10.1086/507879>

Kirk, D. A.; Hébert, K.; Goldsmith, F. B. (2019). Grazing effects on woody and herbaceous plant biodiversity on a limestone mountain in northern Tunisia. **PeerJ** 7. DOI: 10.7717/peerj.7296

Kleinman, P. J. A., Pimentel, D.; Bryant, R.B. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 52: 235–249, 1995

Köhl, M. et al. Changes in forest production, biomass and carbon: results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. **For Ecol Manag** 352:21–34, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.036>

Landsberg, J.; Stol, J.; Muller, W. Telling the sheep (dung) from the goats. **The Rangeland Journal**, 16:122-134, 1994. <https://doi.org/10.1071/RJ9940122>.

Laurance, W. F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012.

Laurance, W. F., Sayer, J.; Cassman, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & Evolution**, 29:107–16, 2014.

Laurance, W. F. et al. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. **Current Biology**, 25, 259–262, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.02.050>

Leal, I.R.; Vicente, A.; Tabarelli, M. (2003). Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: Leal IR, da Silva JM, Tabarelli M (eds) Ecologia e conservação da Caatinga, 1st Ed. **Editores Universitária da UFPE**, Recife, pp 695–715

Leal, I. R. et al. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology** 19:701–706, 2005.

Leal, L. C.; Andersen, A. N.; Leal, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**

174, 173–181, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2740-6>.

Leal, L. C.; Andersen, A. N.; Leal, I. R. Disturbance Winners or Losers? Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Brazilian Caatinga. **Biotropica**, 47(4), 468–474, 2015. doi:10.1111/btp.12230

Lewis, S. L. et al. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 368, n. 1625, 2013. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2012.0295>. Acesso em: 25 out. 2023.

Li, Y. Z. et al. (2022). Response of soil microbial community parameters to plastic film mulch: a meta-analysis. **Geoderma** 418, 115851. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115851>.

Lima, A. B.; Rodal, M. J. N.; Lins e Silva, A. C. B. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, v. 59, n. 4, p. 649–658, 2008.

Lima, T. T. S.; Miranda, I. S.; Vasconcelos, S. S. Effects of water and nutrient availability on fine root growth in Eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 622-630, 2010.

Lima, R. B. C. de. **Efeitos de pastejo e desmatamento sobre a diversidade funcional de comunidades vegetais na região semiárida brasileira**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, 2018. 73 f

Lima, T. R. A. et al. (2018). Lignin composition is related to wylem embolism resistance and leaf life span in trees in a tropical semiarid climate. **New Phytol** 219:1252-1262. <https://doi.org/10.1111/nph.15211>.

Lin, G.; Zeng, D. H. Heterogeneity in decomposition rates and annual litter inputs within fine-root architecture of tree species: implications for forest soil carbon accumulation. **Forest ecology and management**, v. 389, p. 386-394, 2017.

Lira, G. **Identificação de fitofisionomias por índice de vegetação e dados LiDAR**. TCC (Graduação) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Departamento de Engenharia Cartográfica e Agrimensura, 2019. 63 f.

Liu, J. J.; Slick, J. W. F. Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. **Biol. Conserv.** 171, 99-106, 2014. <https://doi.org/10.1016/j>.

Lohback, M. L. L.; Pooter, M.; Martínez-Ramos, and F. Bongers. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, 96:1242-1252, 2015.

Lowder, S. K.; Scoet, J.; Raney, T. The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide. **World Dev**, 87:16–29, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.10.041>

Lukac, M. **Fine Root Turnover**. In: MANCUSO, S. (Ed.). *Measuring roots: an updated approach*. New York: Springer Science & Business Media, 2011. p. 363-373.

- Lukac, M. **Fine Root Turnover**. *Meas. Roots*. 363–373, 2012. [CrossRef]
- Luo, W. et al. (2013). Patterns of plant biomass allocation in temperate grasslands across a 2500-km transect in northern China. *PLoS One*, 8(8), e71749.
- Ma, X. et al. Drought rapidly diminishes the large net CO₂ uptake in 2011 over semi-arid Australia. **Scientific Reports**, 6, 1–9, 2016. doi: 10.1038/srep37747
- Maass, M. et al. Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. **For. Ecol. Manage.** 426, 7–17, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.040>.
- Magandana, T. P. et al. Herbaceous Structure and Biomass Production Response to Rainfall Reduction and Resting Period in the Semi-Arid Grassland Area of South Africa. *Agronomy* 2020, 10, 1807. Doi:10.3390/agronomy10111807
- Makkonen, K.; Helmisaari, H. S. Assessing fine-root biomass and production in a Scots pine stand—comparison of soil core and root ingrowth core methods. **Plant and soil**, v. 210, n. 1, p. 43-50, 1999.
- Malhi, Y. et al. (2014). Tropical forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, 39, 125-159.
- Mapfumo, E.; Chanasyk, D. S.; Naeth, M.A.; Baron, V.S. Forage growth and yield components as influenced by subsurface compaction. **Agronomy Journal**, v.90, n.4, p.805-812, 1998
- Maren, I. E.; Bhattarai, K. R.; Chaudhary, R. P. Forest ecosystem services and biodiversity in contrasting Himalayan forest management systems. **Environmental Conservation**, v. 41, n. 1, p. 73-83, 2013.
- Marengo J. A.; Bernasconi, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Clim Change** 129:103–115, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1310-1>
- Marengo J. A.; Torres, R. R, Alves, L. M. Drought in Northeast Brazil – past, present, and future. **Theor Appl Climatol** 124:1–12, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>
- 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.
- McCormack, et al. A redefinição de raízes finas melhora a compreensão das contribuições subterrâneas para os processos da biosfera terrestre. **Novo Fitol.** 207 (3), 505-518, 2015.
- McLaren, K. P.; McDonald, M. A. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, 183: 61-75, 2003.
- Medeiros, S. S. et al. (2012). **Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro**. Instituto Nacional de Seminário (INSA), Campina.

