

# Ecologia e conservação da Caatinga

CURSO DE CAMPO 2022

Adrielle Leal

David José dos Santos

Ligia de Almeida Fernandes Vieira

Renato Soares Vanderlei

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Marcelo Tabarelli

Inara R. Leal

[ORG.]



Editora  
UFPE



# Ecologia e conservação da Caatinga

CURSO DE CAMPO 2022

Adrielle Leal

David José dos Santos

Ligia de Almeida Fernandes Vieira

Renato Soares Vanderlei

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Marcelo Tabarelli

Inara R. Leal

[ORG.]



RECIFE  
2025

## Universidade Federal de Pernambuco

Reitor: Alfredo Macedo Gomes

Vice-Reitor: Moacyr Cunha de Araújo Filho

EDITORA ASSOCIADA À



## Editora UFPE

Diretor: Junot Cornélio Matos

Vice-Diretor: Diogo Cesar Fernandes

Editor: Artur Almeida de Ataíde

## Conselho Editorial (Coned)

Alex Sandro Gomes (C1n)

Carlos Newton Júnior (CAC)

Katharine Raquel Pereira dos Santos (CAV)

Marília de Azambuja Ribeiro Machel (CFCH)

Raylane Andreza Dias Navarro Barreto (CE)

## Editoração

Revisão de texto: Uini Lithière Nascimento Cabral

Projeto gráfico: Pedro Henrique Gomes

## Catálogo na fonte

Bibliotecária Kalina Ligia França da Silva, CRB4-1408

---

E19 Ecologia e conservação da Caatinga [recurso eletrônico] : curso de campo 2022 / organizadores : Adrielle Leal... [et al.]. – Recife : Ed. UFPE, 2025.

1 recurso online (356p. : il. color.)

Vários autores.

Inclui referências.

ISBN (online) 978-65-5962-318-1

1. Ecologia – Brasil, Nordeste. 2. Caatinga – Conservação – Brasil, Nordeste. 3. Diversidade biológica – Conservação – Brasil, Nordeste. I. Leal, Adrielle (Org.). II. Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga.

---

577.5409813

CDD (23.ed.)

UFPE (BC2025-024)

Esta obra está licenciada sob uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.



## Agradecimentos

A viabilidade desta obra é resultado da cooperação de várias entidades que, de forma integrada, facilitaram o desenvolvimento de profissionais altamente qualificados e a divulgação dos resultados provenientes do interesse de variados pesquisadores.

Primeiramente, gostaríamos de agradecer à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), que desempenhou um papel central na realização do XIII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, assim como na produção e publicação dos resultados advindos do curso. Especialmente, agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) o apoio financeiro e técnico em diversas fases do curso. Agradecemos também aos professores que aceitaram o convite para integrar a equipe: Aldrin Martin Perez Marin, Fernanda Maria Pereira de Oliveira, Helder Farias Pereira de Araújo e Rodrigo Felipe Rodrigues do Carmo.

Adicionalmente, agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), representada pelo Programa de Apoio a Eventos no País (PAEP processo nº 88887.682027-2022-00), à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (Facepe), representada pelo Programa de Excelência (PRONEX nº APQ-0138-2.05/14), e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), representado pelo Programa Ecológico de Longa Duração (PELD, processo nº 40377020122), os recursos

concedidos para a alimentação e a hospedagem dos estudantes, monitores e professores envolvidos no curso, os quais são essenciais para que o curso continue sendo oferecido sem nenhum custo para os participantes.

Expressamos nossa gratidão ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela autorização e pelo apoio logístico durante o curso e nas pesquisas realizadas no Parque Nacional do Catimbau. Por fim, agradecemos aos revisores externos, cuja análise crítica de todos os capítulos resultou em sugestões valiosas que contribuíram para aprimorar este livro.

# Sumário

Prefácio 10

## PARTE 1 | RELATÓRIOS DOS PROJETOS ORIENTADOS

- 1 Efeito da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (Poaceae) na diversidade de plantas herbáceas na Caatinga 13
- 2 Efeitos do tipo de agricultura sobre a qualidade do solo da Caatinga 24
- 3 Quanto mais, melhor? Efeito da disponibilidade de recursos florais sobre a riqueza e frequência de visitantes florais na Caatinga 36
- 4 Efeito da herbivoria foliar em atributos florais de *Senna occidentalis* (L.) Link (Fabaceae) em área de floresta seca de Caatinga 47
- 5 Efeito da intensidade do uso do solo sobre atributos ecofisiológicos em uma espécie vegetal abundante na Caatinga 56
- 6 Invasão biológica como um agente modulador da relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico na Caatinga 67
- 7 A retenção de água no solo em áreas de corte-e-queima na caatinga é influenciada pela cobertura do solo e altura da vegetação? 79
- 8 Diferentes usos do solo reduzem a matéria orgânica em área de Caatinga no Nordeste do Brasil 90

## PARTE 2 | RELATÓRIOS DOS PROJETOS LIVRES

- 9 *Trade-off* entre atributos funcionais foliares de *Cnidocolus neglectus* Pohl sob diferentes áreas de sombreamento em uma floresta seca **103**
- 10 Efeito da umidade do solo sobre a dominância de uma planta exótica invasora (*Megathyrsus maximus* (JACQ.) B. K. DIMON & S. W. L. JACOBS) em uma floresta seca de Caatinga no Nordeste do Brasil **115**
- 11 Efeito do uso do solo sobre a biocrosta em solos da Caatinga **125**
- 12 Relação entre a densidade de folhas na copa e fotossíntese corticular em *Commiphora leptophloeos* (MART.) J. B. GILLET (Burseraceae) **133**

## PARTE 3 | RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS

- 13 Influência da cobertura de dossel sobre o índice de herbivoria foliar em *Peltogyne pauciflora* Benth. (Fabaceae) **143**
- 14 Luz do sol para o lanche: efeitos da exposição ao sol na capacidade fotossintética e atributos reprodutivos de *Cereus jamacaru* DC na Caatinga **155**
- 15 Assimetria flutuante e herbivoria foliar em áreas de Caatinga com diferentes níveis de perturbação antrópica **170**
- 16 Riqueza de formigas (Formicidae) não responde a um gradiente de perturbação antrópica crônica em área de Caatinga **180**
- 17 Avaliação da montagem de comunidades após curtos períodos de regeneração na Caatinga: um estudo de caso **189**
- 18 Influência de danos florais na polinização de *Senna rizzinii* H. S. Irwin & Barneby (Fabaceae) **201**
- 19 Agricultura de corte-e-queima aumenta o volume de néctar extrafloral de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R. W. Jobson (Fabaceae) em uma floresta seca do Brasil **208**
- 20 O efeito da regeneração na relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico do estrato herbáceo da Caatinga **218**

- 21 Perturbações antrópicas impactam interações entre plantas e animais em florestas secas? **232**
- 22 Efeitos da perturbação por corte e queima na abundância e riqueza de plantas com nectários extraflorais na Caatinga **241**
- 23 Estratégias ecofisiológicas adotadas por *Cnidoscolus neglectus* Pohl frente à diferentes condições de substrato em floresta seca **253**
- 24 Florivoria é proporcional ao tamanho do display floral (quantidade de flores e botões) em *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H. S. Irwin & Barneby **265**
- 25 Bromélias servem de micro-habitats para invertebrados? **277**
- 26 Efeito da perturbação antrópica sobre comunidades de besouros (Insecta: Coleoptera) na Caatinga **286**
- 27 Relação neutra da abundância de aranhas *Peucetia flava* (Oxyopidae) com a herbivoria e o sucesso reprodutivo de *Cnidoscolus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae) **295**
- 28 Cupins arborícolas influenciam em atributos funcionais de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R. W. Jobson em floresta seca? **307**
- 29 Impacto do pastejo caprino no estrato vertical e horizontal da vegetação em uma área de Caatinga **319**
- 30 Influência do pastoreio caprino na quantidade de tricomas de *Cnidoscolus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae) em uma floresta seca de Caatinga **332**
- 31 Perturbação antrópica como agente modulador da distribuição de *Cereus jamacaru* DC. em uma floresta tropical sazonalmente seca na Caatinga **347**
- Participantes **356**

## Prefácio

Após um intervalo de dois anos devido à pandemia, entre os dias 1º e 20 de agosto de 2022 foi realizado o XIII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (ECCA), evento que reuniu estudantes e pesquisadores dedicados ao estudo e à preservação desse ecossistema único. O tema central do curso foi *Importância das pesquisas ecológicas de longa duração: reamostrando as parcelas permanentes do PELD-Catimbau*, com foco no monitoramento contínuo e nas pesquisas que visam entender a dinâmica da Caatinga ao longo do tempo.

O curso ocorreu no Parque Nacional do Catimbau, uma das poucas unidades de conservação que combinam a beleza cênica com a heterogeneidade de ambientes característicos da Caatinga, tendo participado 19 alunos de pós-graduação, oriundos de 7 universidades públicas. Durante a execução da XIII edição do ECCA, as atividades foram organizadas em quatro grandes etapas, sendo a primeira dedicada à reamostragem de espécies arbóreas em 20 parcelas permanentes do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), distribuídas em gradientes independentes de perturbação antrópica e precipitação. Todos os estudantes, juntamente com os professores e monitores, realizaram o inventário da comunidade de plantas lenhosas nas parcelas. A partir dos dados obtidos, será possível realizar comparações com o inventário de 2012, realizado na implantação do PELD, e acompanhar o desenvolvimento da estrutura e dinâmica da vegetação do PARNA do Catimbau ao longo de 10

anos. Os resultados serão publicados em revista internacional, e todos os participantes do curso serão coautores.

As etapas do curso estão compiladas neste livro, divididas em três partes: em "Relatórios dos projetos orientados", encontram-se os trabalhos elaborados e conduzidos em conjunto entre alunos, monitores e professores (orientadores) em um único dia; já em "Relatórios dos projetos livres", estão as iniciativas idealizadas pelos grupos de alunos, com eventual assistência dos monitores e professores no desenho experimental ou em outras etapas da execução da atividade de campo; e, por fim, em "Relatórios dos projetos individuais", agrupam-se os estudos concebidos e executados pelos alunos na fase final do curso, nos quais são apresentados os resultados das tarefas executadas em quatro ou cinco dias.

Durante todas as etapas do curso, os participantes tiveram a oportunidade de aprimorar habilidades relacionadas à prática científica, como elaboração de hipóteses, definição de desenho amostral/experimental, coleta e análise de dados, além de comunicação oral e escrita. Ao longo do curso, foram abordados projetos que testaram teorias ecológicas clássicas, como a da biogeografia de ilhas e processos determinísticos e estocásticos da montagem de comunidades, assim como projetos dedicados à investigação de diversos processos ecológicos em cenários de perturbação antrópica, incluindo experimentos induzidos abrangendo diversos grupos biológicos.

Estamos imensamente satisfeitos em publicar este material que consolida o trabalho árduo dos alunos, monitores e professores do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga 2022.

Os organizadores

Recife, 2022



PARTE 1

**RELATÓRIOS  
DOS PROJETOS  
ORIENTADOS**

## Efeito da gramínea invasora *Megathyrsus maximus* (jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (Poaceae) na diversidade de plantas herbáceas na Caatinga

Andressa Fraga Cotta<sup>1</sup> / Ailza Lima<sup>2</sup> / Mikael Castro<sup>2</sup>

Maria Medeiros<sup>2</sup> / Kamila Ermina Silva<sup>2</sup>

Rodrigo Carmo<sup>3</sup> / David Santos<sup>2</sup>

### RESUMO

A invasão biológica é um processo que leva a alterações na estrutura de comunidades, mudanças nas trajetórias sucessionais e perda de espécies em escala global. Um dos principais desafios na compreensão dos padrões associados à invasão biológica é identificar o efeito de espécies invasoras nos múltiplos componentes da diversidade. No presente estudo, buscamos avaliar o efeito da espécie invasora *Megathyrsus maximus* (Poaceae) sobre a diversidade alfa e beta ao longo de um estrato herbáceo na Caatinga. Para isso, testamos a hipótese de que o aumento na cobertura da espécie invasora *M. maximus* afeta negativamente a diversidade de plantas herbáceas. Esperamos que (1) a diversidade alfa seja menor em áreas com maior cobertura da espécie invasora e (2) o conjunto de espécies das parcelas mais invadidas sejam subconjuntos das espécies presentes nas parcelas menos invadidas (*i.e.*, que a diversidade beta seja mais bem explicada pelo aninhamento das espécies). Avaliamos o

1 Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

2 Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

3 Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

efeito da espécie invasora sobre a diversidade alfa e beta em 20 parcelas divididas em quatro quadrantes: 0% - 1% (controle); 1% - 15% (pouco invadida); 15% - 30% (moderadamente invadida); >30% (muito invadida), em uma área experimental estabelecida no Parque Nacional do Catimbau. Encontramos 32 espécies herbáceas nas parcelas avaliadas. Não foi possível observar variação na diversidade alfa entre as parcelas, indicando que a espécie invasora não afetou a riqueza taxonômica de espécies. Já para a diversidade beta, o componente de substituição de espécies melhor explicou a variação encontrada. A proporção encontrada para espécies raras, comuns e dominantes foi de 82%, 85% e 95%, respectivamente. Esse padrão encontrado indica que a distribuição das espécies e suas prováveis amplitudes de nicho não são afetadas pela ocorrência da gramínea invasora.

#### PALAVRAS-CHAVE

Diversidade alfa; floresta seca; *Megathyrsus maximus*; montagem de comunidades; Poaceae.

#### INTRODUÇÃO

A invasão biológica é definida como o processo em que uma espécie ocupa áreas fora da sua zona de distribuição nativa, se estabelecendo, apresentando altas taxas de crescimento populacional e causando efeitos negativos nas novas zonas de ocorrência (COLAUTTI; MACISAAC, 2004). Mudanças ambientais, como a perda de hábitat por alterações no uso do solo, vêm contribuindo para o estabelecimento dessas espécies em novos territórios (DIEZ *et al.*, 2012), e, atualmente, a invasão biológica já é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade em escala global (MONTES *et al.*, 2021). Isso ocorre porque a colonização, e posterior estabelecimento de espécies invasoras em um novo ambiente, pode levar a uma série de consequências no sistema invadido, como perda de espécies, alterações na estrutura e composição das comunidades de espécies nativas, modificação nas trajetórias sucessionais, perda de interações ecológicas, funções e serviços ecossistêmicos (MACK; D'ANTONIO, 1998; CADOTTI; COLAUTTI, 2005).

O sucesso de invasão é um processo ambíguo devido a sua natureza multifatorial (STARFINGER, 1998; TORCHIN; MITCHELL, 2004). Entretanto, os principais fatores ecológicos associados à susceptibilidade de um sistema à invasão são os distúrbios e as flutuações em disponibilidade de recursos (DAVIS, 2003; FORREST; MCCARTHY, 2001). Além disso, fatores associados às características intrínsecas das espécies invasoras, tais como a pressão de propágulo (*i.e.*, número

de sementes produzidas no novo ambiente), a ausência de inimigos naturais e os atributos funcionais que facilitam a persistência no ambiente invadido, também são importantes *drivers* do sucesso de uma espécie invasora em se estabelecer e manter populações viáveis no novo sistema (LOCKWOOD *et al.*, 2005). Por exemplo, uma elevada pressão de propágulo pode permitir que espécies exóticas ultrapassem os filtros em diferentes níveis na montagem de comunidades (PEARSON *et al.*, 2018).

Nesse sentido, espécies invasoras, sobretudo as gramíneas, possuem uma alta eficiência na aquisição de recursos, caracterizadas por um ciclo de vida curto, elevado potencial dispersivo – alta produção de sementes facilmente dispersas, o que as torna ótimas colonizadoras de áreas antropizadas (REICH, 2014; GILLEROT *et al.*, 2022). Um dos principais desafios na compreensão dos padrões associados ao estabelecimento e dominância de espécies invasoras é identificar o efeito de espécies invasoras nos múltiplos componentes da diversidade, como a taxonômica, funcional e filogenética, e nas distintas formas de avaliar a diversidade (alfa, beta e gama).

Sob esse contexto, sabe-se que espécies exóticas podem afetar a diversidade alfa e beta das comunidades invadidas, por meio da diminuição ou troca de espécies nos ambientes invadidos (RANGEL; NASCIMENTO, 2011). A diversidade alfa ( $\alpha$ ) consiste no número total de espécies em um hábitat, enquanto a diversidade beta ( $\beta$ ) diz respeito à variação na composição de espécies entre locais de interesse (MAGURRAN, 2004). Sendo assim, uma vez que o processo de montagem de comunidades é usualmente definido como um processo em que se determina quais componentes do conjunto regional de espécies vão formar uma dada comunidade (DÍAZ *et al.*, 1998), a presença de espécies invasoras pode modular quais espécies se estabelecem ou são perdidas ao longo da montagem, levando a um efeito direto sobre a diversidade alfa e beta observada (DYDERSKI *et al.*, 2021).

No presente estudo, utilizamos as florestas secas da Caatinga como ambiente modelo para avaliar o efeito da invasão biológica pela gramínea invasora *M. maximus* sobre dois principais componentes da diversidade (alfa e beta). Visto que a região semiárida da Caatinga apresenta um histórico de perturbações antrópicas crônicas, com atividades como agricultura de corte-e-queima, coleta de madeira, lenha, produtos florestais não madeireiros e criação extensiva de animais domésticos (gado e caprinos), esse é um sistema que sofre com a introdução deliberada de espécies não nativas e invasoras (CAVALCANTE; MAJOR, 2006).

Nesse sentido, compreender os processos que estruturam as comunidades do semiárido sob efeito de invasão e seus efeitos sobre a diversidade torna-se essencial em cenários de desertificação de ecossistemas semiáridos. Com base nisso, este

trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da espécie invasora *Megathyrsus maximus* (Poaceae) sobre a diversidade alfa e beta de uma comunidade de herbáceas na Caatinga. Nós hipotetizamos que a gramínea invasora vai afetar negativamente a diversidade das comunidades de herbáceas. Nossas previsões são de que (1) a diversidade alfa de herbáceas é menor em áreas com maior cobertura da espécie invasora e (2) o conjunto de espécies das parcelas mais invadidas são subconjuntos das espécies presentes nas parcelas menos invadidas (*i.e.*, que a diversidade beta é mais bem explicada pelo aninhamento das espécies).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), área composta por aproximadamente 670 km<sup>2</sup> de floresta seca de Caatinga (RITO *et al.*, 2017). No contexto geomorfológico está inserida na bacia sedimentar do Jatobá em unidade de depressão sertaneja (Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco - Condepe/Fidem, 2011). Essa região possui clima semiárido, quente e seco (KÖPPEN, 1948), com temperatura média anual de 25° C, grande amplitude térmica e variação de precipitação (de 1.100 mm a 480 mm) na escala da paisagem (RITO *et al.*, 2017). O Parque Nacional do Catimbau foi criado em 2002, porém ainda abriga assentamentos humanos que exploram recursos naturais para sua subsistência como coleta de lenha e madeira, exploração de produtos florestais não madeireiros, criação de caprinos e agricultura de corte-e-queima e diferentes tipos de uso da terra (OLIVEIRA *et al.*, 2022), em um típico cenário de perturbação antrópica crônica.

*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs.

A espécie *Megathyrsus maximus* é nativa da África e chegou no Brasil por volta de 1820 (LORENZI, 2008). É uma das principais espécies forrageiras utilizadas no país devido a sua alta produtividade, ótima qualidade e por ser adaptada às várias regiões (JANK, 2003). Tornou-se uma das gramíneas exóticas e invasoras mais comuns no Brasil. *M. maximus* é uma espécie perene com rizomas curtos e altura de até 2 m, mas pode atingir até 4,5m (SILVA, 2022).

### Coleta dos dados

Os dados foram coletados em uma área experimental no PARNA do Catimbau estabelecida pela proposta NEXUS (MCTI/CNPq N° 19/2017) (Figura 1). Essa área

apresenta uma distribuição variada de *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, a qual foi amplamente utilizada como forragem para animais até o seu abandono após a implementação do PARNA do Catimbau, em 2002, segundo moradores locais. O módulo da área experimental é formado por 200 parcelas de 6 m x 6 m, com 1 m de distância entre elas, ao longo de 0,5 hectares.

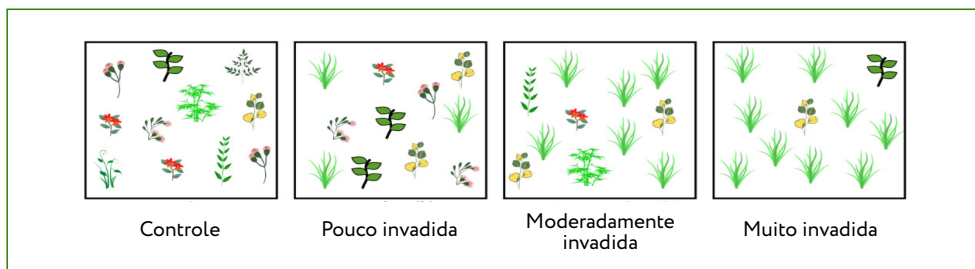
Para avaliar o efeito da espécie invasora sobre a diversidade alfa e beta, selecionamos 20 parcelas a partir do grau de dominância de *Megathyrsus maximus*. Para isso, cada parcela escolhida foi dividida em quatro quadrantes onde o percentual de cobertura da gramínea *Megathyrsus maximus* foi observado em uma escala categórica: 0% - 1% (controle); 1% - 15% (pouco invadida); 15% - 30% (moderadamente invadida); >30% (muito invadida) (Figura 2). Obtivemos cinco réplicas de cada uma das quatro categorias de invasão. Para reduzir os efeitos de autocorrelação espacial, escolhemos parcelas com 36 metros de distância

**Figura 1.** Mesocosmo terrestre, área experimental de restauração proposta pelo NEXUS, localizada no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, PE - Brasil



Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Característica das parcelas acompanhadas e classificadas pelo percentual de ocupação da espécie invasora *Megathyrsus maximus* na área experimental de restauração proposta pelo NEXUS, no Parque Nacional do Vale do Catimbau, Pernambuco, Brasil



Fonte: autoria própria.

entre si. Para avaliar a composição da comunidade de herbáceas nas parcelas, fizemos um inventário das espécies presentes em cada parcela, aferindo também a cobertura das espécies nas parcelas.

Cada categoria representa uma cobertura da espécie invasora, representada por: Controle (0% - 1%); Pouco invadida (1% - 15%); Moderadamente invadida (15% - 30%); Muito invadida (>30%).

#### Análises de dados

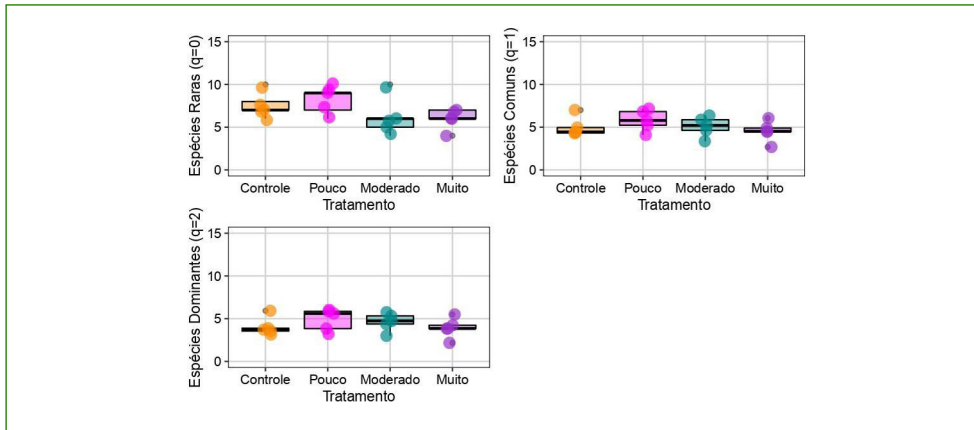
A diversidade alfa de plantas herbáceas foi estimada a partir dos números de Hill, os quais são considerados uma excelente forma de avaliação da *diversidade verdadeira* de uma dada comunidade. Os números de Hill são compostos por uma família matemática na qual uma série de expoentes  $q$  são utilizados para sintetizar a importância (ou o peso) dado a cada categoria de espécies, sendo as mais comuns:  $q = 0$  (espécies raras),  $q = 1$  (espécies comuns),  $q = 2$  (espécies dominantes). Para analisar o efeito da gramínea invasora, nossa variável preditora, sobre a diversidade alfa de herbáceas utilizamos uma Análise de Variância (ANOVA). A diversidade beta, por sua vez, foi calculada a partir do particionamento da diversidade beta total ( $\beta_{jac}$ ) (Baselga *et al.*, 2010) em dois componentes: o componente resultante da substituição de espécies ( $\beta_{tur}$ ) e o componente resultante do aninhamento ( $\beta_{nes}$ ), a partir da função `beta.pair` no software R (R CORE TEAM, 2021). A partir desse cálculo, foi possível estabelecer a proporção em que a diversidade beta total é explicada pelo aninhamento ou pela substituição de espécies.

#### RESULTADOS

Ao total, encontramos 32 espécies herbáceas ao longo dos tratamentos, onde as espécies mais frequentes foram *Pavonia varians* Moric, *Sida galheirensis* Ulbr. e *Richardia grandiflora* (Cham. & Schltld.). A presença e abundância de *S. galheirensis* e *R. grandiflora* foi constante ao longo do gradiente de invasão, isto é, elas ocorreram em todas as parcelas. *P. varians* só não foi encontrada em dois plotes das parcelas com >30% de invasão (categoria 'Muito Invadida').

A invasão biológica não afetou a diversidade alfa das espécies herbáceas para todos os componentes avaliados (expoentes  $q$ ) (Figura 3). Já quando avaliamos a diversidade beta, sua partição foi mais bem explicada pelo componente de substituição ou *turnover* de espécies (beta.sim). A proporção encontrada para espécies raras, comuns e dominantes foi de 82%, 85% e 95%, respectivamente (Tabela 1). Ou seja, o *turnover* foi o mecanismo prevalente no padrão de distribuição de espécies no presente estudo.

**Figura 3.** Análise da diversidade alfa de espécies herbáceas e arbustivas entre parcelas com diferentes percentuais de ocupação da espécie invasora *Megathyrsus maximus* acompanhadas na área experimental de restauração proposta pelo NEXUS, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil



Fonte: autoria própria.

**Tabela 1.** Output da análise de diversidade alfa e beta nas parcelas acompanhadas na área experimental de restauração proposta pelo NEXUS, no Parque Nacional do Vale do Catimbau localizado no município de Buíque, Pernambuco

Espécies	Análise de variância (ANOVA)		beta.SIM/beta.SOR
	f	p	
Raras	1.9601	0.1607	82%
Comuns	1.4376	0.4142	86%
Dominantes	0.8305	0.4964	95%

Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a invasão por *M. maximus* não afeta a diversidade alfa das comunidades de herbáceas na Caatinga. Ainda, ao ser avaliado a diversidade beta, a substituição ou *turnover* de espécies foi o principal mecanismo explicativo, ao contrário do que esperávamos. Sendo a diversidade alfa similar entre as parcelas, não observaríamos parcelas menos ricas como subconjuntos de espécies dos sítios mais ricos, como esperado pela nossa hipótese inicial. Entretanto, a complementariedade analítica da diversidade alfa e beta indica que há mudança na composição de espécies entre as comunidades, com uma alta prevalência de espécies se substituindo, apesar de uma manutenção na riqueza taxonômica. A distribuição das plantas herbáceas e suas prováveis amplitudes de nicho não parecem ser afetadas pela ocorrência da gramínea invasora. Um processo que poderia estar influenciando no padrão relatado é de

que as espécies que ocorrem na Caatinga comumente apresentam dispersão autocórica e anemocórica (SILVA *et al.*, 2013), o que permitiria contínuos processos de recolonização entre as parcelas, que levam a uma constante substituição das espécies e que poderiam impedir a monodominância da gramínea invasora.

Apesar de frequentemente documentado que espécies invasoras excluem espécies nativas, as quais não conseguem competir com as espécies invasoras, reduzindo a diversidade de comunidades (FLORY; CLAY, 2010), não foi possível observar esse efeito da gramínea *M. maximus* sobre a diversidade de plantas herbáceas na Caatinga. Sabe-se, no entanto, que o impacto de uma planta invasora sobre a riqueza de espécies (*i.e.*, diversidade alfa) pode variar desde positivo, neutro ou negativo (DONG; YU; HE, 2015). Entretanto, alterações na riqueza de espécies em estudos com plantas invasoras não podem ser interpretadas sem considerar as mudanças na composição de espécies, associadas a diversidade beta (BUCKLEY; CATFORD, 2016). No presente estudo, foi possível avaliar também a diversidade beta da comunidade, a qual foi mais responsiva, indicando que a invasão pela gramínea afeta a composição de espécies mais que o número de espécies. Nesse sentido, reconciliar as mudanças na beta-diversidade à aparente manutenção da diversidade alfa é essencial em estudos de invasão biológica (LEVINE *et al.*, 2003).

O padrão encontrado para diversidade beta, em que a substituição de espécies foi prevalente na montagem de comunidades de florestas secas já foi encontrado previamente, sendo inclusive relatado como um padrão comum na estruturação de comunidades em manchas de habitats nesses sistemas (PENNINGTON *et al.*, 2009). Para avaliar montagem de comunidades, já vem sendo sugerido que processos associados a dispersão determinam a chegada de espécies em um dado local, enquanto o filtro ambiental e interações interespecíficas como a competição determinam a persistência de espécies (KEDDY, 1992; TILMAN, 1997; VANDVIK; GOLDBERG, 2006), assim como é provável que algum grau de estocasticidade também exerça influência na estrutura das comunidades (WEIHER; KEDDY, 1995a).

Um dos mecanismos por trás do alto turnover e baixa variação de diversidade alfa encontrados reside na forma de dispersão de sementes de plantas herbáceas na Caatinga serem na grande maioria autocóricas e anemocóricas (SILVA *et al.*, 2013). Isto é, a constante substituição de espécies no espaço pode estar associada a menor limitação dispersiva do conjunto de espécies local. É provável que a persistência das espécies não esteja associada a interações interespecíficas de competição com a gramínea invasora. Sobretudo porque o número de espécies que ocorrem localmente não foi alterado pela gramínea invasora, o que pode ser explicado pela região do entorno não ser constituída de mata nativa, restringin-

do o conjunto regional de espécies, o que pode levar a um número relativamente constante de espécies que podem ocorrer nas comunidades locais.

Compreender o papel que espécies invasoras exercem na diversidade de espécies, assim como na estruturação de comunidades é essencial para elucidar de que maneira os efeitos da invasão biológica podem variar em diferentes sistemas, como nas florestas secas. Nesse sentido, o padrão aqui encontrado revela que o efeito da gramínea invasora foi neutro sobre a riqueza de espécies, mas a substituição de espécies foi o processo mais explicativo da diversidade beta. Para estudos futuros com espécies invasoras na Caatinga seria importante verificar as características funcionais das espécies nativas que permanecem em áreas com maiores graus de invasão para compreender como os mecanismos que possibilitam a coocorrência entre espécies invasoras e nativas, uma vez que entender a composição funcional de comunidades invadidas pode elucidar melhor os efeitos das espécies invasoras sobre outros componentes da diversidade.

## CONCLUSÃO

O presente estudo revelou que a gramínea invasora não afetou a riqueza taxonômica de espécies, entretanto, a diversidade beta foi melhor explicada pela substituição de espécies. Isso mostra que uma constante troca de espécies entre as parcelas está ocorrendo, mesmo que o número de espécies não mude. Nesse sentido, para acessar o efeito de espécies invasoras sobre a diversidade nativa foi necessário realizar análises complementares da diversidade alfa e beta, cruciais para o entendimento dos processos que permearam os efeitos da espécie invasora sobre as comunidades. Estudos futuros avaliando o efeito da *Megathyrus maximus* sobre a comunidade de plantas na Caatinga podem incorporar as características funcionais de espécies nativas capazes de ocorrer em áreas com alto grau de invasão, uma vez que a diversidade funcional pode elucidar também respostas de espécies a invasão biológica, informações que muitas vezes não são obtidas a partir do componente taxonômico da diversidade.

## REFERÊNCIAS

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

BUCKLEY, Y. M.; CATFORD, J. Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 104, n. 1, p. 4-17, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12501>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12501>.

- CADOTTE, M. W.; COLAUTTI, R. I. The ecology of biological invasions: past, present and future. In: Inderjit S (Ed.) *Invasive Plants: ecological and agricultural aspects*. Basileia: Birkhäuser Basel, p. 19-43, 2005.
- CAVALCANTE, A.; MAJOR, I. Invasion of alien plants in the Caatinga biome. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, v. 35, n. 3, p. 141-143, 2006. Disponível em: [https://bioone.org/journals/ambio-a-journal-of-the-human-environment/volume-35/issue-3/0044-7447\\_2006\\_35\\_141\\_IOAPIT\\_2.O.CO\\_2/Invasion-of-Alien-Plants-in-the-Caatinga-Biome/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[141:IOAPIT\]2.O.CO;2.short](https://bioone.org/journals/ambio-a-journal-of-the-human-environment/volume-35/issue-3/0044-7447_2006_35_141_IOAPIT_2.O.CO_2/Invasion-of-Alien-Plants-in-the-Caatinga-Biome/10.1579/0044-7447(2006)35[141:IOAPIT]2.O.CO;2.short)
- COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and distributions*, v. 10, n. 2, p. 135-141, 2004. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1366-9516.2004.00061.x>.
- CZORTEK, P.; ORCZEWSKA, A.; DYDERSKI, M. K. Niche differentiation, competition or habitat filtering? Mechanisms explaining co-occurrence of plant species on wet meadows of high conservation value. *Journal of Vegetation Science*, v. 32, n. 1, p. e12983, 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jvs.12983>.
- DAVIS, M. A. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?. *Bioscience*, v. 53, n. 5, p. 481-489, 2003. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/53/5/481/241416?login=false>.
- DIAZ, S.; CABIDO, M.; CASANOVES, F. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of vegetation science*, v. 9, n. 1, p. 113-122, 1998. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/3237229>.
- DIEZ, J. M. *et al.* Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 249-257, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/110137>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1890/110137>.
- DONG, L.; YU, H.; HE, W. What determines positive, neutral, and negative impacts of *Solidago canadensis* invasion on native plant species richness? *Scientific Reports*, [s. l.], v. 5, n. 16804, 2015. DOI: [10.1038/srep16804](https://doi.org/10.1038/srep16804). Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep16804>.
- FERREIRA, M. T. S.; MAIA-BARBOSA, P. M. O Fogo como facilitador da invasão biológica por *Megathyrus maximus* (Poaceae: Panicoideae) na Terra Indígena Maxakali (MG): propostas para um manejo agroecológico integrado e adaptativo. *Biodiversidade Brasileira*, [s. l.], v. 3, n. 2, 2013. DOI: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v3i2.348>. Disponível em: <https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/view/348>.
- FORREST, M. J.; MCCARTHY, B. C. Effect of environmental variation on the invasive success of a non-indigenous forest herb. *Ecological Applications*, v. 11, n. 5, p. 1336-1348, 2001. Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1336:EOEVOT\]2.O.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761(2001)011[1336:EOEVOT]2.O.CO;2).
- GILLEROT, L. *et al.* Contrasting functional responses of non-native invasive species along a tropical elevation gradient. *Acta Botânica Brasílica*, [s. l.], v. 35, n. 4, p. 683-688, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062021ab0017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/rv5HGqVdjQRGWR8GDQ5GMF/abstract/?format=html&lang=en>.
- LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and distributions*, v. 15, n. 5, p. 904-910, 2009. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347\(05\)00032-7](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(05)00032-7).

MACK, M. C.; D'ANTONIO, C. M. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in ecology & evolution*, v. 13, n. 5, p. 195-198, 1998. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347\(97\)01286-X](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(97)01286-X).

MAGURRAN, A. F. *Measuring Biological diversity*. Blackwell, Oxford, 2004.

MONTES, M. A. *et al.* Invasion and Spreading of *Drosophila nasuta* (Diptera, Drosophilidae) in the Caatinga Biome, Brazil. *Neotropical Entomology*, [s. l.], v. 50, p. 571-578, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00875-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13744-021-00875-1#citeas>.

PEARSON, D. E. *et al.* Community assembly theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 33, n. 5, p. 313-325, 2018. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347\(18\)30053-3](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/abstract/S0169-5347(18)30053-3).

REICH, P. B. The world-wide 'fast-slow' plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 102, n. 2, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12211>.

SILVA, A. C. D. C. *et al.* Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. *Hoehnea*, [s. l.], v. 40, n. 4, 2013. DOI: 10.1590/S2236-89062013000400003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062013000400003>.

RANGEL, E. S.; NASCIMENTO, M. T. Ocorrência de *Calotropis procera* (Ait.) R. Br. (Apocynaceae) como espécie invasora de restinga. *Acta Botânica Brasilica*, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 657-663, 2011. DOI:10.1590/S0102-33062011000300019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300019>.

STARFINGER, U.; EDWARDS, K.; KOWARIK, I.; WILLIAMSON, M. Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. 1998.

TORCHIN, M. E.; MITCHELL, C. E. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 2, n. 4, p. 183-190, 2004. Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0183:PPAIBP\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295(2004)002[0183:PPAIBP]2.0.CO;2).

WESTBROOKS, R. *Invasive plants: changing the landscape of America: fact book*. Washington, DC., *Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds*. 1998.