Meir, P.; Pennington, R. T. Climate change and seasonal dry tropical forests In: Dirzo R, Young H, Mooney H, Ceballos G (eds) *Seasonally dry tropical forests: **ecology and conservation***. Island Press, London, pp 294–315, 2011. ISBN: 9781597267038

Melo, F.P.L. The socio-ecology of the Caatinga: Understanding how natural resource use shapes an ecosystem. **Springer, Cham**, 369–382, 2017. DOI:10.1007/978-3-319-68339-3_14

Menezes, C. E. G. et al. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, v.20, n.3, p.439-452, 2010.

Menezes, R. S. C. et al. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Braz. J. Biol.**, v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v72n3s0/v72n3s0a04.pdf>. Acesso em: 20 de out. 2023.

Menezes, R. S. C. et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

Menezes, A. G. de S. **Efeito da perturbação antrópica, mudanças climáticas e dinâmica de regeneração sobre a biomassa e nutrientes de raízes da caatinga**. Tese(doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós graduação em Biologia vegetal, 2023. Pg. 110.

Metcalf, D. B. et al. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. **Plant and Soil**, v. 311, n. 1-2, p. 189-199, 2008.

Milchunas, D. G. et al. **Livestock Grazing: Animal and Plant Biodiversity of Shortgrass Steppe and the Relationship to Ecosystem Function**. v. 83, n. 1, p. 65–74, 1998.

Miles, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006.

Miranda R. Q. et al. Germinação de *Prosopis juliflora*(Sw) Sementes DC após tratamentos de escarificação. **Biologia de Espécies Vegetais**, 26(2): 186–192, 2011.<https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2011.00324.x>

Mitchard, E. T. A. (2018). The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, 559(7715), 527. doi: 10.1038/s41586-018-0300-2

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite – Monitoramento do bioma Caatinga entre 2002 e 2008**. 2010. Ministério do Meio Ambiente (MMA) & Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatrio_tcnico_caatinga_72.pdf. Acesso: 21 de dez. 2023.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Unidades de Conservação por Bioma**. Brasília 2012. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_dap_cnuc2/_arquivos/uc_por_bioma_cnuc_3_1jan2012_119.pdf. Acesso em: 10 de set. 2023.

Mora, F. et al. Carbon accumulation in neotropical dry secondary forests: The roles of forest age and tree dominance and diversity. **Ecosystems**, 21, 536–550, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0168-2>.

Moro, M. F. et al. **A catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain**: a synthesis of floristic and p. *Phytotaxa* 160:1–118, 2014.

Moro, M. F., et al. (2016). A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Bot. Rev.** <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

Moura, P. M. et al. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 105(1), 25–38, 2016. <https://doi.org/10.1007/S10705-016-9771-4/FIGURES/3>

Mueller, K. E.; et al. Root responses to elevated CO₂, warming and irrigation in a semiarid grassland: integrating biomass, length and life span in a 5-year field experiment. **Journal of Ecology** 106: 2176–2189, 2018.

Murphy, P. G.; Lugo, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 17, n. 1, p. 67-88, 1986.

Murphy, P. G.; Lugo, A. E. Dry forests of the tropics and subtropics: Guánica Forest in context. **Acta Científica** 4:15-24, 1990.

Murray-Tortarolo, G. N.; Jaramillo, V. J. The impact of extreme weather events on livestock populations: the case of the 2011 drought in Mexico. **Clim. Change** 153, 79–89, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02373-1>

Mwilawa, A. J., Komwihangilo, D. M., Kusekwa, M. L. Conservation of forage resources for increasing livestock production in traditional forage reserves in Tanzania. **Afr. J. Ecol.** 46, 85–89, 2008. doi:10.1111/j.1365-2028.2008.00934.x

Naime, J. et al. (2020). Economic valuation of ecosystem services from secondary tropical forests: trade-offs and implications for policy making. **For. Ecol. Manage.** 473, 118294. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118294>.

Nascimento, C. E. D. S. et al. (2020) Seed germination and early seedling survival of the invasive species *Prosopis juliflora* (Fabaceae) depend on habitat and seed dispersal mode in the Caatinga dry forest. **PeerJ** 8, e9607.

Neves, D. M. et al. Environmental and historical controls of floristic composition across the South American Dry Diagonal. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 8, p. 1566-1576, 2015.

Nobre, C. A. et al. **Mudanças Climáticas e Possíveis Alterações para os Biomas da América do Sul**. 2. ed. Brasília, DF: MMA-SBioF, 2007.

Nobre, C. A. et al. **Base científica das mudanças climáticas**. [s.l.] COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. v. 1

Nori, M. 2007. **Mobile livelihoods, patchy resources & shifting rights:**

approaching pastoral territories. International Land Coalition: Rome

Nyarko, I. et al. Socio-economic analysis of wood charcoal production as a significant output of forest bioeconomy in Africa. **Forests**, 12, 56, 2021.

Oliveira, E. V. S. et al. Caracterização e atributos da vegetação herbácea em um fragmento de Caatinga no Estado de Sergipe, Brasil. **Hoehnea**, v. 45, n. 2, p. 159-172, 2018.

Oliveira Filho, J. D. S. et al. Assessing the effects of 17 years of grazing exclusion in degraded semi-arid soils: Evaluation of soil fertility, nutrients pools and stoichiometry. **J. Arid Environ.** 166, 1–10, 2019. doi:10.1016/j.jaridenv.2019.03.006.

Orians, G. H., Dirzo, R.; Cushman, J. H. **Impact of biodiversity on tropical forest ecosystem processes**. In Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective, 563 213–144, 1996. John Wiley and Sons Ltd.

Osakabe, Y.; Shinozaki, K.; Tran, L. S. P. Response of plants to water stress. **Frontiers in plant Science**, v. 5, p. 86, 2014.

Pan, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, 333:988–993, 2011. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

Pande, P. K. Biomass and productivity in some disturbed tropical dry deciduous teak forests of Satpura plateau, Madhya Pradesh. **Trop Ecol.**, 46:229–239, 2005.

Pardos, A. J. **El carbono em los ecosistemas terrestres**. Em: INIA (ed) Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. Madrid, 2010, 254p.

Parente, H. N.; Parente, M. O. M. Impacto do pastejo no ecossistema caatinga. Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR, **Umuarama**, v.13, n.2, p. 115-120, 2010.

Parry, L.; Barlow, J.; Peres, C. A. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 5, p. 1270-1280, 2009.

Peel, M. C, Finlayson, B. L; McMahon, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydro Earth Syst Sci** 11:1633–44, 2007.

Pereira Júnior, L. R. et al. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 47, n. 1, p. 32-40, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>

Pessoa, L. M. et al. Levantamento da flora herbácea em um trecho de caatinga RPPN Maurício Dantas, Betânia Floresta, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia** 18: 27-53, 2004.

Phillips, O. L. et al. Sensibilidade à Seca na Floresta Amazônica. **Ciência** 323, 1344–1347, 2009.

Pinheiro, E. A. R.; Costa, C. A. G.; De Araújo, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, [S.l.], v. 89, p. 1-4, 2013.

Pinheiro, E. A. R.; van Lier, Q. De. J.; Bezerra, A. H. f. Hydrology of a Water-Limited Forest under Climate Change Scenarios: The Case of the Caatinga Biome, Brazil. **Forests**, 2017, 8, 62; doi:10.3390/f8030062

Pinto, A, S. et al. Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. **Neotropical Biology and Conservation** 15(4): 503–520, 2020. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e57403>

Poorter, M. T. et al. Water deficit affects photosynthetic induction in *Bauhinia forficata* Link (Fabaceae) and *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Rutaceae) growing in understory and gap conditions. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 18, n. 4, p. 491-512, 2006.

Poorter, H. et al. Biomass allocation to leaves, stems and roots: metaanalyses of interpecific variation and environmental control. **New Phytol** 193:30-50, 2012. Doi:10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x

Poorter, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, p. 211–214, 2016. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature16512>. Acesso em: 10 de outubro 2023.

Poorter, L. et al. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nat. Ecol. Evol.** 3, 928–934, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0882-6>.

Portillo-Quintero, C. et al. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. **Regional Environmental Change**, v. 15, n. 6, p. 1039-1049, 2015.

Powers, J. S.; Pérez-Aviles, D. Edaphic Factors are a More Important Control on Surface Fine Roots than Stand Age in Secondary Tropical Dry Forests. **Biotropica**, 45(1), 1–9, 2013. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.2012.00881.X>

Queiroz, L. P. et al. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: Caatinga. **Springer, Cham**, p. 23-63, 2017.

Quesada, M. et al. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1014–1024, 2009.

Quijas, S. et al. (2019). Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. **Ecosystem Services**, 36, 100909. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2019.100909>

Ramaswami, G.; Sukumar, R. Woody plant seedling distribution under invasive *Lantana camara* thickets in a dry-forest plot Mudumalai, southern India. **Journal of Tropical Ecology** 27, 365–373, 2011.

Ramos, M. A. et al. Can wood quality justify local preferences for firewood in an area of caatinga (dryland) vegetation?. **Biomass and Bioenergy** 32: 503-509, 2008.

Reid, W. V. et al. (2005). **Ecosystems and Human Well-being**. Millennium

Ecosystem Assessment. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>

Reid, R. S; Galvin, K. A.; Kruska, R. S. Global significance of extensive grazing lands and pastoral societies: An introduction. In: Reid RS, Galvin KA, Kuska RS (eds) *Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes: Consequences for Human and Natural Systems*, **Springer**, Berlin, pp. 1–24, 2008.

Reis, A. M. S. et al. Inter-annual variations in the floristic and population structure of an herbaceous community of “caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, p. 497-508, 2006.

Ribeiro, D. A. et al. Prioridade de conservação para espécies medicinais lenhosas em uma área de caatinga, Assaré, Ceará, Brasil. **Cadernos de Cultura e Ciência**, v. 12, n. 1, p. 46-57, 2013.