## Efeitos do tipo de agricultura sobre a qualidade do solo da Caatinga

Arthur A. de Barros Rodrigues<sup>1</sup> / Kássya Melissa Oliveira de Souza<sup>2</sup>

Leonardo Vilas-Bôas M. P. de Cerqueira<sup>3</sup> / Adglecianne Melo<sup>4</sup>

Ligia Vieira<sup>4</sup> / Aldrin Martin Pérez-Marin<sup>5</sup>

### RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de áreas de agricultura de corte-e-queima (CQ) em pousio recente sobre a qualidade do solo. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau localizado no município de Buíque, Pernambuco. Para avaliar esse efeito, selecionamos duas parcelas (CQ e controle) de 0,1 ha e em cada uma foram aleatorizados cinco pontos para coleta de solo. Para avaliar como a qualidade do solo variava entre os tratamentos, utilizamos modelos lineares generalizados (GLM). Os resultados revelaram que somente os atributos biológicos (serapilheira, biomassa de herbáceas acima do solo e matéria orgânica) diferiram entre as áreas. A quantidade de matéria orgânica diferiu cerca de 903% e 35% entre controle e CQ, respectivamente. A prática de CQ causou aumento de 78% na biomassa de herbáceas. Diante disso podemos inferir essa metodologia como de fácil aplicação por pequenos produtores rurais, implicando na tomada de decisão sobre culturas agrícolas que

---

1 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

3 Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

4 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

5 Instituto Nacional do Semiárido (Insa).

respondam melhor a composição do solo, conseqüentemente potencializando e otimizando a produção.

#### PALAVRAS-CHAVE

Corte-e-queima; qualidade do solo; matéria orgânica.

#### INTRODUÇÃO

A agricultura de corte-e-queima (CQ) é uma prática milenar associada ao conhecimento tradicional de povos indígenas ao redor do mundo (RAMAKRISHNAN, 2007). Tal prática se resume à sequência de corte da biomassa, queima do material orgânico, plantio, colheita e o pousio da área destinada à agricultura, para crescimento da biomassa e repetição do ciclo (LINTEMANI *et al.*, 2020). Embora essas práticas modifiquem a paisagem a bastante tempo (TINKER *et al.*, 1996), elas são realizadas por populações mais vulneráveis socialmente (WUNDER, 2001). Esse contexto socioecológico complexo, torna a agricultura de CQ uma alternativa de segurança alimentar e subsistência em diversos locais do mundo (BINAM *et al.*, 2004). Assim, investigar a relação entre essa prática, a biodiversidade e atributos do solo que influenciam a subsistência das pessoas constitui um interessante desafio da interface ciência-políticas públicas.

No Brasil, a Caatinga se apresenta como uma excelente modelo para entender tal cenário socioecológico complexo. Ao passo que CQ e demais atividades tradicionais de uso da terra estão conectadas a distúrbios crônicos de perturbação (*i.e.*, MELO, 2017), elas provêm segurança alimentar e subsídios básicos de bem-estar (ALENCAR *et al.*, 2022). Para o CQ, evidências sugerem que ela modifica o banco de sementes, a regeneração da floresta (BEZERRA *et al.*, 2022; FILGUEIRAS *et al.*, 2021), bem como a qualidade do solo, a partir da mudanças dos atributos físicos, químicos e biológicos dele (MENEZES *et al.*, 2012).

A qualidade do solo é definida como a capacidade de um solo para funcionar dentro dos limites naturais ou controlados dos ecossistemas; sustentar a produtividade de plantas e animais; manter e melhorar a qualidade da água e do ar; e promover a saúde vegetal, animal e humana (DORAN, 2002; KARLEN *et al.*, 1998). É a base para melhorar a gestão sustentável do uso da terra (QI *et al.*, 2009), avaliando a sustentabilidade das práticas de manejo do solo e fornecendo sinais de alerta, antecipando-se às condições adversas (GONG *et al.*, 2015). Assim, a qualidade do solo está intimamente relacionada à capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos essenciais (*e.g.*, manutenção de funções ecossistêmicas globais – VIDAL LEGAZ *et al.*, 2017).

Isso é especialmente verdade para a Caatinga e o seu povo, que depende do solo para produção agrícola ligada à subsistência. No entanto, para essa região de semiárido, evidências sugerem efeitos negativos das práticas de CQ sobre o solo, divergindo apenas quanto a sua recuperação (LINTEMANI *et al.*, 2020; SOBRINHO *et al.*, 2016). Por exemplo, LINTEMANI *et al.*, (2020), aponta que tempos de pousios de 15 anos possuem a capacidade de recuperar o solo em áreas de CQ, enquanto SOBRINHO *et al.*, (2016), sugere que longos tempos de pousio não foram capazes de devolver a fertilidade e qualidade do solo.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da prática de CQ sobre a qualidade do solo. Nossa hipótese é que o CQ afeta os atributos físicos, biológicos e químicos do solo e é baseada nos achados de MENEZES *et al.*, (2012). Esperamos encontrar como resultados solos mais compactados, com menor tempo de infiltração (*i.e.*, maior capacidade de absorver a água), menor quantidade de biomassa herbácea, serrapilheira, matéria orgânica e nutrientes nas parcelas de CQ quando comparada a ambientes que não sofreram essa perturbação.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau (Buíque-PE), área de Floresta Tropical Sazonalmente Seca, denominada Caatinga, no agreste da região semiárida do Brasil. A precipitação anual varia de 480 a 1,100 mm, com grande variabilidade interanual, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (RITO *et al.*, 2017). A vegetação original consiste em fragmentos de floresta dominada por espécies das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae (RITO *et al.*, 2017). Apesar de ilegal, o uso da terra neste parque inclui a agricultura de CQ, criação extensiva de caprinos, os quais são responsáveis por converter a vegetação em um mosaico de florestas secundárias de diferentes idades (BARROS *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2019; SPECHT *et al.*, 2019).

### Desenho experimental

Para avaliar a influência de áreas de agricultura de CQ em pousio recente sobre a qualidade do solo, escolhemos áreas específicas, passíveis de serem estudadas como áreas piloto. Assim foram selecionadas duas áreas, sendo uma em pousio de atividades de CQ há aproximadamente 1 ano e outra controle, considerada como área conservada (AC). Cada área tinha dimensões de 20 x 50 m (0,1 ha), onde foram colocadas cinco subparcelas de 0,25 x 0,25 m para a

amostragem. Em cada área (CQ e AC), foram coletadas cinco amostras simples de solo na profundidade de 0 - 20 cm, bem como a biomassa herbácea e a serrapilheira acima do solo.

#### Indicadores de qualidade do solo

Para qualificar a qualidade do solo utilizou-se um conjunto de indicadores associados a propriedades físicas (compactação e infiltração), biológicas (biomassa herbácea, massa seca da serrapilheira e matéria orgânica) e composição química da serrapilheira (Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Potássio). Esses indicadores configuram um meio eficaz de conservação de solo e água e apontam problemas associados à retenção de umidade, disponibilidade de água para as culturas, e seus efeitos (MACHADO, 2006).

De modo geral, buscamos utilizar métodos de estimação das propriedades do solo reprodutíveis para pequenos agricultores, em escala local e de poucos recursos (NICHOLLS *et al.*, 2004). A compactação foi verificada utilizando um arame de 30 cm inserido delicadamente no solo e observando a profundidade com que esse penetrava. Para a infiltração de água no solo, foi adicionado 150 mL de água sobre um suporte plástico de forma circular sob a área de solo a ser avaliada, registrando o tempo em que essa água penetrava no solo. Utilizamos esse tempo como medida de porosidade do solo. Para mensurar as propriedades biológicas seguimos métodos análogos aos propostos em NICHOLLS *et al.*, (2004). Para a biomassa herbácea, retiramos toda a planta acima do solo das subparcelas e pesamos posteriormente utilizando uma balança de precisão. Seguimos essas mesmas diretrizes para a coleta de serrapilheira, coletando apenas as partes secas das plantas, peneirando-a e posteriormente, pesando-a na balança de precisão. Por último, a matéria orgânica foi avaliada indiretamente por meio da ação oxidante do peróxido de hidrogênio (água oxigenada) na matéria orgânica presente no solo.

O peróxido de hidrogênio em contato com o solo provoca efeito efervescente na matéria orgânica presente nele, criando uma camada de bolhas que cresce de tamanho quanto mais matéria orgânica o solo apresentar. Assim, para quantificar essa propriedade em específico, utilizamos 100 g de solo homogeneizados por subparcelas, alocados em copos plásticos. Nesses solos, 30 mL de água oxigenada foram adicionadas e após 5 minutos, a altura da camada de efervescência acima do solo foi mensurada (em cm). Nesse caso, quanto maior a altura da camada espumosa, maior a atividade biológica do solo. Por fim, os atributos químicos (Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Potássio) foram estimados a partir da proporção de cada nutriente presente na massa serrapilheira

(i.e., 50% da massa da serrapilheira é de Carbono, 1% de Nitrogênio, 0,161% de Fósforo, 0,5445% de Potássio). Assim, dividimos a massa da serrapilheira por essa proporção para obter o valor desses nutrientes no solo. Essa medida também segue a mesma lógica de ser replicável a agricultores de pequena escala, sem condições socioeconômicas de quantificar esses atributos de modo mais rebuscado em suas propriedades.

#### Análise de dados

A fim de verificar o efeito do uso do solo na sua qualidade utilizamos como variável preditora a área de uso do solo com duas categorias (CQ e controle) e as variáveis resposta sendo a compactação do solo, infiltrabilidade do solo, biomassa de herbáceas, massa de serrapilheira, quantidade de matéria orgânica, Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Potássio. Para entender como as áreas estudadas diferiram quanto a características de qualidade do solo foram realizados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuições gaussianas, e gamma.

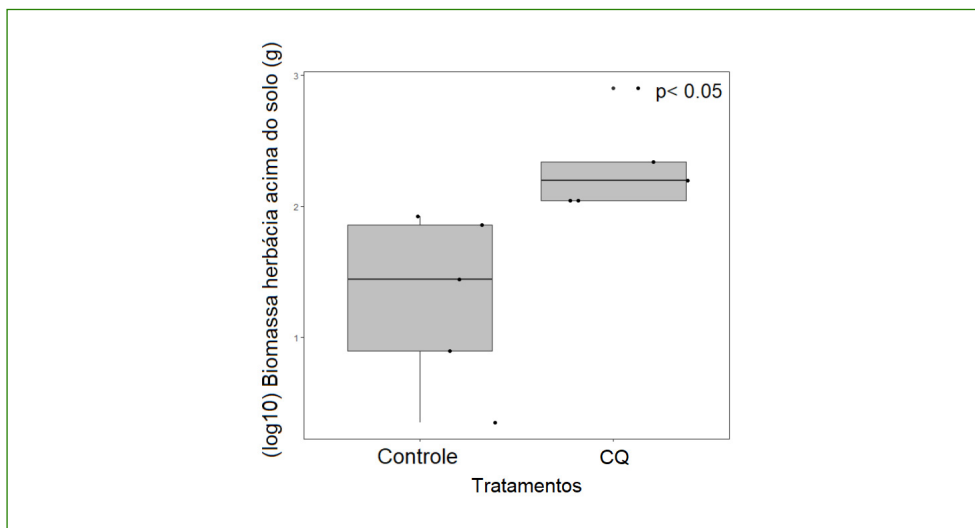
Para as variáveis respostas compactação do solo e infiltrabilidade foi utilizado a distribuição gaussiana, para quantidade de matéria orgânica, massa de serrapilheira, biomassa de herbáceas, Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Potássio foi utilizado a distribuição gamma. A normalidade dos dados foi aferida a partir do teste de Shapiro Wilk. A homogeneidade da variância foi testada utilizando o teste de Fligner-Killeen. Nós testamos e retiramos outliers a partir do teste de distância de Cook (distância de Cook < 1). A partir da matriz de distância (por método de dissimilaridade de Bray-Curtis) foi realizada uma Análise de variância multivariada permutacional (Permanova) a fim de avaliar se as áreas (CQ e controle) formavam grupos distintos a partir de atributos do solo, o resultado foi visualizado através do Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022).

#### RESULTADOS

Para as características físicas do solo, o método aplicado aqui, nos permitiu identificar o tempo médio de infiltração na parcela de CQ ( $31.13 \pm 12.4$  segundos) e no controle ( $39.6 \pm 12.03$  segundos). Para a compactação do solo, encontramos solos ligeiramente menos compactados na parcela de CQ ( $15.02 \pm 5.26$  cm) em comparação ao controle ( $19.06 \pm 2.39$  cm). Para ambos os atributos (i.e., infiltração e compactação do solo), não houve diferença significativa entre o CQ e a parcela controle (compactação:  $p = 0.19$ ; infiltração:  $p = 0.31$ ).

Para as propriedades biológicas do solo os resultados foram um pouco diferentes. Quantificamos  $27.88 \pm 29.26$  gramas de biomassa herbácea na parcela de CQ e  $3.88 \pm 3.73$  gramas no controle, contabilizando uma diferença significativa entre os tratamentos ( $p < 0.05$ ) e cerca de 78% a mais de biomassa de herbáceas acima do solo na CQ em comparação ao controle (Figura 1).

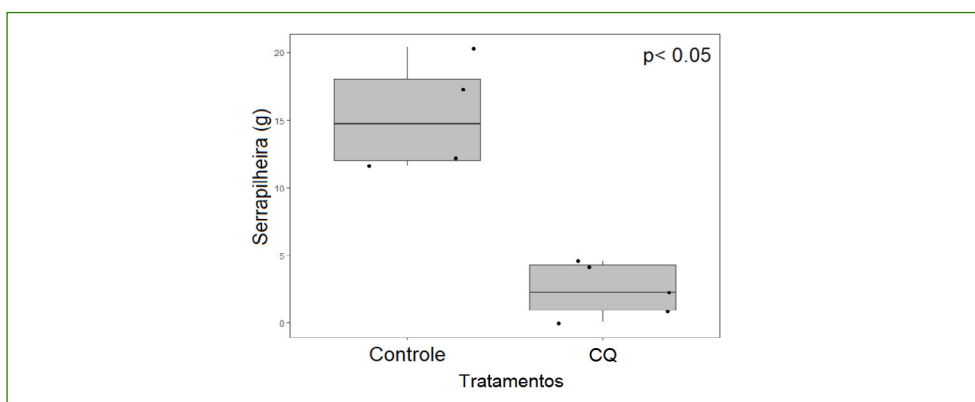
**Figura 1.** Efeito da agricultura de CQ sobre a Biomassa de herbáceas acima do solo (g). Cada ponto representa uma pseudoréplica dentro da parcela



Fonte: autoria própria.

A serrapilheira apresentou uma tendência inversa à biomassa acima do solo, sendo cerca de 10 vezes (ou 903%) menor no tratamento de CQ ( $p < 0.05$ ). Ao todo, quantificamos  $2.43 \pm 1.99$  gramas de serrapilheira na parcela de CQ e  $21.99 \pm 15.29$  gramas no controle (Figura 2).

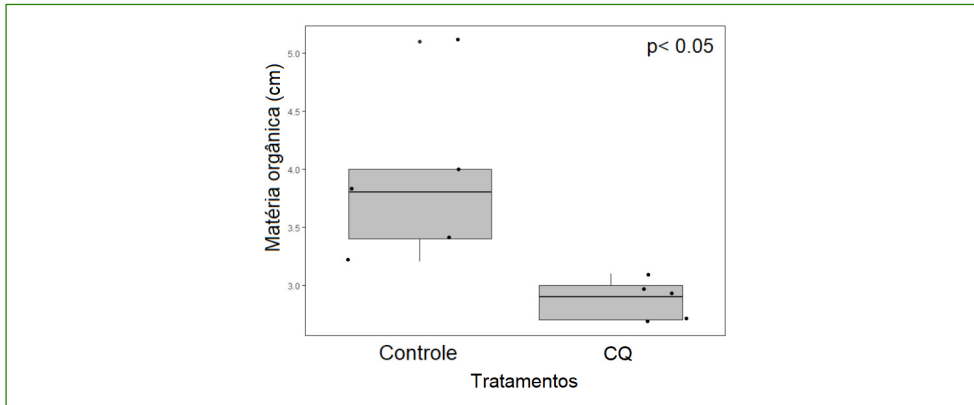
**Figura 2.** Efeito da agricultura de CQ sobre a massa de serrapilheira (g). Cada ponto representa uma pseudoréplica dentro da parcela



Fonte: autoria própria.

A matéria orgânica seguiu a mesma tendência da serrapilheira, sendo 35% menor no tratamento de CQ ( $p < 0.05$ ) (Figura 3).

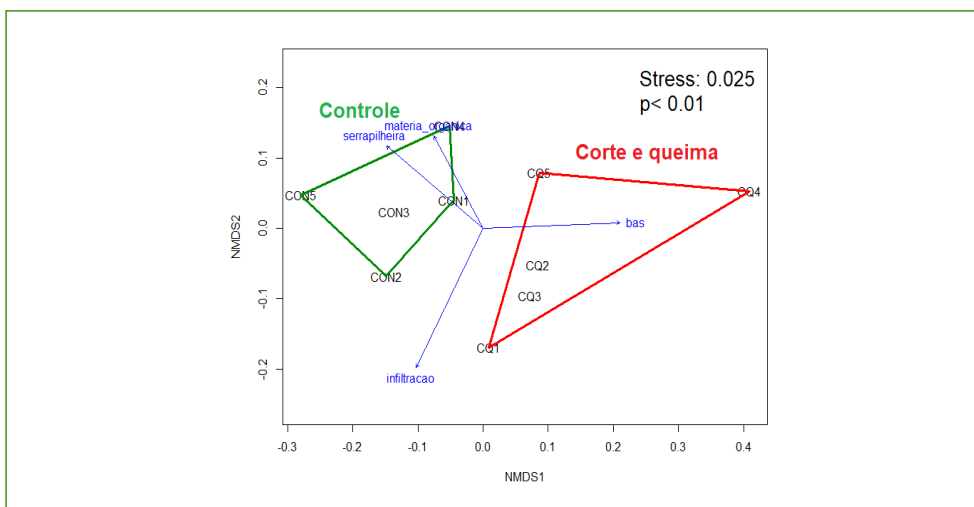
**Figura 3.** Efeito da agricultura de CQ sobre a matéria orgânica do solo. Cada ponto representa uma pseudoréplica dentro da parcela



Fonte: autoria própria.

Para as propriedades químicas, nossa estimativa é baseada na serrapilheira e na força do efeito (*i.e.*, 903% de diferença) do CQ quando comparado ao controle. De modo que, quantificamos uma perda de nutrientes de 1.564,54 kg/ha C, 31,3 kg/ha N, 5,03 kg/ha F, 17,04 kg/ha P do CQ para o controle. Somente as propriedades biológicas foram capazes de separar as duas parcelas, com a biomassa de herbáceas acima do solo sendo o principal componente da dissimilaridade do CQ para o controle (stress = 0,025 - Figura 4).

**Figura 4.** Gráfico de escalonamento multidimensional não-métrico por índice de dissimilaridade (Bray-curtis) entre as áreas de CQ e controle a partir dos parâmetros de qualidade do solo. Os pontos representam o ordenamento de cada pseudoréplica e as retas o ordenamento das variáveis resposta. CQ: Corte e queima; CON: Controle



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a agricultura de CQ não provoca efeitos negativos sobre propriedades físicas do solo, ou seja, não promove redução na capacidade de infiltração de água, nem compactação na Caatinga. Por outro lado, a prática de CQ tem efeito negativo sobre as propriedades biológicas. Observamos que a matéria orgânica do solo reduz nas áreas de CQ, provocadas pela redução na quantidade de serrapilheira.

Esperava-se que nas áreas de CQ houvesse diferença nas propriedades físicas do solo, como a infiltração, pois o fogo é um importante agente atuante sobre a hidrofobicidade do solo, isto é, ao se queimar a matéria orgânica presente no solo, componentes hidrofóbicos presentes nessa matéria orgânica podem se incorporar nos poros do solo e causar repelência pela água dificultando sua infiltração (BERTOLINO; MATTOS; BERTOLINO, 2022). Porém, no nosso estudo não encontramos esse efeito do CQ sobre a capacidade de infiltração do solo. Algumas características do solo em si também têm efeito sobre a capacidade de infiltração de água, isto é, se ele é mais argiloso ou arenoso (VOGELMANN *et al.*, 2010), e nesse sentido é importante destacarmos que no nosso estudo, o tipo de solo das duas áreas era semelhante, isto é, do tipo arenoso, o que reforça nosso resultado de ausência de efeito do CQ sobre a capacidade de infiltração de água no solo.

A qualidade do solo pode ser afetada pelo uso da terra de diversas formas, podendo essas alterações serem manifestadas por meio de redução de propriedades físicas, como mencionado acima, e biológicas, dentre elas a quantidade de matéria orgânica no solo (ARRUDA *et al.*, 2012). O fogo pode provocar efeitos duradouros sobre a microbiota do solo, e conseqüentemente sobre a recuperação da matéria orgânica (GONZÁLEZ-PÉREZ *et al.*, 2004). A matéria orgânica por si, tem efeito sobre muitas outras propriedades fundamentais do solo para sustento da produtividade e da estrutura das comunidades, como por exemplo efeito na disponibilidade de nutrientes e capacidade de retenção de água (KUKLA *et al.*, 2019; GONZÁLEZ-PÉREZ *et al.*, 2004). Por isso, apesar da convenção de que a agricultura de CQ gera uma rápida incorporação de nutrientes no solo devido a queima da biomassa vegetal da área (BEZERRA *et al.*, 2022), pode levar à redução gradativa da fertilidade por efeito duradouro sobre a matéria orgânica no solo.

A maior biomassa de herbáceas encontrada na área de CQ pode ser explicada sob a óptica da teoria clássica de sucessão secundária (LOHBECK *et al.*, 2013). Dado que a área de CQ foi abandonada para pousio recentemente, cerca de um ano até a data do nosso estudo, conseguimos observar à luz dessa teoria, que o processo de regeneração da área representa os estágios iniciais, com maior predominância de espécies pioneiras, como as herbáceas. Atrelado a isso, em

áreas perturbadas, é provável que esse grupo funcional prospere com a redução do estrato lenhoso (VIEIRA *et al.*, 2022), sendo favorecida pela redução do sombreamento. Ainda, visto que a qualidade do solo reflete a capacidade de sustentar biomassa e processos ecológicos acima do solo e algumas propriedades explanadas acima foram claramente afetadas, a maior biomassa de herbáceas na área de CQ reflete menor biomassa lenhosa, perenes de crescimento lento sobre o que é razoável pensar que a qualidade do solo após o CQ ainda não é capaz de sustentar.

Outros mecanismos subjacentes à qualidade do solo, não mensurados no presente trabalho, mas que também influenciam na montagem e composição funcional das comunidades após distúrbios, como recrutamento de plântulas via banco de sementes podem estar determinando essa dominância de herbáceas na área de CQ, visto que os bancos são geralmente dominados por sementes desse grupo funcional de maior qualidade de dispersão, e espécies lenhosas são mais dependentes de outros mecanismos de regeneração (como dispersão, rebrota) (VANDERLEI *et al.*, 2021).

A partir dos indicadores avaliados, podemos verificar que apenas um ano não é suficiente para o processo de recuperação da qualidade do solo após o abandono da área, dado que os indicadores avaliados apresentaram discrepâncias entre as áreas. Especialmente, evidenciamos um resultado positivo desta técnica de baixo custo, na avaliação de qualidade de uma área impactada pela prática de agricultura de CQ, o que pode ser particularmente útil para manejo de uso da terra pela população local.

## CONCLUSÃO

Concluimos que a agricultura de CQ afeta processos biológicos no solo e acima dele, mais do que as propriedades físicas. Além disso, a ferramenta de avaliação da qualidade do solo por meio da análise de indicadores se mostrou razoavelmente adequada e pode ser fortemente recomendada para utilização da população local que faz uso da terra, com o intuito de um manejo mais sustentável da terra.

## AGRADECIMENTOS

Somos gratos ao professor Dr. Aldrin Martin Pérez-Marin pelas orientações, na concepção da ideia e execução do projeto. Agradecemos também a monitora Lígia Vieira pelo auxílio na coleta dos dados em campo e análise das amostras. Por fim, agradecemos o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora

do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

## REFERÊNCIAS

- ALENCAR, L. de F. C. S. *et al.* Forest security as a fourth dimension of the water-energy-food nexus: Empirical evidence from the Brazilian Caatinga. *In: MOREIRA, F. de A. et al. (Orgs.). The Water-energy-food nexus: What the Brazilian research has to say.* São Paulo: Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, 2022. p. 161–181.
- ARRUDA, L. E. V. *et al.* Uso de metodologia participativa na obtenção de indicadores da qualidade do solo em Mossoró, RN. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, [s.l.], v. 7, n. 5, p. 25-35. 2012. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1373>.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- BERTOLINO, A. V. F. A.; MATTOS, B. S.; BERTOLINO, L. C. The influence of fire on soil properties under slash-and-burn agriculture management in a hillside environment in the Atlantic Forest biome. *Sociedade & Natureza*, [s. l.], v. 34, n. 1. 2022. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-63656>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/63656>.
- BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Disponível: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.
- BINAM, J. N.; TONYÈ, J.; WANDJI, N.; NYAMBI, G.; & AKOA, M. Factors affecting the technical efficiency among smallholder farmers in the slash and burn agriculture zone of Cameroon. *Food Policy*, [s. l.], v. 29, n. 5, p. 531-545. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2004.07.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306919204000521>.
- DORAN, J. W. Soil health and global sustainability: Translating science into practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [s. l.], v. 88, n. 2, p. 119-127. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901002468>.
- FILGUEIRAS, B. K. C. *et al.* Recovery of dung beetle assemblages in regenerating Caatinga dry forests following slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 496, p. 119423. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119423>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721005119>.
- GONG, L.; RAN, Q.; HE, G.; TIYIP, T. A soil quality assessment under different land use types in Keriya river basin, Southern Xinjiang, China. *Soil and Tillage Research*, [s. l.], v. 146, p. 223–229. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.11.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167198714002463>.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International*, [s. l.], v. 30, p. 855–870. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.05.001>.

org/10.1016/j.envint.2004.02.003. Disponível em: <http://sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412004000376?via%3Dihub>.

KARLEN, D. L. K. *et al.* A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *Journal of Production Agriculture*, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 56-60, 1998. DOI: <https://doi.org/10.2134/jpa1998.0056>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/jpa1998.0056>.

KUKLA, J.; WHITFIELD, T.; CAJTHAML, T.; BALDRAN, P.; VESELÁ-ŠIMÁČKOVÁ, H.; NOVOTNÝ, V.; FROUZ, J. The effect of traditional slash-and-burn agriculture on soil organic matter, nutrient content, and microbiota in tropical ecosystems of Papua New Guinea. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 30, p. 166-177. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/LDR.3203>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3203>.

LINTEMANI, M. G. *et al.* Long fallows allow soil regeneration in slash-and-burn agriculture. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, [s. l.], v. 100, n. 3, p. 1142-1154. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/jsfa.10123>. Disponível em: <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jsfa.10123>.

LOHBECK, M. *et al.* Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology*, [s. l.], v. 94, p. 1211-1216. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-1850.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/12-1850.1>.

MACHADO, C. T. T. Avaliação participativa do manejo de agrossistemas e capacitação em agroecologia utilizando indicadores de sustentabilidade de determinação rápida e fácil. *Embrapa*, [s. l.], v. 173, n. 44, p. 39. 2006. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/567270>.

MELO, F. P. L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Orgs.). *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, 2017. p. 369-382.

MENEZES, R. S. C. *et al.* Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. *Brazilian Journal of Biology*, [s. l.], v. 72, n. 3, p. 643-653. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/h5zzj4G3qGY9mgbczwrwrw/?lang=en>.

NICHOLLS, C. *et al.* A rapid, farmer-friendly agroecological method to estimate soil quality and crop health in Vineyard systems. *Biodynamics*, [s. l.], n. 250, p. 33-40. 2004. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/253208812\\_A\\_Rapid\\_Farmer-Friendly\\_Agroecological\\_Method\\_to\\_Estimate\\_Soil\\_Quality\\_and\\_Crop\\_Health\\_in\\_Vineyard\\_Systems](https://www.researchgate.net/publication/253208812_A_Rapid_Farmer-Friendly_Agroecological_Method_to_Estimate_Soil_Quality_and_Crop_Health_in_Vineyard_Systems).

QI, Y. *et al.* Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, [s. l.], v. 149, n. 3-4, p. 325-334. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.12.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706108003819?via%3Dihub>.

R Development Core Team (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RAMAKRISHNAN, P. S. Traditional Forest knowledge and sustainable forestry: A north-east India perspective. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 249, n. 1-2, p. 91-99. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112707003088>.

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

- SOBRINHO, M. S., TABARELLI, M., MACHADO, I. C., SFAIR, J. C., BRUNA, E. M., & LOPES, A. V. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 48, n. 5, p. 586–597. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/BTP.12334>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12334>.
- SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 435, p. 57–65. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112718314269>.
- SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607–614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.
- TINKER, P. B.; INGRAM, J. S. I.; STRUWE, S. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 13–22. 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00651-6](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00651-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0167880995006516>.
- VANDERLEI, R. S. *et al.* Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, [s. l.], v. 37, p. 35–42. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467421000079>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/abs/extensive-clonal-propagation-and-resprouting-drive-the-regeneration-of-a-brazilian-dry-forest/BE2056054D166DDFIBDECF88FC550EEA>.
- VIDAL LEGAZ, B. *et al.* Soil quality, properties, and functions in life cycle assessment: an evaluation of models. *Journal of Cleaner Production*, [s. l.], v. 140, p. 502–515. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.077>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616305418>.
- VIEIRA, L. A. F. *et al.* Divergent herb communities in drier and chronically disturbed areas of the Brazilian Caatinga. *Perspectives in Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 132–140. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064421000997>.
- VOGELMANN, E. S. *et al.* Water repellency in soils of humid subtropical climate of Rio Grande do Sul, Brazil. *Soil and Tillage Research*, [s. l.], v. 110, p. 126–133. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167198710001200>.
- WUNDER, S. Poverty alleviation and tropical forests – What scope for synergies? *World Development*, [s. l.], v. 29, n. 11, p. 1817–1833. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00070-5](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00070-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0305750X01000705>.

# 3

## Quanto mais, melhor? Efeito da disponibilidade de recursos florais sobre a riqueza e frequência de visitantes florais na Caatinga

Ciro Félix<sup>1</sup> / Graziela Lima<sup>2</sup> / Gabriela Pachêco<sup>3</sup>  
Bruna Braga<sup>3</sup> / Sara Alves<sup>3</sup> / Renato Vanderlei<sup>3</sup> / Helder Araújo<sup>4</sup>

### RESUMO

Entre as diversas relações ecológicas que disponibilizam funções e serviços ecossistêmicos está a polinização. Essa relação mutualística entre polinizador e planta é central na manutenção da biodiversidade, uma ferramenta relevante para produção agrosustentável. A abundância de recursos no ecossistema exerce papel fundamental na abundância e riqueza dos organismos. Com a perda global de hábitat que, acelerada pelas mudanças climáticas, vem afetando diversos ecossistemas, incluindo florestas secas como a Caatinga, é razoável pensar que alterações na disponibilidade de recursos florais podem impactar a comunidade de visitantes florais. O presente estudo tem como objetivo: avaliar a influência da abundância e riqueza de recursos florais na frequência e riqueza de visitantes florais em uma área de floresta seca no nordeste do Brasil (Caatinga). Onze morfoespécies de plantas contendo flores no momento da

1 Programa de Pós-Graduação em Análise de Sistemas Ambientais, Centro Universitário Cesmac.

2 Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS).

3 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

4 Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas-Zoologia, Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

coleta foram encontradas na área focal do estudo, um média de 6 morfoespécies por parcela. A frequência de visitação foi baixa, aproximadamente duas visitas por parcela em média. Os grupos de visitantes florais foram diversos, porém abelhas (*Apis mellifera*) e mariposas foram as principais assembleias observadas. Encontramos uma associação positiva entre riqueza de recursos e frequência de visitantes florais, entretanto não observamos evidências que a abundância do recurso contribuiu para maior frequência ou riqueza de visitantes. Nossos resultados corroboram parcialmente com a proposição da Teoria de nicho, pois a maior riqueza de recursos florais mostrou impacto positivo com a frequência de visitantes e uma tendência positiva quanto a riqueza de visitantes. Por outro lado, inesperadamente a abundância do recurso não afetou os visitantes, fato que vai de encontro à hipótese da disponibilidade do recurso. O conhecimento do efeito da riqueza e abundância das espécies nas funções ecossistêmicas é uma ferramenta importante que pode contribuir para pesquisas futuras de conservação de funções ecossistêmicas relevantes como a polinização.

#### PALAVRAS-CHAVE

Floresta seca; polinização; *Apis mellifera*; teoria de nicho.

#### INTRODUÇÃO

Tudo que é consumido/utilizado por um organismo, e durante esse processo deixa de estar disponível, pode ser considerado um recurso (BEGON; TOWNSEND, 2020). Vários modelos teóricos e empíricos buscam explicar a diversidade, distribuição e organização dos organismos nos ambientes em relação à disponibilidade de recursos. Por exemplo, a Teoria de Nicho postula que as espécies possuem especificidades ecológicas associadas a fatores bióticos e abióticos que fundamentalmente geram um espaço multidimensional nomeado nicho (RICKLEFS; SCHLUTER, 1994). Ainda sob a visão da Teoria de Nicho, a hipótese da maior disponibilidade do recurso prediz que a maior abundância do recurso tem o potencial para maiores abundâncias de organismos associados (OHGUSHI, 1992). Isso porque uma maior disponibilidade e heterogeneidade de recursos pode gerar uma maior particionamento do mesmo na comunidade que, em última instância, pode diminuir a sobreposição de nicho e conduzir à um estado de menor competição e maior biodiversidade (KATUMO *et al.*, 2022). Alternativamente a Teoria de Nicho podemos citar a Teoria Neutra de Stephen Hubbell, essa teoria pressupõe que os organismos e as espécies são unidades

ecológicas equivalentes e que a disponibilidade de recursos está sempre saturada (HUBBELL, 2006).

Biodiversidade pode ser conceituada de várias formas, segundo a *Parties to the Convention on Biological Diversity* (CBD): é toda variedade de vida de todas as origens, incluindo ambientes terrestres e aquáticos, suas relações ecológicas, incluindo intra e interespecífica e de ecossistemas (MACE *et al.*, 2012). Por sua vez, serviços ecossistêmicos são estruturas ou mecanismos que trazem benefícios para os humanos oriundos do ecossistema (MACE *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2017). A biodiversidade é um regulador das funções ecossistêmicas e de processos que modulam os serviços ecossistêmicos (MACE *et al.*, 2012). É bem estabelecido que comunidades mais ricas possuem mais funções e são mais resilientes, desta maneira é esperado que serviços ecossistêmicos estejam intimamente relacionados à biodiversidade (BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018; MACE *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2017). Portanto, a perda de biodiversidade pode acarretar uma diminuição de funções ecossistêmicas e de resiliência ambiental. No cenário de mudanças climáticas, onde há um custo ambiental adicional aos ecossistemas, a perda de diversidade e funções pode gerar impactos negativos, por exemplo, elevando os danos causados por incêndios, surtos de insetos e diminuindo a capacidade de absorver carbono (MORI *et al.*, 2017), o que pode ser retroalimentativo com as mudanças climáticas.

A interação planta-polinizador é um tipo de mutualismo no qual as plantas são beneficiadas pelo aumento do sucesso reprodutivo sexual (o que tende a garantir uma maior diversidade genética) e os animais pela aquisição dos recursos florais. Por exemplo, as abelhas visitam as flores pelos recursos florais (néctar e pólen), e a qualidade e quantidade desses recursos está relacionado com o comportamento de forrageamento dos insetos (DEPRÁ; GAGLIANONE, 2018; QUINET *et al.*, 2016). Essa interação é importante na manutenção de serviços ecossistêmicos que sustentam a biodiversidade das florestas e na agricultura sustentável (OLLERTON, 2017). Além disso, uma maior heterogeneidade ambiental aumenta a diversidade dos organismos associados permitindo menor sobreposição de nicho e conseqüentemente menor competição (KATUMO *et al.*, 2022).

Estudos apontam que a fragmentação de florestas secas pode afetar interações ecológicas como a polinização, reduzindo o sucesso reprodutivo das espécies (AIZEN; FEINSINGER, 1994). No contexto de florestas secas, está inserida a Caatinga, um representante das florestas tropicais sazonalmente secas com alta diversidade e endemismo (BANDA-R *et al.*, 2016). Essas florestas estão entre as mais vulneráveis às pressões antrópicas, devido ao fato de que aproximadamente um terço da população mundial vive nelas e depende diretamente de seus recursos (Albuquerque *et al.*, 2012). Assim como em outras florestas tropicais

sazonalmente secas, na Caatinga (Nordeste brasileiro) a disponibilidade de recursos como chuvas é sazonal e a biota está exposta a condições climáticas e ambientais adversas, como baixa disponibilidade de recursos e escassez hídrica, o que afeta sobretudo espécies endêmicas com sistemas de polinização especializados (SILVA *et al.*, 2019).