Ribeiro, E. M. S., et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, 52(3), 611–620, 2015. doi: 10.1111/13652664.12420.

Ribeiro, E. M. S. et al. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, 97, 1583–1592, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>

Ribeiro, E. M. et al. Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. **J. Ecol.** 107. 2291-2302, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13177>.

Ribeiro Filho, J. C. et al. Carbon stock of the herbaceous layer under diferente plant cover in fragments of Caatinga. **Revista Ciência Agronômica**, v. 52, n. 1, e20196916, 2020.

Ribeiro-Neto, J. D. et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 943–956, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>

Richard, T.; Forman, T.; Deblinger, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 36-46, 2000.

Rito, K. F., V. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**:1–11, 2016.

Rito, K. F. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, 105: 828–838, 2017.

Rizzo, R. et al. Mudanças no uso da terra no sudeste da Amazônia e tendências nas chuvas e produção de água do Rio Xingu durante 1976-2015. **Clim. Chang.** 162, 1419-1436, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02736-z>.

Rudel, T. K. (2013) The national determinants of deforestation in sub-Saharan Africa. **Philosophical Transactions of Royal Society B** 368, 20120405.

Ryan, C. M. et al. (2016) Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. **Philosophical Transactions of Royal Society B** 371, 20150312.

Sagar, R.; Raghubanshi, A. S.; Singh, J. S. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. **For Ecol Manag** 186:61–71, 2003. doi:10.1016/S0378-1127(03)00235-4

Sagar, R.; Singh, J. S. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous forest of northern India. **Environmental Conservation** 31, 55–62, 2004.

Sala, O. E. et al. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, [s. l.], v. 1770, n. 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Salcedo, I. H.; Sampaio, E. V. S. B. **Matéria orgânica do solo no bioma caatinga**. In G.A. Santos, L.S. Silva, L.P. Canellas, F.A.O. Camargo (Eds.), Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Metrópole. p. 419-441, 2008.

Sampaio, E. V. S. **Overview of the Brazilian caatinga**. In: Bullock, S; Mooney, H.A.; Medina, E. (Eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, p. 35-58, 1995.

Sampaio, E. V. S. B.; Rodal, M.J. **Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga: Fitofisionomias da Caatinga**. Petrolina: 2000.

Sampaio, E. V. S. B.; Silva, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botânica Brasileira** [s.l.], n. 19, v. 4, p. 935-943. 2005.

Sanchez-Azofeifa, A. et al. (2014). Tropical dry forests in the Americas: **ecology, conservation and management**. CRC Press, USA, p 538. ISBN: 978146651200

Santiago, L. S. et al. Drought survival strategies of tropical trees. In: Tropical tree physiology. **Springer, Cham**, p. 243-258, 2016.

Santos, J. M. F. F. et al. Dinâmica de duas populações herbáceas de uma área de caatinga, Pernambuco, Brasil. **Revista de Geografia** 26: 142-160, 2009.

Santos, D. J. **Área de vida de caprinos domésticos (Capra hircus, Bovidae) em uma paisagem de caatinga antropizada**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Vegetal, Recife, 2015. 63 f.

Santos, P. S. et al. Diferenças sazonais no aporte de serapilheira em uma área de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 4, p. 94-101, 2011.

Savadogo, P. et al. **Herbaceous species responses to long-term effects of prescribed fire, grazing and selective tree cutting in the savanna-woodlands of West Africa**. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 10 179–195, 2008. doi:10.1016/j.ppees.2008.03.002

Sayer, E. J.; Tanner, E.V.J.; Cheesman, A. W. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. **Plant and Soil**, 281, 5–13, 2006.
doi:10.1007/s11104-005-6334-x

Scalon, S. De P. Q. et al. Water stress in metabolism and initial growth of mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) Seedlings. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 655-662, 2011.

Schenk, H. J.; Jackson, R. B. Rooting depths, lateral spreads, and below ground/above-ground allometries of plants in waterlimited ecosystems. **J. Ecol.** 90, 480–494, 2002.

Schenk, H. J.; Jackson, R. B. Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. **Geoderma** 126, 129–140, 2005.
doi:10.1016/j.geoderma.2004.11.018.

Schmerbeck, J.; Fiener, P. Wildfires, ecosystem services, and biodiversity in tropical dry forest in India. **Environmental Management**, 56, 355–372, 2015.

Schroth, G. et al. **Root research methods for humid tropical agro-forestry systems—a management perspective**. In Workshop sobre Sistema Radicular: Metodologias e Estudos de Casos. Anais. Aracajú (pp. 255-268), 1999.

Schulz, K. et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, 367, 62–70, 2016.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>

Schulz, K. et al. Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change**, 18:1969–1981, 2018.
<https://doi.org/10.1007/s10113-018-1303-0>

Sfair, J. C. et al. (2018). Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, 13(2).
doi:10.1088/1748-9326/aa9f5e

Shankar, U. et al. Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 4. impact on floristic diversity and population structure in a thorn scrub forest. **Economic Botany**, v. 52, n. 3, p. 302-315, 1998.

Silva, V. R.; Reichert, M. J.; Reinert, J. D. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetado pelo pastejo e manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, n. 1, p.191-199, 2000.