A importância e a escassez de pesquisas sobre a disponibilidade de recursos sobre a riqueza e abundância de visitantes florais na Caatinga nortearam a realização do presente estudo que tem como pergunta: Como a diversidade e abundância de recursos florais influenciam na diversidade e abundância de visitantes florais? Nós esperamos que os visitantes florais sejam beneficiados pela quantidade e heterogeneidade de recursos, de modo que, áreas com maior quantidade de flores e de diferentes tipos apresentará aumento na diversidade de visitantes florais por conta da maior heterogeneidade de recursos.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional (PARN) do Catimbau (8°57' a 6°25'S e 37°24' a 24°17,13'W), localizado no estado de Pernambuco. O parque apresenta diferentes tipos vegetacionais: caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (RODAL *et al.*, 1998). A Caatinga, estende-se por 912.529 km<sup>2</sup> no nordeste do Brasil e é considerada a maior Floresta Tropical Sazonalmente Seca da região neotropical (SILVA *et al.*, 2017). Em termos numéricos, a Caatinga é composta por 152 famílias, 950 gêneros, 3.150 espécies de plantas com flores; um terço dos quais são endêmicos (QUEIROZ *et al.*, 2017). O clima predominante é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen). Na região, as temperaturas médias anuais variam entre 23°C em julho e 25°C em dezembro, podendo alcançar 45°C durante o dia. A altitude é de 700 m a 1100 m e o período de maior pluviosidade (60 a 75% das chuvas) acontece nos meses de março/abril e junho/julho com precipitação média anual entre 300 a 500 mm.

### Amostragem

Para estimar a abundância de flores, foram selecionadas aleatoriamente 10 parcelas de 21 m x 28 m e no centro de cada parcela foi alocado um transecto de 20 m, totalizando 10 transectos. As parcelas estavam localizadas em ambientes

heterogêneos, com vegetação herbácea, arbustiva e arbórea. As parcelas foram alocadas em uma distância de mais de 20 metros. Durante 10 minutos foram registrados visualmente todos os visitantes florais e as espécies de plantas visitadas ao longo do transecto. Em cada parcela foram tiradas fotografias com a utilização de Drone a uma altura de 10 metros no centro das parcelas. A abundância de flores foi estimada e analisada a partir destas fotografias com a utilização do software *Image J*.

#### Análise de dados

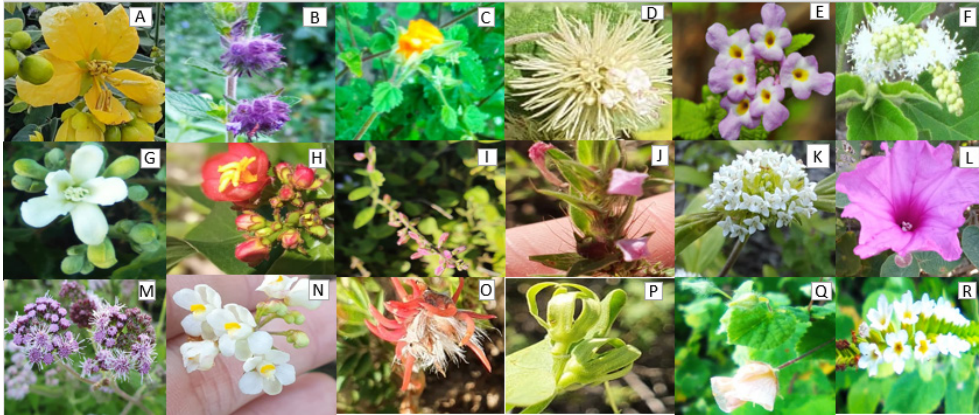
O efeito das variáveis preditoras (riqueza e abundância de recursos florais) sobre as variáveis resposta (riqueza e frequência de visitantes florais) foram verificadas a partir de um modelo linear generalizado (GLM). O modelo foi implementado com uma distribuição binomial negativa para lidar com a sobredispersão dos dados. Os valores de  $p \leq 0.05$  foram considerados significativos. Os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) foram determinados através dos valores da deviance explicada por cada variável preditora em relação a deviance total, os valores de deviance foram observados numa tabela de anova. As análises foram realizadas com uso do programa R versão 4.1.3 (R TEAM, 2021).

## RESULTADOS

Uma riqueza de onze morfoespécies de plantas com flores foi registrada nas parcelas (Figura 1, Tabela 1), porém, a média e desvio padrão da riqueza por parcela foi  $6,0 \pm 5,33$ . A frequência de visitantes florais foi em média, de  $1,66 \pm 3,25$ , porém em um dos pontos de amostragem uma frequência estimada de 249 *Apis mellifera* foi encontrada, pela elevada discrepância das demais parcelas esse ponto foi retirado e a média de frequência não o considera. Quanto às espécies de plantas, *Platypodanthera melissifolia* foi mais representativa em abundância na área, mas em relação à visitação *Cardiospermum corindum* foi prevalente. A família botânica mais representativa em número de riqueza de espécie foi Verbenaceae (3 spp) (Tabela 1). Em absoluto, dez morfoespécies de visitantes florais foram observadas, os visitantes com maior frequência registrada foram abelhas (*A. mellifera*) e diferentes morfoespécies de mariposas.

A riqueza de recursos florais influenciou positivamente a frequência de visitantes florais ( $p = 0,001$ ,  $R^2 = 39,19\%$ ) e apresentou uma tendência positiva em relação à riqueza dos visitantes. Por outro lado, não houve relação significativa entre a abundância de flores e a frequência ou riqueza de visitantes florais (Figura 2a-d).

**Figura 1.** Fotos das espécies de plantas visitadas por insetos (A-R). A. *Senna rizzinii*; B. Morfo 1; B. Morfo 2; C - Morfo 3; D. *Medusantha martiusii*; E - *Lippia grata*; F - *Croton* sp.; G - Morfo 4; H - *Jatropha mutabilis*; I, J - Polygalaceae; K - *Borreria verticillata*; M - *Platypodanthera melissifolia*; N. *Cardiospermum corindum*; O - Morfo 5; P - Morfo 6; Q - Morfo 7; R - Morfo 8



Fonte: autoria própria.

**Tabela 1.** Lista de espécies dos visitantes florais e as espécies visitadas e amostradas nas parcelas em estágio de floração com suas respectivas famílias botânicas. Número de visitas (Frequência)

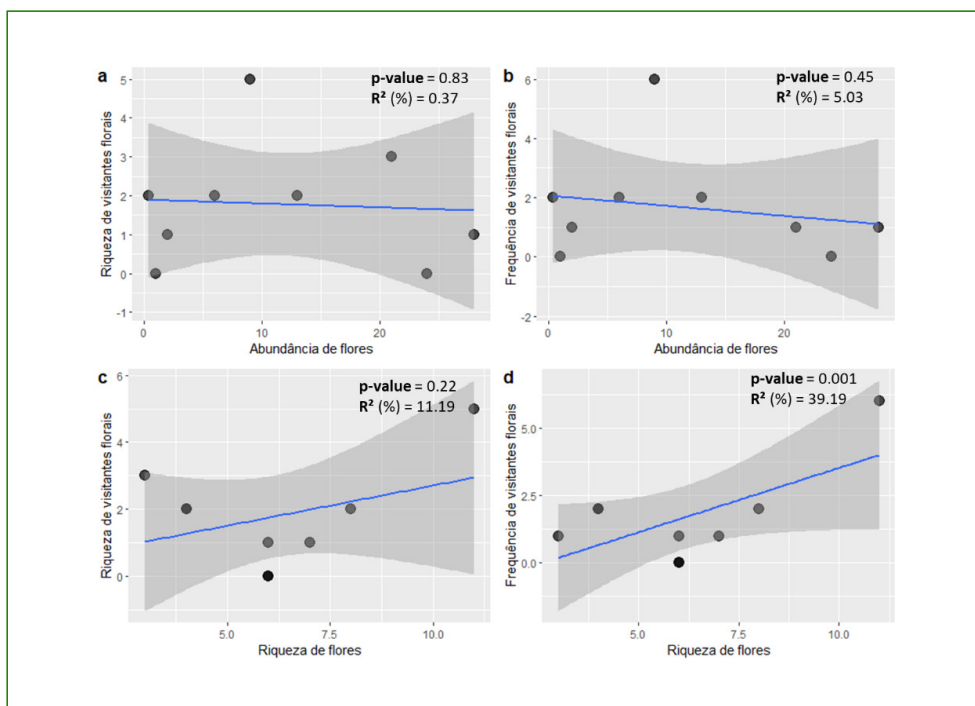
Espécies de plantas	Família botânica	Frequência de visitas	Identificação do Visitante
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	Rubiaceae	0	-
<i>Cardiospermum corindum</i> L.	Sapindaceae	249	<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Commelinaceae	0	-
<i>Eriope exaltata</i> Harley	Lamiaceae	0	-
<i>Lippia gracilis</i> Schauer	Verbenaceae	0	-
<i>Lippia grata</i> Schauer	Verbenaceae	1	Morfo 1 (Mariposa branca)
<i>Lippia grata</i> Schauer	Verbenaceae	1	Morfo 2 (Mariposa marrom)
<i>Medusantha martiusii</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Lamiaceae	0	-
Morfo 1 (Alecrim do campo)	-	0	-
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	1	Morfo 3 (Borboleta branca)
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	2	Morfo 1 (Mariposa branca)
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	1	Morfo 4 (Abelha)



Espécies de plantas	Família botânica	Frequência de visitas	Identificação do Visitante
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	1	Morfo 5 (Joaninha)
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	1	Morfo 6 (Borboleta)
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	2	Morfo 7 (Mariposa cinza)
<i>Platypodanthera melissifolia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	1	Morfo 2 (Mariposa marrom)
<i>Polygala</i> sp.	Polygalaceae	0	-
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	1	<i>Trigona spinipes</i> (Fabr.)
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	1	Morfo 8 (Mosca grande cinza)
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	1	<i>Trigona spinipes</i> (Fabr.)

Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Relação entre riqueza e abundância de recursos florais em relação à riqueza e frequência de visitantes. Em destaque o valor de significância (p) e o coeficiente de determinação em porcentagem (R<sup>2</sup>)



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a variedade de recursos foi mais importante para a visitação floral do que a quantidade de flores presentes nas áreas estudadas. Nossas hipóteses iniciais foram parcialmente corroboradas, uma vez que encontramos uma associação positiva entre riqueza de recursos e riqueza e frequência de visitantes florais. Inúmeros estudos apontam correlações positivas entre a densidade de flores e a diversidade de visitantes florais (BENEVIDES *et al.*, 2009). Tais achados evidenciam a importância da diversidade de recursos florais para as comunidades de visitantes, visto que há uma estreita relação entre a diversidade de plantas e a manutenção de serviços ecossistêmicos como a polinização (FRÜND *et al.*, 2010). Nesse sentido, visitantes florais também podem ser afetados positivamente pela abundância de recursos florais, como corroborado nos ensaios de STOUFFER; BIERREGAARD JR. (1995) e COTTON (2007). Entretanto, não observamos que a abundância do recurso contribuiu para maior visitação ou riqueza de visitantes. Diferentemente do nosso resultado, (BENEVIDES *et al.*, 2009) mostrou uma relação entre as taxas de visitação de polinizadores e a abundância de espécies de plantas em uma comunidade de plantas sul-africana.

Já é bem estabelecido que uma maior disponibilidade e diversidade do recurso gera uma maior e mais diversidade de organismos associados. A maior heterogeneidade ambiental funciona como um condutor de diversidade dos organismos associados permitindo menor sobreposição de nicho e consequentemente menor competição interespecífica, o que hipoteticamente gera uma comunidade mais rica e resiliente (KATUMO *et al.*, 2022). Estudo realizado por LIMA *et al.* (2020) que a heterogeneidade de paisagem aumenta a riqueza e a diversidade, afirmando que a heterogeneidade de paisagem é importante para sustentar a biodiversidade relacionada à polinização, devido a disponibilidade de recursos diversificados.

Por outro lado, é esperado que maior disponibilidade do recurso gere uma maior abundância do usuário, em nosso exemplo, de visitantes florais. Como foi visto no estudo realizado por VAN DEN BERGE *et al.* (2018), o recurso de polinização apresentou a maior correlação com a riqueza de espécies e abundância das espécies florestais. Porém, diferente do que foi proposto, em nosso estudo a abundância de recursos não apresentou impacto relevante nos visitantes florais. Populações, grupos ou guildas de visitantes florais podem apresentar comportamento específico tanto quanto ao recurso (relação espécie-específico) ou horários preferenciais do dia para visitação, e as coletas foram realizadas em um único dia e em um período curto de

tempo. Outra perspectiva que pode explicar a não influência da abundância dos recursos sobre os visitantes florais pode ser o fato de que grande parte da abundância está concentrada em uma única espécie ou em poucas espécies de plantas. Dessa forma, a dominância de poucas espécies vegetais não atrai uma grande riqueza de visitantes florais. Esses fatores são artefatos metodológicos que podem explicar a ausência de efeito da abundância sobre os visitantes florais e devem ser considerados como perspectivas de estudos futuros.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos dados reforçam o efeito positivo da riqueza de espécies de plantas no número e variedade de visitantes florais. Na caatinga, onde processos de produção de mel e frutas configuram uma atividade relevante, a manutenção da diversidade do recurso floral se mostrou um fator de relevância. Além disso, serviços de polinização também podem beneficiar a reprodução das espécies e colonização de áreas em regeneração. Porém, sugerimos que em estudos futuros o tamanho amostral e os hábitos específicos dos visitantes florais (como a preferência de horário do dia para visitação) sejam considerados para que a acurácia das observações seja refinada. O conhecimento do efeito da riqueza e abundância das espécies nas funções ecossistêmicas é uma ferramenta importante que pode contribuir para pesquisas futuras de conservação e sustentabilidade. Esse tipo de informação pode ser empregado na otimização de produção sustentável e na manutenção de funções ecossistêmicas relevantes como a polinização.

### REFERÊNCIAS

- AIZEN, M. A., FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, [s. l.], v. 75, p. 330–351. 1994. DOI: <https://doi.org/10.2307/1939538>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/1939538>.
- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. *The Scientific World Journal*, [s. l.], v. 2021, p. 205182. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1100/2012/205182>. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1100/2012/205182>.
- BANDA-R, K. *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, [s. l.], v. 353, n. 6306, p. 1383–1387. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf5080>.
- BANNAR-MARTIN, K. H. *et al.* Integrating community assembly and biodiversity to better understand ecosystem function: the Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE) approach. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 167–180. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12895>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12895>.

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Wiley, New York. 2020.
- BENEVIDES, C. R.; GAGLIANONE, M. C.; HOFFMANN, M. Visitantes florais do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa* Deg. Passifloraceae) em áreas de cultivo com diferentes proximidades a fragmentos florestais na região Norte Fluminense, RJ. *Revista Brasileira de Entomologia*, [s. l.], v. 53, n. 3, p. 415–421. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262009000300016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbent/a/RWktzFSTV6m3xQvcy5MLWZC/>.
- Cotton, P. A. Seasonal resource tracking by Amazonian hummingbirds. *Ibis* (Lond. 1859), [s. l.], v. 149, n. 1, p. 135–142. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00619.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2006.00619.x>.
- DEPRÁ, M. S.; GAGLIANONE, M. C. Interações entre plantas e polinizadores sob uma perspectiva temporal. *Oecologia Australis*, [s. l.], v. 22, p. 1–16. 2018. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2201.01>. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/10537>.
- FRÜND, J.; LINSENMRAIR, K. E.; BLÜTHGEN, N. Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos*, [s. l.], v. 119, n. 10, p. 1581–1590. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1600-0706.2010.18450.x>;
- HUBBELL, S. P. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, [s. l.], v. 87, n. 6, p. 1387–1398. 2006. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1387:NTATEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1387:NTATEO]2.0.CO;2). Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658%282006%2987%5B1387%3ANTATEO%5D2.0.CO%3B2>.
- KATUMO, D. M. *et al.* Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Diversity*, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 429–435. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468265922000166>.
- LIMA, K. B. *et al.* Does landscape context affect pollination-related functional diversity and richness of understory flowers in forest fragments of Atlantic Rainforest in southeastern Brazil? *Ecological Processes*, [s. l.], v. 9, n. 62, p. 1–12. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00261-6>. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-020-00261-6>.
- MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 27, p. 19–26. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534711002424>.
- MORI, A. S.; LERTZMAN, K. P.; GUSTAFSSON, L. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 54, p. 12–27. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12669>.
- OHGUSHI, T. Resource limitation on insect herbivore populations. In: HUNTER, M. D.; OHGUSHI, T.; PRICE, P. V. (Eds.). *Effects of resource distribution on animal-plant interactions*. 1992.
- OLLERTON, J. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], 48, p. 353–376. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>.

- QUEIROZ, L. P. de. *et al.* Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Springer, 2017. p. 23–63.
- QUINET, M. *et al.* Do floral resources influence pollination rates and subsequent fruit set in pear (*Pyrus communis* L.) and apple (*Malus x domestica* Borkh) cultivars? *European Journal of Agronomy*, [s. l.], v. 77, p. 59–69. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.04.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1161030116300624>.
- R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- RODAL, M. J. N. *et al.* Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, [s. l.], v. 58, n. 3, p. 517–526. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbbio/a/9z9QHTzbjXDPphnbTxF85j3q/>.
- SILVA, J. L. S. E. *et al.* Climate change will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. *PLoS One*, [s. l.], v. 14, p. e0217028. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217028>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0217028>
- SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the Challenges. In: *Caatinga: the largest tropical dry forest region in south america*. Springer. 2017. p 3–19.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR, R. O. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 9, n. 5, p. 1085–1094. 1995. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9051072.x-ii>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.1995.9051072.x-ii>.
- VAN DEN BERGE, S. *et al.* Species diversity, pollinator resource value and edibility potential of woody networks in the countryside in northern Belgium. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [s. l.], v. 259, p. 119–126. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880918301233>.

## Efeito da herbivoria foliar em atributos florais de *Senna occidentalis* (L.) Link (Fabaceae) em área de floresta seca de Caatinga

Sabrina Silva Oliveira<sup>1</sup> / Ana Carolina Sabino-Oliveira<sup>1</sup>  
Byanca Nilda Tavares Cavalcante<sup>1</sup> / Joana Sherylyn Nicodemos Cordeiro<sup>1</sup>  
Marcos Rafael Severgnini<sup>2</sup> / Adrielle Leal<sup>3</sup> / Felipe Melo<sup>1</sup>

### RESUMO

A herbivoria pode afetar o sucesso reprodutivo das espécies vegetais através de mudanças na morfologia floral, redução no número e tamanhos das flores. No entanto, a maioria dos trabalhos que investigam a influência da herbivoria no sucesso reprodutivo das plantas focam em avaliar florivoria e poucos consideram os efeitos provocados pela herbivoria em outras regiões da planta, como nas folhas. Diante disso, nós investigamos os efeitos da herbivoria foliar em atributos florais de uma espécie amplamente distribuída em uma floresta seca de Caatinga. Acreditamos que em resposta à herbivoria as plantas apresentarão menor quantidade de inflorescência por planta e flores por inflorescência, e menor tamanho de corola. Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau, nordeste do Brasil, onde foram selecionados 10 indivíduos de *Senna occidentalis* (L.) H. S. Irwin & R. C. Barneby. Avaliamos 10 folhas do terceiro par foliar e determinamos o percentual de herbivoria utilizando índice de dano

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

3 Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (Cepan).

foliar. Contabilizamos o número de inflorescências por planta, o número de flores por inflorescência e o diâmetro da corola. Nossos resultados mostraram que o número de inflorescências por indivíduo foi em média  $12,1 \pm 4,55$  (média  $\pm$  desvio padrão), a quantidade de flores por inflorescência foi de  $3,21 \pm 1,18$  e o diâmetro da corola foi em média de  $32,7 \pm 4,2$  cm. Além disso, o índice de herbivoria foliar entre os indivíduos foi de  $2,7 \pm 0,78$ . A herbivoria teve efeito na produção de inflorescências por indivíduo, de maneira que quanto maior o índice de herbivoria, menor é o número de inflorescências por planta, evidenciando que a interação com herbívoros afeta negativamente aspectos reprodutivos das espécies de plantas. Porém, o diâmetro da corola e o número de flores por inflorescência não se correlacionaram com a intensidade da herbivoria. Nossos resultados sugerem que a herbivoria foliar em *Senna occidentalis*, uma espécie de hábito herbáceo, afeta atributos reprodutivos como o número de inflorescências. Essa redução da quantidade de inflorescências pode afetar o *display* floral e consequentemente a atratividade de polinizadores comprometendo o *fitness* dos indivíduos.

#### PALAVRAS-CHAVE

*Display* floral; interação antagonista; morfometria floral.

#### INTRODUÇÃO

A pressão de herbivoria exercida por animais de diferentes guildas induzem diferentes respostas nas plantas (STAM *et al.*, 2014). Essas respostas estão associadas a mecanismos fisiológicos, morfológicos e químicos adotados pelas plantas que ajudam a lidar com a pressão negativa da herbivoria. O consumo de partes da planta pode afetar atributos florais e provocar mudanças na morfologia floral (MCCALL, 2008), redução no número de flores e decréscimo no tamanho das flores (STRAUSS, 1997; MOTHERSHEAD; MARQUIS, 2000), o que modifica a exibição floral (*display* floral), afetando assim o sucesso reprodutivo das espécies vegetais. Dentre estes herbívoros, os consumidores de folhas podem ser agentes importantes nas alterações dos atributos florais (KESSLER *et al.*, 2013). Devido a perda de tecido fotossintetizante, pode ocorrer redução nas taxas fotossintéticas seguida da realocação de recursos energéticos escassos para a defesa contra herbivoria, ao invés de investir em reprodução (CRAWLEY, 1997; STRAUSS *et al.*, 2002).

Estudos que buscam entender o efeito da herbivoria nas características florais costumam ter como foco os danos causados por florívoros, uma vez que afetam diretamente as estruturas reprodutivas (MOTHERSHEAD; MARQUIS,

2000; THOMSEN; SARGENT, 2017; PASHALIDOU *et al.*, 2020). No entanto, investigações a respeito das implicações da herbivoria foliar em atributos reprodutivos apontam para efeitos claros nos padrões de fenologia da floração, redução no número de flores e tamanho das estruturas florais como corola e tubo da corola (MOTHERSHEAD; MARQUIS, 2000; THOMSEN; SARGENT, 2017; PASHALIDOU *et al.*, 2020). Diante disso, é possível esperar que esse efeito seja ainda mais claro em espécies com padrões de polinização especializados e que as alterações na morfologia floral sejam evidentes.

Adicionalmente a isso, pequenas mudanças nas características florais associadas a espécies com polinizadores altamente especializados, podem exercer uma forte pressão seletiva nas plantas (MOTHERSHEAD; MARQUIS, 2000), já que os polinizadores podem deixar de visitar flores com aparência modificada. As consequências da herbivoria se tornarão ainda mais graves em redes mutualísticas com maior grau de complexidade e maior nível de especialização (GLAUM; KESSLER, 2017). As espécies do gênero *Senna* são bons exemplos para ilustrar plantas com características florais especializadas e grande dependência por polinizadores especialistas, o que as tornam ainda mais susceptíveis aos efeitos negativos provocados pela herbivoria foliar nos atributos florais. Entretanto, a maioria dos trabalhos que investigam a influência da herbivoria no sucesso reprodutivo vegetal avaliam espécies com polinização generalista e não especialista, como plantas do gênero *Senna*.

Diante disso, buscamos investigar o efeito da herbivoria foliar sobre atributos florais. Acreditamos que a herbivoria afetará os atributos florais devido a possíveis limitações na alocação de recursos para a reprodução das plantas, de modo que quanto maior a quantidade de herbivoria, menor será a quantidade de inflorescências por planta, quantidade de flores por inflorescência e diâmetro da corola. Para testar nossa hipótese, utilizamos a espécie *Senna occidentalis*, que se mostrou um modelo ideal para entendermos o efeito da herbivoria foliar nestes atributos florais.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, uma área de conservação de floresta seca de Caatinga, com área de 62.300ha, localizado no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (8° 24' 00" e 8° 36' 35" S). O parque apresenta em sua maioria solos arenosos, mas também é composto por litossolos e planossolos, com períodos de estiagem bem-marcados, com temperatura

média de 23° C e precipitação variando de 480 a 1100mm (RITO *et al.*, 2017). A vegetação dessa região é típica de Floresta Tropical Seca, classificada como arbustiva-arbórea, com predominância das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Boraginaceae e Burseraceae (RITO *et al.*, 2017).

#### Espécie modelo

*Senna occidentalis* (L.) é uma espécie que apresenta atributos particulares de história de vida, como a presença da enantiostilia, na qual o pistilo é deslocado para a direita ou esquerda, e as flores formam imagens especulares umas das outras (JESSON E BARRETT, 2002). As flores dependem exclusivamente de abelhas capazes de vibrar na intensidade necessária para extrair os grãos de pólen das anteras poricidas e realizar a polinização (*Buzz pollination*) da espécie. A espécie apresenta hábito herbáceo, importante para a cobertura, proteção e recuperação de solos degradados por atividade agrícola e frequentemente apresenta indícios de interação com herbívoros, como observado nos indivíduos estudados. No Brasil, *S. occidentalis* está presente em todas as regiões do país, ocorrendo na Amazônia, Cerrado, Mata atlântica, Pantanal e Caatinga (BORTOLUZZI *et al.*, 2022). Exibe ampla distribuição na área de estudo e se apresentou como um bom modelo para entender o efeito de herbívoros sobre características florais, sobretudo, em atributos de flores com características especializadas.

#### Desenho amostral

Nós realizamos busca ativa por plantas de *S. occidentalis* que possuíam no mínimo três inflorescências com flores totalmente abertas, totalizando 10 indivíduos. Para avaliar o efeito dos herbívoros foram selecionadas aleatoriamente 10 folhas de cada indivíduo do terceiro par foliar. Para determinar o percentual de herbivoria foi utilizado o índice de dano foliar de maneira similar a GARCÍA-GUZMÁN; DIRZO (2001). O índice de herbivoria varia de 0 a 5, no qual a categoria 0 < 1%; 1= 1 a 6%; 2= 6 a 12,5%; 3=12,5 a 25% e 4 = 25 a 50%; e 5 > 50% de dano foliar. Contabilizamos o número de inflorescências por planta e o número de flores por inflorescência, obtidos a partir do somatório do número cicatrizes de flores já caídas, botões, flores abertas, frutos e cicatrizes de frutos que tenham caído. Além disso, medimos o diâmetro da corola de todas as flores abertas e intactas das três inflorescências de cada indivíduo. Em cada planta selecionada mensuramos o diâmetro à altura do solo (DAS) com paquímetro digital como uma covariável.

## Análise de dados

Para avaliar se a herbivoria afeta a morfometria floral e investimento reprodutivo de *S. occidentalis* (L.), modelamos o diâmetro da corola, quantidade de flores e quantidade de inflorescência como variáveis resposta separadas em função do índice de dano foliar como variáveis predictoras. Para isso, usamos um modelo linear generalizado misto (GLMM) para cada uma das variáveis resposta e usamos o indivíduo como fator aleatório no modelo para controlar os indivíduos com medidas repetidas. Para realizar essas análises, utilizamos a função *lme* do pacote *lme4* (BATES *et al.*, 2015) no *software* R (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

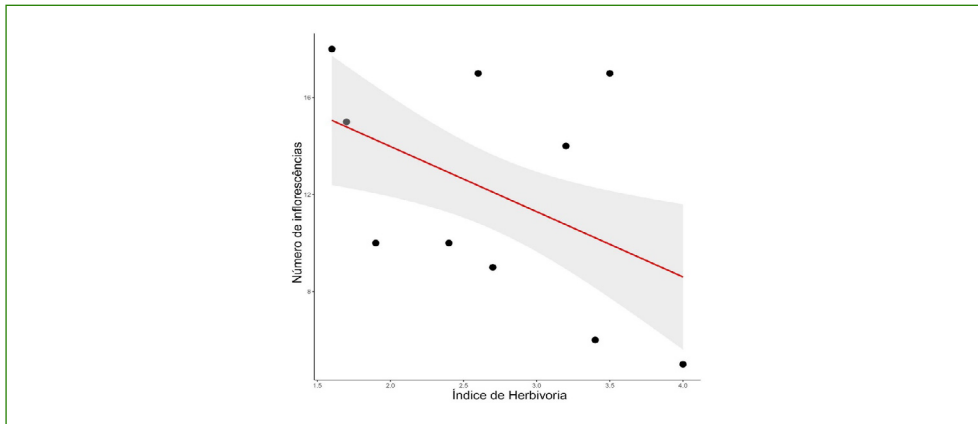
O número de inflorescências por indivíduo variou  $12,1 \pm 4,55$  (média  $\pm$  desvio padrão), a quantidade de flores por inflorescência variou de  $3,21 \pm 1,18$  e o diâmetro da corola variou em média de  $32,7 \pm 4,2$  cm. Além disso, o índice de herbivoria foliar entre os indivíduos variou de  $2,7 \pm 0,78$ . Ainda, para cada aumento em um grau de magnitude de variação na herbivoria foliar, o número de inflorescência diminuiu em dois graus. Assim, encontramos que o índice de herbivoria se correlacionou negativamente com o número de inflorescências por indivíduo em *S. occidentalis* ( $p = 0.007$ ;  $R^2 = 0.604$ ; Tabela 1; Figura 1). Em contrapartida, o diâmetro da corola e o número de flores por inflorescência não se correlacionaram com a intensidade da herbivoria.

**Tabela 1.** Resultado da análise do modelo linear generalizado misto (GLMM) da quantidade de inflorescências por indivíduo de *S. occidentalis* em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil. Parâmetros fixos do modelo: Est. = Estimativas; CI = índice de confiança;  $p$  = valor da probabilidade associada. Parâmetros aleatórios do modelo:  $\sigma^2$  = variância;  $\tau_{00}$  indivíduo = variância entre indivíduos incluídos no modelo aleatório;  $N$  = tamanho amostral;  $R^2$  marginal/  $R^2$  condicional = coeficiente de determinação

Preditores	Est.	CI	P
Índice de herb.	-3.09	-5.25 - -0.92	0.007
Diâmetro à altura do solo (DAS)	-0.09	-0.38 - 0.20	0.535
Efeitos aleatórios			
$\sigma^2$	0.00		
$\tau_{00}$ indivíduo	5.63		
ICC	1.00		
$N$ indivíduo	10		
Observações	30		
$R^2$ marginal/ $R^2$ condicional	0.604/ 1.000		

Fonte: autoria própria.

**Figura 1.** Regressão linear entre número de inflorescências (Nº de inflorescência) por indivíduo e índice de herbivoria em indivíduos de *S. occidentalis*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil. A linha vermelha representa a tendência negativa entre as variáveis



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a herbivoria foliar em *Senna occidentalis*, uma espécie de hábito herbáceo, afeta atributos reprodutivos como o número de inflorescências. A redução da quantidade de inflorescências afeta o *display* floral e consequentemente a atratividade de polinizadores comprometendo o *fitness* dos indivíduos. No entanto, a intensidade da herbivoria desempenha um papel menor em atributos florais, como características morfométricas e produção de flores por inflorescência.

O efeito dos herbívoros foliares sobre aspectos reprodutivos das plantas pode estar relacionado à perda de tecido fotossintetizante com consequente redução de nitrogênio e carboidratos para investimento em estruturas reprodutivas (CRAWLEY, 1997; MILLARD *et al.*, 2001; STRAUSS *et al.*, 2002). Desse modo, como estratégia de sobrevivência, quando estão sob ataque de herbívoros, as plantas podem desviar recursos energéticos que seriam destinados à reprodução para recuperação dos tecidos lesionados e produção de defesas químicas contra esses antagonistas (MILLARD *et al.* 2001), e dessa forma haveria pouca disponibilidade de recursos energéticos para investir em atributos reprodutivos, como número de inflorescências.

Por outro lado, a forma como as plantas investem em seus recursos energéticos é influenciada por alguns fatores, dentre eles, a forma de vida da planta, de modo que plantas anuais, que apresentam ciclo de vida curto como as herbáceas, por apresentarem geralmente apenas um evento reprodutivo, investem a maioria dos recursos na reprodução, ao invés de alocar recursos para crescimento e

proteção contra herbivoria (KARLSSON; MÉNDEZ, 2005). Esta mesma estratégia pode ser utilizada por *S. occidentalis*, já que esta apresenta ciclo de vida curto, o que poderia explicar a ausência de efeito do índice de herbivoria em algumas das variáveis investigadas nesse estudo.

Assim como a forma de vida da planta, a frequência com que as plantas são expostas aos herbívoros também influencia no impacto da herbivoria na performance da planta (STILING, 1999; BOEGE; MARQUIS, 2005), e podem ser fatores associados, de modo que, possivelmente, plantas de ciclo de vida curto não sofrem efeitos cumulativos provocados pela herbivoria, devido à baixa frequência desses antagonistas proporcionada pelo pouco tempo de exposição à pressão destes agentes no ambiente, e assim não apresentariam efeitos negativos expressos em estruturas reprodutivas, por exemplo.

Além disso, a fenologia da planta constitui outro fator importante no efeito destes antagonistas sobre as plantas (STILING, 1999; BOEGE; MARQUIS, 2005), de modo que *S. occidentalis*, por ser uma espécie herbácea, surge no início do período chuvoso juntamente com diversas outras herbáceas, coincidindo também com o período de produção de folhas de outras espécies arbustivas e arbóreas. Dessa forma, devido à alta disponibilidade de recursos no ambiente, a pressão herbívora em *S. occidentalis* possivelmente seja baixa a ponto de não apresentar efeitos em características reprodutivas.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, nosso estudo buscou entender o efeito da herbivoria sobre atributos florais e demonstrou que uma maior herbivoria diminui o investimento na produção de inflorescência dos indivíduos. Esse resultado sugere que essa interação antagonista pode influenciar em aspectos reprodutivos das plantas através da redução na exibição floral e disponibilidades de flores, o que afeta a atração de polinizadores e conseqüentemente influencia negativamente no sucesso reprodutivo das espécies vegetais. Estudos futuros devem investigar o efeito de outros grupos de herbívoros, como aqueles de grande porte, e que consumam outras partes da planta, sobre atributos florais.

### AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga por todo suporte de infraestrutura e logístico, assim como ao PPGV - UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradecemos ao prof. Felipe Melo e à Adrielle Leal por nos fornecerem suporte teórico e apoio geral com a realização do projeto.

## REFERÊNCIAS

- AARSEN, L. W. *et al.* Reproductive Allocation in Plants. *In*: Reekie, E. G., Bazzaz, F. A. B. T.-R. A. P. (Eds.). *Physiological Ecology*. Academic Press, Burlington, 2005.
- BATES, D. *et al.* Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, [s. l.], v. 67, p. 1–48. 2015. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v067i01>.
- BOEGE, K.; MARQUIS, R. J. Facing herbivory as you grow up: the ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 441–448. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534705001485>.
- BORTOLUZZI, R. L. C. *et al.* Senna in Flora e Funga do Brasil. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. 2022. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/ficha.html?idDadosListaBrasil=23149>.
- COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, [s. l.], v. 27, p. 305–335. 1996. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305>.
- CRAWLEY, M. J. Plant–herbivore dynamics. *In*: CRAWLEY, M. J., editor. *Plant ecology*. Blackwell Science; Oxford, UK, pp. 401–474. 1997.
- GARCÍA-GUZMÁN, G.; DIRZO, R. Patterns of leaf-pathogen infection in the understory of a Mexican rain forest: incidence, spatiotemporal variation, and mechanisms of infection. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 634–645. 2001. DOI: <https://doi.org/10.2307/2657063>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/2657063>.
- GLAUM, P.; KESSLER, A. Functional reduction in pollination through herbivore-induced pollinator limitation and its potential in mutualist communities. *Nature Communications*, [s. l.], v. 8, p. 2031. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02072-4>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-017-02072-4>.
- JESSON, L. K.; BARRETT, S. C. H. Enantiostyly: solving the puzzle of mirror-image flowers. *Nature*, [s. l.], v. 417, p. 707. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1038/417707a>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/417707a>.
- KESSLER, D. *et al.* *Petunia* flowers solve the defence/apparency dilemma of pollinator attraction by deploying complex floral blends. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 299–306. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12038>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12038>.
- MILLARD, P. *et al.* Interspecific defoliation responses of trees depend on sites of winter nitrogen storage. *Functional Ecology*, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 535–43. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00541.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.0269-8463.2001.00541.x>.
- MCCALL, A. C. Florivory affects pollinator visitation and female fitness in *Nemophila menziesii*. *Oecologia*, [s. l.], v. 155, p. 729–737. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0934-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-007-0934-5>.
- MOTHERSHEAD, K.; MARQUIS, R. J. Fitness Impacts of Herbivory through Indirect Effects on Plant-Pollinator Interactions in *Oenothera macrocarpa*. *Ecology*, [s. l.], v. 81, p. 30–40. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0030:FIOHTI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0030:FIOHTI]2.0.CO;2). Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658%282000%29081%5B0030%3AFIOHTI%5D2.0.CO%3B2>.