Silva, B. L. R. da. **Estrutura e composição florística de herbáceas em diferentes estádios sucessionais de caatinga**. Dissertação (Mestrado em botânica) - Universidade Federal de Pernambuco. 2011. 78 f

Silva, D. J. V. da. **Impacto do forrageio de ovinos e caprinos sobre a comunidade de plantas regenerantes em florestas secas**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Recife, 2015. 58 f.

Silva, B. L. R. **Estrutura e composição florística de herbáceas em diferentes**

estádios sucessionais de Caatinga. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências. 2015. 78 f.

Silva, J. M. C. da. et al. (2017). A Caatinga: entendendo os desafios, em: Caatinga. **Springer**, pp. 10.1007/978-3-319-68339-3_1.

Silva, F. T. da. **Análise fitossociológica e florística do bioma caatinga no município de Aparecida - PB.** Dissertação de mestrado (Mestrado em Sistemas Agroindustriais) - Universidade Federal de Campina Grande, Pombal. 2018. 61 f

Silva, A. G. R. da. **Dinâmica na produção de biomassa radicular em anos secos, em Floresta Tropical Seca, Caatinga.** Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia, Fortaleza, 2019. 48 f.

Silva, J. L. S. et al. (2019). Climate change Will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. **PLoS one**, 14e0217028, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0217028>.

Silva, A. B. **Efeitos da agricultura de corte-e-queima sobre a regeneração da caatinga.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2021. 79 f

Singh, G. et al. Soil erosion rates in India. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 47, p. 97–99, 1992.

Singh, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environ. Conserv.** 25: p. 1–2, 1998.

Siqueira, F. F. da S. **Influência de perturbações antrópicas crônicas sobre as interações entre plantas e formigas cortadeiras na caatinga.** Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Vegetal, 2017. 125 f.

Smilthwick, E. A. H. et al. Improving the representation of roots in terrestrial models. **Ecological Modelling**, v. 291, p. 193-204, 2014.

Specht, M. J. et al. Burning biodiversity: fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. **Glob. Ecol. Conserv.** 3: 200–209, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.002>

Souza, M. J. N. De et al. Condições geoambientais do semiárido brasileiro. **Ciência & Trópico**, [s.l.] v. 20, 1992.

Souza, D. G. et al. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, 435, 57–

65, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>

Souza, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [s.l.] v. 12, n. 17, p. 2735, jan. 2020b.

Stamp, N. **Out of the quagmire of lant defense hypotheses**. The quarterly review of biology, v. 78, n. 1, p. 23–55, 2003.

St. George, S. 2014. An overview of tree-ring width records across the Northern Hemisphere. **Quaternary Science Reviews** 95: 132-150.

Sulaiman, C. et al. Wood fuel consumption, institutional quality, and forest degradation in sub-Saharan Africa: Evidence from a dynamic panel framework. **Ecological Indicators**, 74, 414–419, 2017.

Sunderland, T. et al. Global dry forests: a prologue. **International Forestry Review**, 17: 1–9, 2015.

Szyja, M. et al. Neglected but Potent Dry Forest Players: Ecological Role and Ecosystem Service Provision of Biological Soil Crusts in the Human-Modified Caatinga. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 0, p. 482, 17 dez. 2019.

Tabarelli, M. et al. The Future of the Caatinga. In: Caatinga. Cham: **Springer International Publishing**, p. 461–474, 2017.

Tabarelli, M.; Filgueiras, B. K. C. Tropical dry forests. (2023). **Elsevier**, Encyclopedia of Biodiversity 3rd edition. doi:10.1016/B978-0-12-822562-2.00090-6

Taques, A. C. F da S. **Classificação da biomassa radicular e monitoramento da serapilheira em áreas do Pantanal e cerrado mato-grossense períodos secos e chuvosos**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Ensino de stricto sensu, em Ciências Ambientais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. Universidade de Cuiabá - UNIC, 2020. 70 p.

Tauro, A. et al. (2018). Unraveling heterogeneity in the importance of ecosystem services: individual views of smallholders. **E&S**, 23. <https://doi.org/10.5751/ES-10457-230411>.

Trilleras, J. M. et al. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. **Agric. Ecosyst. Environ.** 211, 133–144, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.011>.

Tsuik, M. et al. Análise da Vegetação de Pastagem da Estepe Sudoeste de Heilongjiang (China) Usando a Lei de Potência. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2005.00121.x>

Turner, M. G. Perturbação e dinâmica da paisagem em um mundo em mudança. **Ecologia**, 9(10): 2833–2849, 2010. [faça:10.1890/10-0097.1](https://doi.org/10.1890/10-0097.1).

Valverde-Barrantes, O. J. A wordview of root trait: The influence of ancestry growth form, climate and mycorrhizal association on the functional trait variation of fine-root tissues in seed plants. **New Phytologist**, 215, 1562-1573, 2017. <https://doi.org/10.1111/nph.14571>.

Van Lent, J. et al. Defoliation effects on seed dispersal and seedling recruitment in a tropical rain forest understory palm. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 3, p. 709-720, 2014.

Vargas, R.; Allen, M. F.; Allen, E. B. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. **Glob Chang Biol**, 14:109–124, 2008.

Velloso, A. L., Sampaio, E. V. S. B.; Pareyn, F.G.C. **Ecorregiões Caatinga** 2001. 1: 75, 2002.

Ventura, D. J.; Santos, B. A. Impacto de caprinos e ovinos sobre a comunidade de plantas regenerantes na caatinga. **Gaia Scientia**, v. 14(2): 127-141, 2020.

Vergles, E. H. D. et al. Dry Forests, livelihoods and poverty alleviation: Understanding current trends. **Int For Rev**, 17:54–69, 2015.

Vieira, G. et al. Teores de carbono em espécies vegetais da caatinga e do cerrado. Revista Acadêmica: **Ciências Agrárias e Ambientais**, v.7, n.2, p.145-155, 2009.

Vieira, L. de A. F. **Dinâmica da comunidade herbácea em uma área de caatinga no Cariri paraibano**. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2014. 39 p.

Vieira, L. de A. **Comunidade de plantas herbáceas em um gradiente de precipitação e perturbação antrópica crônica na Caatinga**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Vegetal. 2017. 56 f.

Vitousek, P. M.; Sanford, R. L. (1986). Nutrient Cycling in Moist Tropical. In Source: **Annual Review of Ecology and Systematics** (Vol. 17). <https://www-jstor.org.ez16.periodicos.capes.gov.br/stable/pdf/2096992.pdf>

Waeber, P. et al. Dry forests in Madagascar: neglected and under pressure. **International Forestry Review** Vol. 17 (S2), 2015 127. <https://doi.org/10.1505/146554815815834822>

Wang, Y.; Jia, B.; Xie, Z. The Effects of Dynamic Root Distribution on Land-Atmosphere Carbon and Water Fluxes in the Community Earth System Model (CESM1. 2.0). **Forests**, v. 9, n. 4, p. 172, 2018.

Wang, X. et al. Recent rising temperatures drive younger and southern Korean pine growth decline. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1105–1116, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.393>

Wang, P.; Huang, K.; Hu, S. Distinct fine-root responses to precipitation changes in herbaceous and woody plants: a meta-analysis. **New Phytologist**, 225: 1491–1499, 2020. doi: 10.1111/nph.16266

Wang, J. et al. 2022. Effects of diferente intensities of long-term grazing on plant diversity, biomass and carbon stock in alpine shrubland on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Peer J* 10:e12771. <http://doi.org/10.77/peerj.12771>

Wiegmann, S.M.; Waller, D. M. Fifty years of change in northern upland forest understories: Identity and traits of “winner” and “loser” plant species. **Biol Conserv** 129:109–123, 2006.

Wilson, J. B. A. Review of evidence on the control of shoot: root ratio, in relation to models. **Ann Bot**, 61: 433–449, 1988.

Witschoreck, R; Schumacher, M. V.; Caldeira, M. V. W. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em *Eucalyptusurophylla* S.T. Blake no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, v.27, n.2, p. 177-183,2003.

Wolf, K. et al. (2011). Nitrogen availability links forest productivity, soil nitrous oxide and nitric oxide fluxes of a tropical montane forest in southern Ecuador. **Global Biogeochemical Cycles**, 25(4). doi: 10.1029/2010GB003876

Woollen, E. et al. (2016). Charcoal production in the Mopane woodlands of Mozambique: what are the trade-offs with other ecosystem services? **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 371. DOI:<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0315>.

Xia, M. X., Guo, D. L.; Pregitzer, K. S. Ephemeral root modules in *Fraxinumandshurica*. **New Phytol.** 188, 1065–1074, 2010. doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03423.

Xu, Z.; Zhou, G.; Shimizu, H. **Plant responses to drought and rewatering**. *Plant signaling & behaviour*, v. 5, n.6, p. 649-654, 2010.

Yuan, Z. Y., Chen, H. Y. H. Fine root biomass, production, turnover rates, and nutrient contents in boreal forest ecosystems in relation to species, climate, fertility, and stand age: Literature review and meta-analyses. *Crit. Rev. Plant Sci.*, 29: 204–221, 2010.