- PARENTE, H. N. *et al.* Influência do Pastejo e da Precipitação Sobre a Fenologia de Quatro Espécies em Área de Caatinga. *Revista Arvore*, [s. l.], v. 36, n. 3, 411–421. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000300003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/nzzL68Gkwsbx3MDghztszTQ/abstract/?lang=pt>.
- PASHALIDOU, F. G. *et al.* Bumble bees damage plant leaves and accelerate flower production when pollen is scarce. *Science*, [s. l.], v. 368, n. 6493, p. 881–884. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aayo496>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aayo496>.
- RIPPLE, W. J. *et al.* Ruminants, climate change and climate policy. *Nature Climate Change*, [s. l.], v. 4, p. 2–5. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2081>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nclimate2081>.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. 2022.
- SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607–614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.
- STAM, J. M. *et al.* Plant Interactions with Multiple Insect Herbivores: From Community to Genes. *Annual Review of Plant Biology*, [s. l.], v. 65, p. 689–713. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050213-035937>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-arplant-050213-035937>.
- STRAUSS, R. E.; ALTIG, R. Ontogenetic body form changes in three ecological morphotypes of anuran tadpoles. *Growth, Development and Aging*, [s. l.], v. 56, p. 3–16. 1992. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/1601574/>.
- STILING, P. *Ecology: Theories and Applications*. 3ed. Upper Saddle River: PrenticeHall. 1999.
- THOMSEN, C. J. M.; SARGENT, R. D. Evidence that a herbivore tolerance response affects selection on floral traits and inflorescence architecture in purple loosestrife (*Lythrum salicaria*). *Annals of Botany*, [s. l.], v. 119, n. 8, p. 1295–1303. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcx026>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article/119/8/1295/3084712>.
- RITO, KF. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- STRAUSS, S. Y. *et al.* Direct and ecological costs of resistance to herbivory. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 17, n. 6, p. 278–285. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02483-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02483-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534702024837>.

# 5

## Efeito da intensidade do uso do solo sobre atributos ecofisiológicos em uma espécie vegetal abundante na Caatinga

Adglecianne Melo<sup>1</sup> / Kassy Melissa Oliveira de Souza<sup>2</sup>

Leonardo Vilas-Bôas M. P. de Cerqueira<sup>3</sup>

Arthur A. de Barros Rodrigues<sup>4</sup> / Renato Vanderlei<sup>1</sup> / Felipe Melo<sup>1</sup>

### RESUMO

Diferentes intensidades de uso do solo podem interferir na montagem e composição da comunidade, alterando a diversidade e a dominância de cada espécie, principalmente em um contexto de Floresta Tropical Seca, como a Caatinga que está sofrendo constantes perturbações humanas com a exploração de recursos naturais. O presente trabalho visa investigar como a intensidade do uso do solo afeta atributos ecofisiológicos de uma espécie vegetal modelo em áreas de floresta seca na Caatinga. Para nossa investigação utilizamos a *Pavonia varians*, uma espécie abundante na região e apresenta dominância em áreas perturbadas. Avaliamos três atributos ecofisiológicos foliares (condutância estomática, área e dureza foliar) em diferentes intensidades do uso do solo (pastagem de gado, pastagem de caprinos, agrofloresta e ambiente controle - do mais alto grau de perturbação para o mais baixo, respectivamente). Investigamos as respostas desses atributos ecofisiológicos

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

3 Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

4 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

em função da variação na umidade do solo nas quatro áreas. Os resultados revelaram que o modo de uso do solo influenciou as respostas ecofisiológicas avaliadas; a umidade do solo, porém, não influenciou no padrão de resposta encontrado. O ambiente de maior grau de intensidade de uso do solo (pastagem para gado) resultou em respostas de maior dureza foliar ( $116.26 \pm 30.96$  g), já para a medida de condutância estomática os valores foram inferiores em relação às áreas de menor intensidade de uso ( $537 \pm 189.36$ ), mas não diferiu com relação área de pastagem por bodes ( $674 \pm 91.85$ ). Com relação a área foliar, esse atributo variou bastante (52,62%). Os resultados evidenciam que a plasticidade fenotípica da planta ajuda a explicar sua ocorrência em ambientes com diferentes graus de perturbação e possivelmente, explica sua dominância sobre outras herbáceas nessas áreas.

#### PALAVRAS-CHAVE

Área foliar; condutância estomática; *Pavonia varians*.

#### INTRODUÇÃO

Florestas tropicais de todo o mundo vêm sendo intensamente fragmentadas pela ação antrópica o que transforma a vegetação em mosaicos de floresta em processo de regeneração (VANDERLEI *et al.*, 2021). A pecuária extensiva de caprinos e bovinos, assim como a prática de agricultura de corte-e-queima estão entre os principais fatores de uso da terra que conduz à conversão da floresta nativa a paisagens modificadas (BARROS *et al.*, 2021). Esse é o caso da Caatinga, segunda maior floresta seca do mundo que já apresenta mais de 60% de sua extensão de floresta alterada (CARDOSO *et al.*, 2018). A perturbação antrópica interfere em diversos processos ecológicos, sendo um forte fator para a perda de biodiversidade (LEAL *et al.*, 2014). A conversão da floresta em área de pastagens, por exemplo, além de diretamente causar declínio na diversidade biológica pela retirada direta de biomassa acima do solo, promove processos de degradação do solo, gera aumento da intensidade luminosa na área, bem como impacta a ciclagem de nutrientes no ecossistema (RIBEIRO *et al.*, 2016; TRIPATHI; SINGH, 2012; BAJOCCHO *et al.*, 2012).

Todos esses fatores mencionados têm efeito nos processos de montagem e estrutura da comunidade pós distúrbio e especialmente em áreas que sofrem pressão de perturbação crônica, isto é, distúrbios que não resultam necessariamente em perda de hábitat, mas são caracterizados pela extração intensiva e contínua dos recursos (RIBEIRO *et al.*, 2016). O banco de sementes, por

exemplo, que se configura como um importante mecanismo de regeneração, é inviabilizado por algumas práticas de uso da terra tal como a agricultura de corte-e-queima (BEZERRA *et al.*, 2022), assim como processos de dispersão de sementes (LEAL *et al.*, 2014) e conseqüentemente recrutamento de plântulas. Além disso, algumas espécies podem ser favorecidas ecofisiologicamente em ambientes perturbados, enquanto outras mais sensíveis ao estresse ambiental são eliminadas, o que pode eventualmente acarretar homogeneização da paisagem por dominância dessas espécies vencedoras em ambientes estressantes (NAAF; WULF, 2011; RITO *et al.*, 2017).

Nesse sentido, espécies que conseguem se estabelecer e dominar nessas áreas perturbadas devem ser foco de atenção, na tentativa de se compreender quais características as permitem ter esse sucesso e dominar diferentes graus de perturbação ambiental. Essa capacidade de colonizar e proliferar em um espectro amplo de condições pode ser especialmente determinada por variações intraespecíficas de ordem ecofisiológica (O'SULLIVAN *et al.*, 2022). Tais variações são principalmente manifestadas na forma de ajustes nos traços funcionais, especialmente em atributos foliares visando a otimização do *trade-off* entre o ganho de carbono e manutenção do status hídrico. A título de exemplo dessas respostas, observa-se principalmente ajustes na área foliar e no controle estomático, isto é, a regulação da abertura e fechamento dos estômatos, ambos com efeitos sobre as trocas gasosas e a taxa fotossintética das plantas (FALCÃO *et al.*, 2017).

Os traços funcionais foliares são bons proxies de respostas de plantas ao ambiente (PIREDA *et al.*, 2019), uma vez que variações em determinados atributos (plasticidade fenotípica) refletem estratégias de captação de recursos pelas plantas que podem variar do espectro conservativo ao aquisitivo e determina a habilidade das plantas de se estabelecer em ambientes diversificados com disponibilidade de recurso diferencial (FALCÃO *et al.*, 2015). Nesse contexto, nós propomos investigar características ecofisiológicas de uma espécie vegetal dominante na Caatinga, que ocorre em ambientes com diferentes intensidades de uso do solo (área de pasto por gado, caprino, agrofloresta e de floresta nativa mais conservada). A nossa hipótese é que, no ambiente com maior intensidade de uso do solo (*i.e.*, maior exposição de solo), as plantas apresentam menor condutância estomática, menor área, e maior dureza foliar.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Buíque-PE), semiárido pernambucano (8.61667° S, 37.15° O). A precipitação anual varia de 480 a

1100mm, com intensa sazonalidade interanual, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (RITO *et al.*, 2017). Rica em espécies endêmicas de diversos táxons (LEAL *et al.* 2005), a vegetação predominante da Caatinga é constituída pelas famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae (RITO *et al.* 2017).

Apesar de ser uma unidade de conservação e, portanto, possuir restrições e exploração dos recursos naturais, o Parque Nacional do Catimbau está sujeito a contínuas atividades humanas ligadas à subsistência (SPECHT *et al.*, 2019). Dentre elas estão a agricultura de corte e queima, criação intensiva de gado e pecuária extensiva de bodes que convertem a floresta em um mosaico de florestas secundárias de diferentes idades (SOUZA *et al.*, 2019, BARROS *et al.*, 2021). O estudo foi realizado em área particular, onde há majoritariamente três cenários de uso do solo: área destinada a pastagem de gado, área destinada a pastagem caprinos e área destinada a plantios frutíferos e forrageiros (agrofloresta).

#### Desenho experimental

O desenho experimental consistiu na comparação de medidas ecofisiológicas da planta modelo (*i.e.*, *Pavonia varians*) em um gradiente de intensidade do uso do solo, composto por: pastagem para gado, caprino, agrofloresta, e área de floresta preservada como controle, sendo o primeiro o uso mais intensivo e o último menos. A espécie *P. varians* foi utilizada por ser uma herbácea dominante em ambientes degradados e possuir ampla distribuição pelo Parque Nacional do Catimbau (DOMINGOS-MELO *et al.*, 2020). Utilizamos cinco indivíduos dessa espécie em cada uma das quatro categorias de uso do solo (*i.e.*, pasto destinado de gado, pasto destinado a caprinos, agrofloresta e controle, da maior para menor perturbação, respectivamente), totalizando 20 indivíduos. Em cada indivíduo, os atributos relacionados a dureza foliar, condução estomática e área foliar foram calculados a partir da terceira folha do ramo abaixo do meristema. Como critério de inclusão, avaliamos se a folha estava totalmente expandida e sem danos ou com menor dano foliar possível.

Para mensurar cada um dos atributos ecofisiológicos utilizamos diferentes técnicas e equipamentos. A área foliar foi estimada através da coleta em campo e posterior manipulação das fotografias no software *ImageJ*. A dureza foliar foi medida através de um equipamento que considera a força necessária aplicada até romper a folha como medida de dureza do tecido, com valor em gramas. E por último, as mensurações da condutância estomática foram realizadas através do porômetro foliar (SC – I Leaf Porometer, Grupo METER).

Nas áreas de gradiente de intensidade do uso do solo estabelecidas, medimos também a umidade do solo com um sensor a uma profundidade de 30 cm (HFM 2030, Falker, Porto Alegre, BR) próximo aos indivíduos analisados. Essa métrica foi adicionada devido ao fato de que atributos fisiológicos respondem, a priori, a condições abióticas ambientais que podem ser modificadas pelas ações humanas, como diferentes usos do solo.

#### Análise de dados

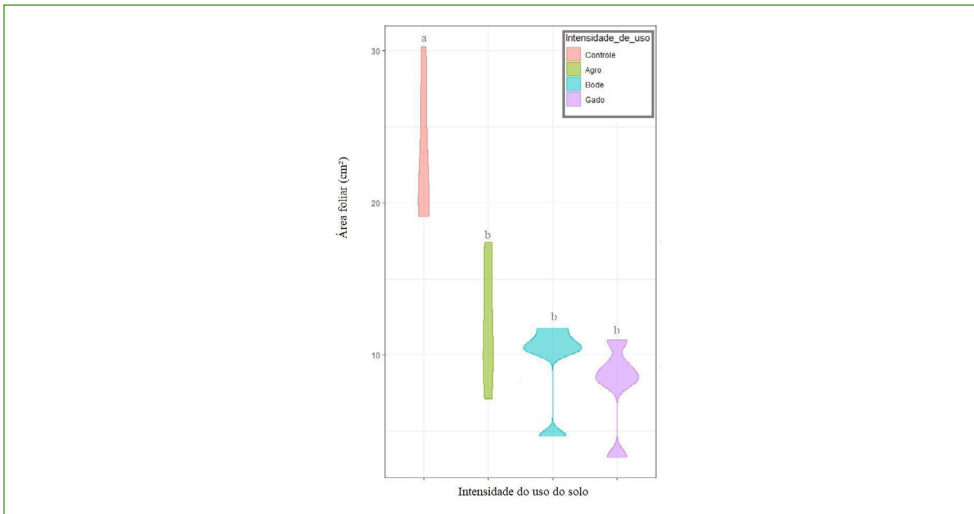
A fim de verificar como a intensidade do uso do solo (variável preditora) modula os atributos ecofisiológicos das plantas (condutância estomática, área e dureza foliar; variáveis resposta), utilizamos uma análise de variância (ANOVA). Acrescentamos a posteriori, a umidade do solo medida em campo para identificar se existia diferença dela em cada tratamento e como ela responderia como outra variável preditora. Respeitamos os pressupostos da análise, calculando a normalidade dos dados através do teste de Shapiro Wilk e a homogeneidade da variância através do teste de Fligner-Killeen. Posteriormente, utilizamos o teste de Tukey para identificar as diferenças par a par entre as categorias de uso. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

Dentro do gradiente relacionado aos diferentes usos intensivos do solo obtivemos pouca variação da umidade do solo ( $8,51 \pm 0,94$  %), com essa variável sendo similar entre os tratamentos ( $p > 0,5$ ) e pouco explicativa para todos os atributos ecofisiológicos mensurados ( $p > 0,5$ ). Entretanto, as plantas apresentaram diferenças nos atributos ecofisiológicos entre as áreas dentro desse gradiente. *Pavonia varians* apresentou área foliar de cerca de  $13,27 \pm 6,98$  cm (coeficiente de variação -  $cv = 52,62$  cm), dureza foliar média de  $88,01 \pm 22,44$  g ( $cv = 25,50$  g) e condutância estomática de  $580,14 \pm 99,06$  mol/m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> ( $cv = 17,07$  mol/m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>).

O gradiente de uso do solo teve efeito sobre os atributos morfológicos (*i.e.*, área e dureza foliar) e fisiológicos (*i.e.*, condutância estomática). A área foliar apresentou resposta de característica inversa do atributo em relação à intensidade de uso do solo, ou seja, em áreas de maior intensidade de uso (pasto para gado) as folhas apresentavam menor área foliar e nas áreas de menor intensidade de uso (controle) as folhas apresentavam maior área ( $p_{adj} < 0,003$  - Figura 1).

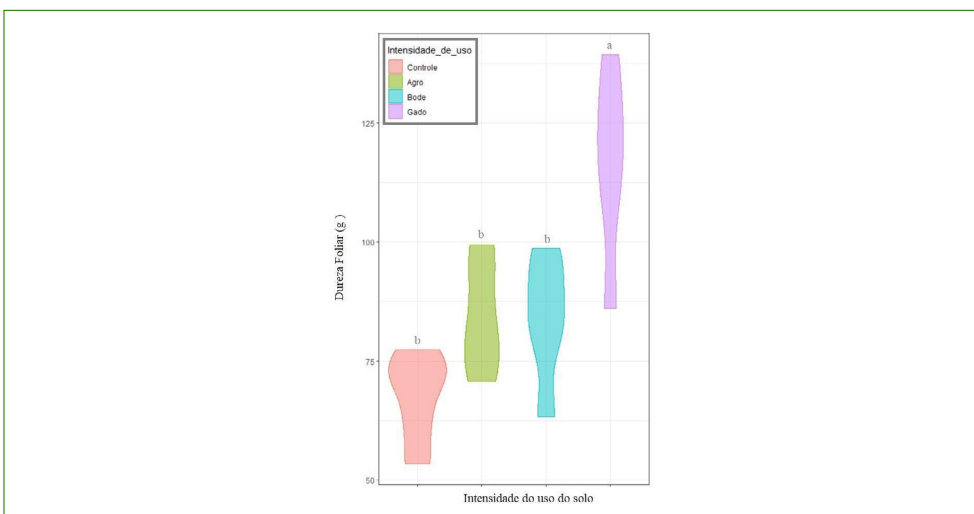
**Figura 1.** Efeito da intensidade do uso do solo sobre a área foliar de *Pavonia varians*. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos. Controle - área de Caatinga conservada. Agro - área de sistema agroflorestal. Bode - área de pastejo por caprinos. Gado - área de pastejo por bovinos



Fonte: autoria própria.

Com relação à dureza da folha, o padrão de resposta desse atributo foi inverso à área foliar, de modo que respondeu segundo a intensidade de uso do solo. Ou seja, para esse atributo, encontramos folhas mais duras em parcelas de maior intensidade (pasto para gado) em relação aos demais tratamentos ( $p_{adj} < 0,02$  - Figura 2). Portanto, em áreas de maior intensidade de uso, *P. varians* tinha folhas menores e mais duras.

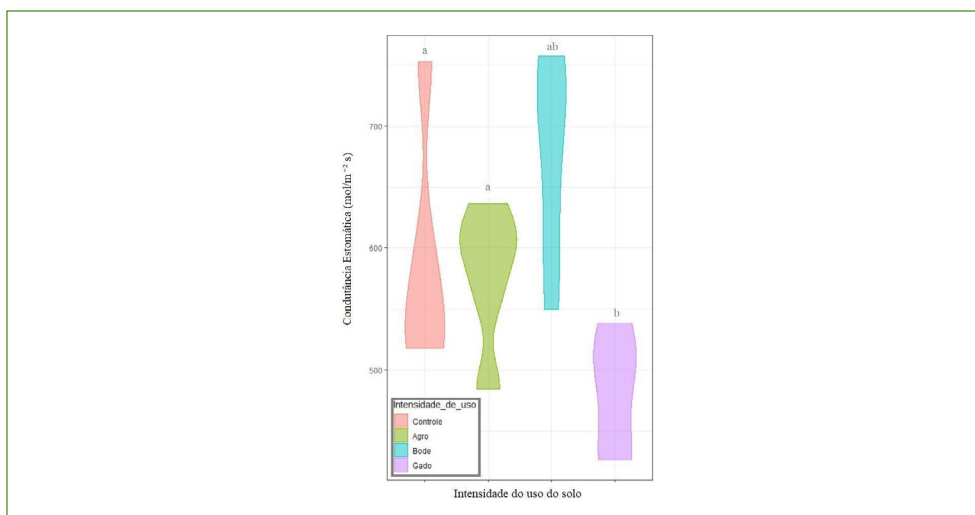
**Figura 2.** Efeito da intensidade do uso de solo sobre a dureza foliar de *Pavonia varians*. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos. Controle - área de Caatinga conservada. Agro - área de sistema agroflorestal. Bode - área de pastejo por caprinos/bodes. Gado - área de pastejo por bovinos



Fonte: autoria própria.

A condutância estomática das plantas localizadas na área de pasto para gado foi significativamente menor do que nas plantas da área controle e de agrofloresta, não apresentando diferença, entretanto, em relação à área de pastagem para bodes ( $p \text{ adj} < 0,01$  - Figura 3).