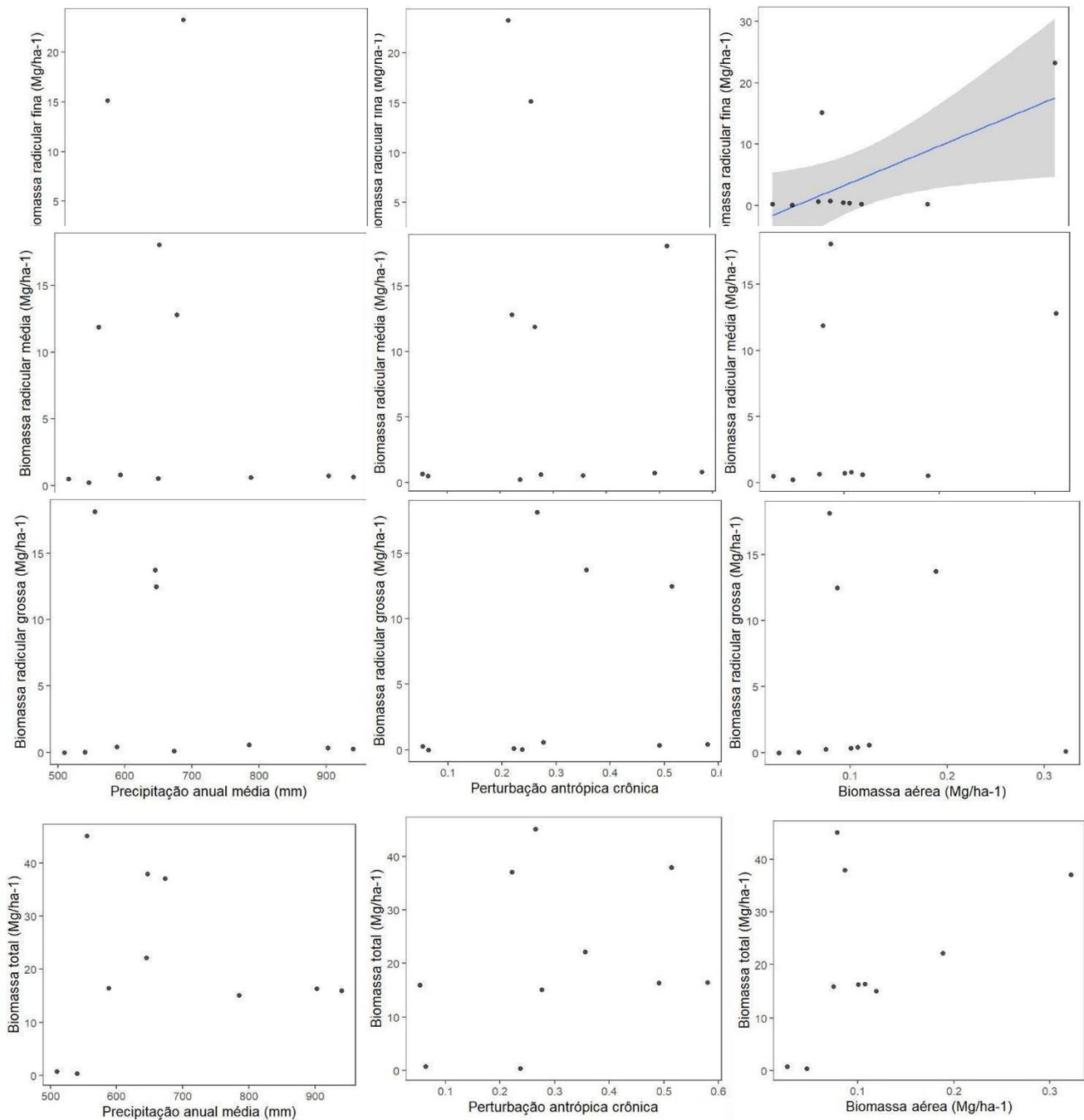
Zeng, W. et al. Effects of tree species richness on fine root production varied with stand density and soil nutrients in subtropical forests. **Science of the Total Environment**, 733: 139344, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139344>

Zhang, X.; Wang, W. The decomposition of fine and coarse roots: their global patterns and controlling factors. **Scientific reports**, v. 5, n. 9940, 2015.

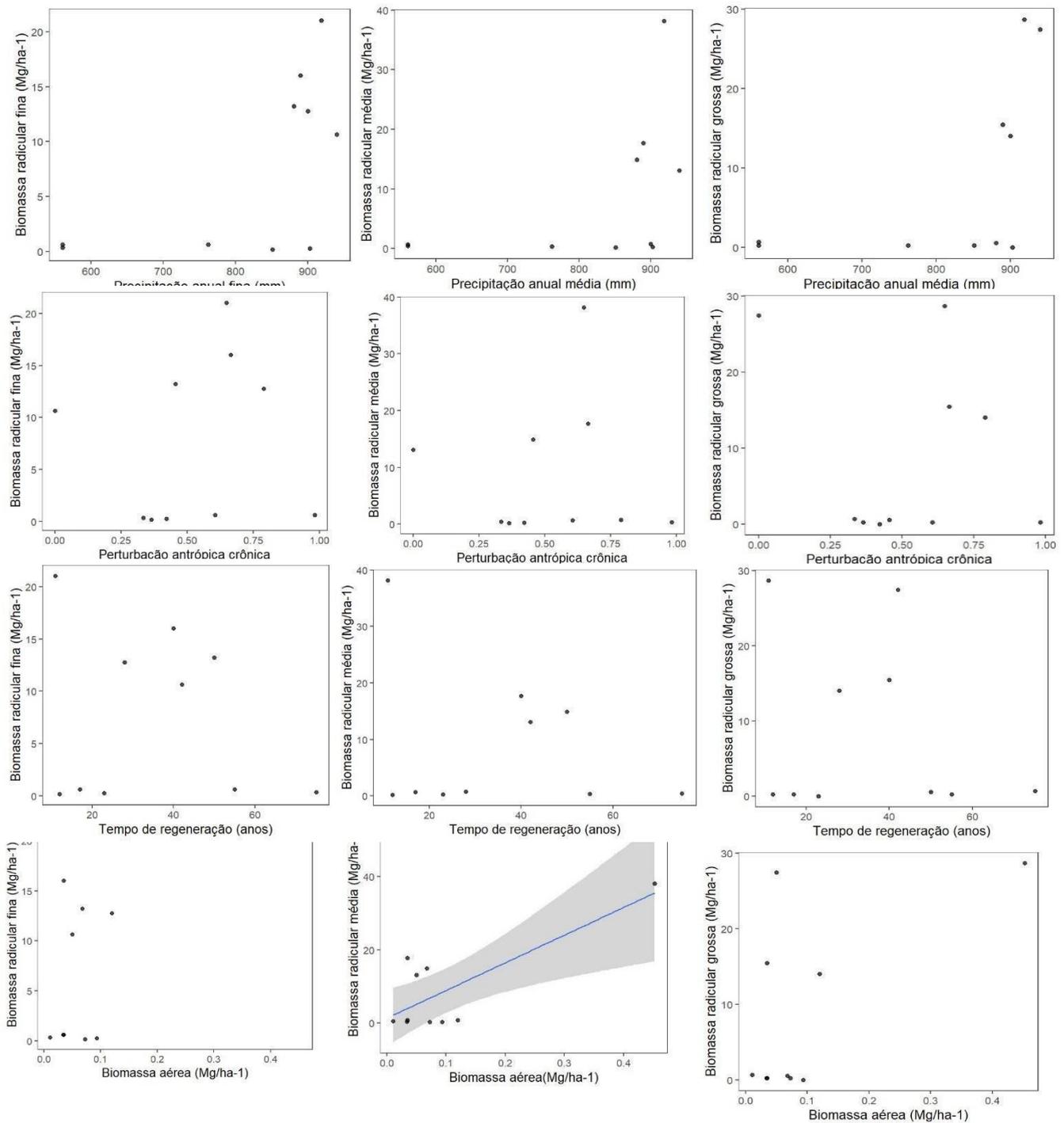
Zhou, M. et al. The response of root traits to precipitation change of herbaceous species in temperate steppes. **Funct Ecol.** 33:2030–2041, 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13420>.

Ziegler, A. D. et al. Environmental consequences of the demise in swidden agriculture in Montane Mainland, SE Asia: hydrology and geomorphology. **Human Ecology**, 37: 361–373, 2009.

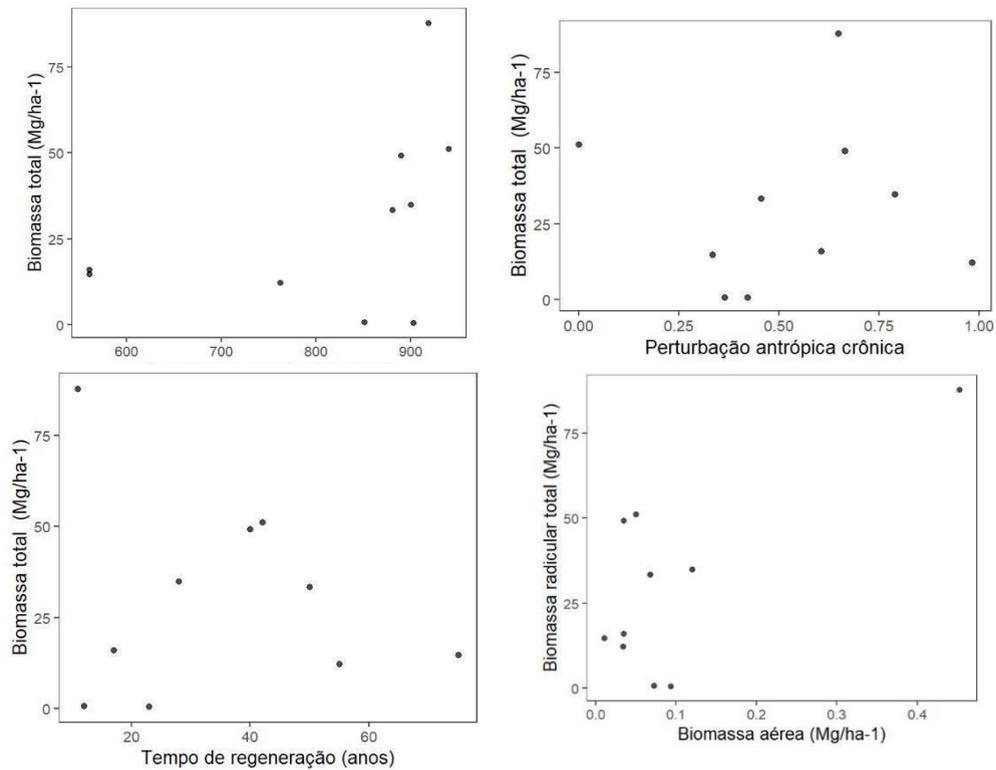
APÊNDICE A – Efeitos da precipitação média anual, perturbação antrópica crônica por pastejo extensivo e da biomassa aérea de plantas herbáceas sobre as classes de raízes e biomassa total, nas áreas maduras do Parque Nacional do Catimbau, Município de Buíque, Pernambuco.



APÊNDICE B- Efeitos da precipitação média anual, perturbação antrópica crônica por pastejo extensivo, da dinâmica de regeneração florestal e da biomassa aérea de plantas herbáceas sobre as classes de raízes, nas áreas de regeneração florestal natural do Parque Nacional do Catimbau, Município de Buíque, Pernambuco.



APÊNDICE C- Ausência do efeito da precipitação média anual, perturbação antrópica crônica, dinâmica de regeneração florestal e biomassa aérea das plantas herbáceas sobre a biomassa radicular total nas áreas de regeneração florestal natural no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.



APÊNDICE D- Ausência de diferença significativa entre a biomassa radicular das áreas florestais maduras (P) e áreas florestais em regeneração natural (R), no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco.