**Figura 3.** Efeito da intensidade de uso do solo sobre a condutância estomática de *Pavonia varians*. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos. Controle - área de Caatinga conservada. Agro - Área de sistema agroflorestal. Bode - área de pastejo por caprinos/bodes. Gado - área de pastejo por bovinos



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a intensidade de uso do solo influencia nas respostas de atributos funcionais foliares e assim, espécies que têm maior capacidade de ajustar esses atributos em função das condições diversificadas podem dominar os ambientes perturbados ou não. Nossos achados permitem afirmar que as plantas podem ajustar estratégias dentro do espectro de aquisição de recursos, adotando estratégias mais conservativas em ambientes mais perturbados (menor condutância, menor área foliar) e mais aquisitivos em locais com menor grau de perturbação (maior condutância e área foliar). Além disso, a espécie mostrou alta variação intrapopulacional nas características avaliadas, evidenciando uma alta capacidade de modulação dos atributos funcionais que pode conferir alta plasticidade e um espectro maior de tolerância a ambientes diversos.

A capacidade de ajustar as respostas em função da condição ambiental é um importante aspecto que pode determinar a sobrevivência e perpetuação das plantas num gradiente ambiental (MELO *et al.*, 2021). Como a folha é o

principal órgão fotossintetizante, diretamente relacionado com a produtividade da planta, muitas das estratégias envolvem ajustes nesse órgão (FALCÃO *et al.*, 2017). A primeira linha de resposta de tolerância de uma planta em condição estressante de ambiente semiárido, como é o caso da nossa área de estudo, é resolver o dilema da transpiração, modulando diretamente a resposta de condutância estomática ou indiretamente ajustando a área foliar para reduzir superfície de perda de água (BARROS *et al.*, 2020; MELO *et al.*, 2021).

A maior área foliar encontrada para o ambiente controle em relação aos demais pode ser explicada pela necessidade de competição por luz, visto que por ter maior cobertura vegetal, as plantas estavam mais sombreadas. Um maior investimento em produção de tecido foliar pode visar a otimização da captação de recurso luminoso, e por conseguinte a fotossíntese (LIU *et al.*, 2016). O contrário tende a acontecer em áreas abertas de muita exposição luminosa que apresenta tendência oposta, isto é, as plantas diminuem a área foliar como possível estratégia para reduzir a superfície de transpiração e como mecanismo de fotoproteção (PIREDA *et al.*, 2019).

Nas áreas de maior intensidade de uso do solo, as plantas investiram em maior dureza foliar ao passo que tinham folhas menores. Um mecanismo explicativo para essa estratégia é possivelmente a necessidade de investimento em defesa contra a pressão de herbívoros (FALCÃO *et al.*, 2017), uma vez que estão mais expostas no ambiente de pasto. A maior dureza da folha reflete maior investimento de recurso de carbono estrutural na produção da folha, por exemplo celulose, o que implica em redução da palatabilidade, aumentando a defesa física da planta contra herbívoros (ARMANI *et al.*, 2020). Por outro lado, eleva o custo de construção da folha, o que à luz do espectro de economia foliar caracteriza uma estratégia mais conservativa (FALCÃO *et al.*, 2017; WEI *et al.*, 2016). Em conjunto, as respostas dos atributos funcionais observadas destacam uma característica notável para a espécie modelo que é a capacidade de exibir diferentes estratégias a depender do ambiente em que ocorre.

## CONCLUSÃO

À luz de nossos achados podemos concluir que a alta plasticidade ecofisiológica é um importante atributo explicativo para a dominância de determinadas espécies em uma diversidade de ambientes na Caatinga. Os traços funcionais avaliados em *P. varians* são proxies de estratégias de investimento do carbono das plantas, isto é, a capacidade de adquirir e usar eficientemente os recursos do ambiente, sobre o que ficou evidente que a espécie modelo pode variar o tipo de estratégia exibida em resposta a condição em que se encontra. Essa

característica de plasticidade pode ser um fator crucial para sobrevivência e persistência de plantas em um ambiente em constante mudança como a Caatinga e florestas secas de modo geral, tanto por efeitos diretos da intensa atividade antrópica, quanto pela vulnerabilidade desses ambientes ao cenário climático em curso, que tendem a tornar as condições ainda mais extremas nessas áreas.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos o professor Dr. Felipe Melo pelas orientações na concepção da ideia e execução do projeto e o monitor David Santos pelo auxílio na coleta de campo e análise das amostras. Agradecemos também o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

#### REFERÊNCIAS

- ARMANI, M. *et al.* Structural defence is coupled with the leaf economic spectrum across saplings of spiny species. *Oikos*, [s. l.], v. 129, n. 5, p. 740-752. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.06960>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/oik.06960>.
- BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.
- BAJOCCO, S. *et al.* The impact of Land Use/Land Cover Changes on land degradation dynamics: A Mediterranean case study. *Environmental Management*, [s. l.], v. 49, p. 980-989. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9831-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-012-9831-8>.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- BARROS, V. *et al.* Different resource-use strategies of invasive and native woody species from a seasonally dry tropical forest under drought stress and recovery. *Plant Physiology and Biochemistry*, [s. l.], v. 147, p. 181-190. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.12.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0981942819305340>.
- CARDOSO, J. M.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.). *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. 2018.
- DOMINGOS-MELO, A. *et al.* The dark side of the rain: self-pollination setbacks due to water exposure in *Pavonia varians* Moric (Malvaceae), a species with rain-dependent flowering. *Acta Botanica Brasílica*,

[s. l.], v. 34, n. 2, p. 437-441. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062020ab0023>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/nwGMZDZxJ5QcdZv3ds9swnr/>.

FALCÃO, H. M. *et al.* Phenotypic plasticity and ecophysiological strategies in a tropical dry forest chronosequence: A case study with *Poincianella pyramidalis*. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 340, p. 62-69. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714007452>.

FALCÃO, H. M. *et al.* Leaf construction cost is related to water availability in three species of different growth forms in a Brazilian tropical dry forest. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, [s. l.], v. 29, p. 95-108. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40626-017-0087-9>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s40626-017-0087-9>.

LEAL, I. R. *et al.* Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 19, p. 701-706. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.

LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia*, [s. l.], v. 174, 173-181. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2740-6>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s00442-013-2740-6>.

LIU, Y. *et al.* Does greater specific leaf area plasticity help plants to maintain a high performance when shaded? *Annals of Botany*, [s. l.], v. 118, n. 7, p. 1329-1336. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcw180>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article/118/7/1329/2669382>.

MARENGO, J. A.; BERNASCONI, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. *Climatic Change*, [s. l.], v. 129, p. 103-115. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1310-1>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s10584-014-1310-1>.

MELO, A. S. *et al.* C<sub>3</sub>-species *Calotropis procera* increase specific leaf area and decrease stomatal pore size, alleviating gas exchange under drought and salinity. *Acta Physiologiae Plantarum*, [s. l.], v. 43, n. 140. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11738-021-03312-3>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11738-021-03312-3>.

NAAF, T.; WULF, M. Traits of winner and loser species indicate drivers of herb layer changes over two decades in forests of NW Germany. *Journal of Vegetation Science*, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 516-527. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01267.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-1103.2011.01267.x>.

O'SULLIVAN, K. S. W. *et al.* High intraspecific trait variation results in a resource allocation spectrum of a subtropical pine across an elevational gradient. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 49, n. 4, p. 668-681. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.14336>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.14336>.

OLIVEIRA, F. M. P. *et al.* Morphology of four common and phylogenetically distant ant species varies along disturbance and aridity gradients in the Caatinga dry forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 78-90. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13029>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/btp.13029>.

PIREDA, S. *et al.* Acclimatization capacity of leaf traits of species co-occurring in restinga and seasonal semideciduous forest ecosystems. *Environmental and Experimental Botany*, [s. l.], v. 164, p. 190-202.

2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.05.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847219302126>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, [s. l.], v. 97, n. 6, p. 1583-1592. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/15-1122.1>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2022.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

RITO, K. F.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 218, p. 749-759. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0726-x>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11258-017-0726-x#citeas>.

SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 435, n. 1, p. 57-65. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112718314269>.

SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607-614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.

TRIPTAHI, N.; SINGH, R. Impact of savannization on nitrogen mineralization in an Indian Tropical Forest. *Forest Research*, [s. l.], v. 01, n. 03. 2012. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/275152310\\_Impact\\_of\\_Savannization\\_on\\_Nitrogen\\_Mineralization\\_in\\_an\\_Indian\\_Tropical\\_Forest](https://www.researchgate.net/publication/275152310_Impact_of_Savannization_on_Nitrogen_Mineralization_in_an_Indian_Tropical_Forest).

VANDERLEI, R. S. *et al.* Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, [s. l.], v. 37, n. 1, p. 35-42. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467421000079>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/abs/extensive-clonal-propagation-and-resprouting-drive-the-regeneration-of-a-brazilian-dry-forest/BE2056054D166DDFIBDECF88FC550EEA>.

WEI, H.; LUO, T.; WU, B. Optimal balance of water use efficiency and leaf construction cost with a link to the drought threshold of the desert steppe ecotone in northern China. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 118, n. 3, p. 541-553. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcw127>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article/118/3/541/1741496>.

## Invasão biológica como um agente modulador da relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico na Caatinga

Graziela de Araújo Lima<sup>1</sup> / Ciro Félix<sup>2</sup> / Bruna Braga<sup>3</sup>  
Gabriela Pachêco<sup>3</sup> / Sara Alves<sup>3</sup> / Adrielle Leal<sup>4</sup> / Rodrigo Carmo<sup>5</sup>

### RESUMO

As espécies exóticas invasoras são conhecidas pelos seus impactos sobre a biodiversidade vegetal e consequente sobre os demais grupos de organismos, a riqueza de espécies pode ser um *driver* da funcionalidade ecossistêmica em floresta seca. Nesse contexto, o nosso objetivo é avaliar como a invasão de *Megathyrus maximus* afeta a relação entre biodiversidade e funcionalidade ecossistêmica em ambiente semiárido (Caatinga). O estudo foi conduzido no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau. Foi realizada uma análise conforme a abordagem *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems* (CAFE) para a compreensão de como as mudanças na composição da comunidade de plantas nativas afetam as funções do ecossistema, verificando perdas e ganhos de espécies em diferentes intensidades de invasão, usando dados de riqueza e abundância das espécies e a massa da serrapilheira em cinco subparcelas de 6 m x

---

1 Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS).

2 Programa de Pós-Graduação em Análise de Sistemas Ambientais, Centro Universitário Cesmac.

3 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

4 Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (Cepan).

5 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Departamento de Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

6 m. A presença de *M. maximus* alterou negativamente a riqueza de espécies e as funções ecossistêmicas, houve perda de riqueza e função entre as parcelas pouco invadidas. Nas unidades amostrais com alta invasão houve um ganho de espécies que não ocorriam na comunidade pouco invadida. Entretanto, essas espécies geraram pouco ganho funcional que por sua vez, não foi capaz de compensar a perda de função ocasionada pela queda na riqueza. Avanço da invasão pode comprometer o funcionamento ecossistêmico em escala local. Além disso, como desdobramento dos nossos resultados, estudos futuros podem verificar o papel específico de cada espécie elucidando espécies-chave e prioritárias para conservação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas.

#### PALAVRA-CHAVE

*Megathyrus maximus*; serapilheira; biomassa; produtividade.

#### INTRODUÇÃO

Comunidades biológicas mais ricas possuem mais funções, que por sua vez podem se traduzir em maior resiliência e mais serviços ecossistêmicos (MACE *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2017). A perda de biodiversidade pode acarretar uma diminuição de funções ecossistêmicas, resiliência e serviços (OLIVER *et al.*, 2015). Diversas evidências mostram que é esperado maior número de funções e maior estabilidade em ecossistemas com maior riqueza de espécies (MORI *et al.*, 2017; BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018). Não apenas a riqueza, mas também a identidade das espécies pode afetar os ecossistemas. Espécies distintas possuem diferentes configurações de traços morfológicos, comportamentais e fisiológicos que fazem com que a identidade específica afete o ecossistema de forma diferencial (WOHLGEMUTH *et al.*, 2017; BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018). A montagem e remontagem das comunidades pode ser compreendida como os processos de estruturação e coexistência das espécies que compõem uma comunidade, são importantes indicadores da resiliência e funcionamento ecossistêmico, que pode ser influenciado por diversos fatores, tais como mudanças ambientais, eventos estocásticos ou determinísticos e até por espécies exóticas invasoras (BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018).

A diminuição da riqueza de espécies nativas em comunidades após a invasão de espécies exóticas invasoras tem sido bem estudada (BREWER *et al.*, 2018; KORTZ *et al.*, 2018; KORTZ; MAGURRAN, 2021), mas as implicações das perdas de espécies na estrutura funcional da comunidade e nos processos ecossistêmicos têm sido menos exploradas (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2016). A evidência de perda

maciça de espécies em escala global despertou o interesse em quantificar como a biodiversidade se relaciona com o funcionamento do ecossistema (SCHEERER-LORENZEN *et al.*, 2022). As plantas invasoras alteram o funcionamento do ecossistema e as interações tróficas, causando reduções significativas na diversidade das comunidades de plantas, um efeito que pode se espalhar pelos ecossistemas para impactar os estoques e fluxos de nutrientes e energia, bem como a diversidade de níveis tróficos mais altos (LIVINGSTONE *et al.*, 2020). É possível que em determinados casos a invasora altere o ambiente e funcione como gargalo, numa espécie de efeito prioritário.

Estudos mostram também que a fraca relação entre os índices funcionais e as propriedades do ecossistema sugere que podem responder à invasão em taxas diferentes (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2016). A maneira pela qual as plantas invasoras afetam a relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico é altamente variável, podendo ocorrer através dos efeitos diretos da abundância e/ou produtividade significativamente maior do invasor e seus efeitos indiretos por meio de mudanças na diversidade da comunidade (LINDERS *et al.* 2019). As comunidades invadidas apresentaram diminuição da riqueza de espécies, e menor riqueza funcional, divergência, dispersão e redundância (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2016; LIVINGSTONE *et al.*, 2020).

A Caatinga é uma das florestas tropicais sazonalmente secas com maior biodiversidade e alto endemismo (DRYFLOR, 2016). Contudo, essas florestas estão entre as mais vulneráveis às pressões antrópicas associadas à pecuária caprina e bovina, atividades agrícolas, extração de lenha para produção de carvão e atividades de caça, sofrendo efeitos negativos sobre populações da fauna silvestre, qualidade dos recursos hídricos e ciclagem de nutrientes (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012). Além disso, o bioma Caatinga está vulnerável a mais um grave problema que são as espécies exóticas invasoras, como a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne., *Nicotiana glauca* Graham e *Prosopis juliflora* (Sw) DC., que tem causado modificações na estrutura das comunidades e/ou na funcionalidade dos ecossistemas e dificultando a regeneração das espécies nativas (PEGADO *et al.*, 2006; SOUSA *et al.*, 2016; CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2016; PINTO *et al.*, 2020).

Além dessas espécies exóticas invasoras, *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs representa uma séria ameaça às espécies nativas e potencialmente altera as funções do ecossistema, modulando a relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico na Caatinga (SOTI; THOMAS, 2022). *M. maximus*, uma gramínea forrageira nativa da África tropical e subtropical, é altamente invasiva; foi introduzida na Ásia, Europa, América do Norte e América do Sul para a produção de feno e silagem, mas tem causado impactos ecológicos

significativos em regiões semiáridas, representando uma séria ameaça à biodiversidade nativa na faixa introduzida.

Áreas invadidas em geral têm uma diversidade menor de espécies herbáceas (TAYLOR *et al.*, 2017; SELVI *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2022) e avaliações da biodiversidade têm sido usadas em uma variedade de estudos sobre função ecossistêmica, com o intuito de medir e comparar níveis de diversidade com perdas e ganhos de espécies em áreas invadidas (SOTI; THOMAS, 2022). A produtividade é um parâmetro importante para aferir o funcionamento ecossistêmico, ainda que uma produtividade elevada não tenha necessariamente que se traduzir em mais funções e serviços, ela é uma métrica eficiente para mensurar sequestro e estoque de carbono (MORI *et al.*, 2017). Além disso, ambientes mais produtivos tendem a ser mais resilientes a ter regeneração mais rápida comparados aos menos produtivos.

Considerando os efeitos danosos das espécies exóticas invasoras sobre a biodiversidade vegetal e consequente sobre os demais grupos de organismos, a riqueza de espécies pode ser um *driver* da funcionalidade ecossistêmica em floresta seca. Nosso objetivo é avaliar como a invasão de *M. maximus* afeta a relação entre biodiversidade e funcionamento do ecossistema em ambiente semiárido. Neste sentido, hipotetizamos que as alterações geradas pela espécie invasora afetarão negativamente a produtividade da comunidade à medida que diminui a riqueza e reorganiza a comunidade, corroborando com o princípio de que riqueza e funcionamento possuem relação direta.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau (8°32' a 8°35'S e 37°14' a 37°15'W), localizado no Nordeste do Brasil. O parque apresenta diferentes tipos vegetacionais: caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (RODAL *et al.*, 1998; ANDRADE *et al.*, 2004). O clima predominante é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen). Na região, as temperaturas médias anuais variam entre 23°C em julho e 25°C em dezembro, podendo alcançar 45°C durante o dia. A altitude é de 700 m a 1100 m e o período de maior pluviosidade (60 a 75% das chuvas) acontece nos meses de março/abril e junho/julho com precipitação média anual entre 300 a 500 mm. Entre setembro e janeiro ocorre o período mais seco (SIQUEIRA, 2006). A precipitação varia de 650 mm a 1100 mm anuais e em diferentes locais dentro do parque, em função da variação de altitude.

## Desenho amostral

O estudo foi realizado em uma área de pasto abandonado, que foi colonizada por a invasora *M. maximus* há cerca de 20 anos, uma gramínea invasora, nativa da África, que vem causando vários impactos em ecossistemas em regiões semi-áridas (AMMONDT; LITTON, 2012; SOTI; THOMAS, 2022). As parcelas estão distribuídas em uma área de 200 subparcelas de 6 m x 6 m. Dentro da área foram sorteados 10 subparcelas de 6 m x 6 m ao longo de um gradiente de invasão da *M. maximus* sob diferentes intensidades de invasão: 5 unidades controle (pouco invadidas <40%) e 5 unidades com elevada invasão (muito invadidas >70%). A medida de porcentagem para a classificação das duas categorias foi observada a partir da quantidade de indivíduos de *M. maximus* nas subparcelas. Foram amostrados todos os indivíduos de plantas dentro de cada subparcela com altura igual ou maior que 20 cm e a abundância de cada espécie e a riqueza foram estimadas pela contagem de indivíduos em cada subparcela.

Para a coleta de biomassa de serapilheira acima do solo (usada aqui como variável de produtividade para inferir o funcionamento de ecossistema) foram selecionadas aleatoriamente cinco *grids* de 20 cm x 20 cm dentro das subparcelas de 6 m x 6 m. As amostras de serrapilheira foram peneiradas e a massa aferida em uma balança de precisão.

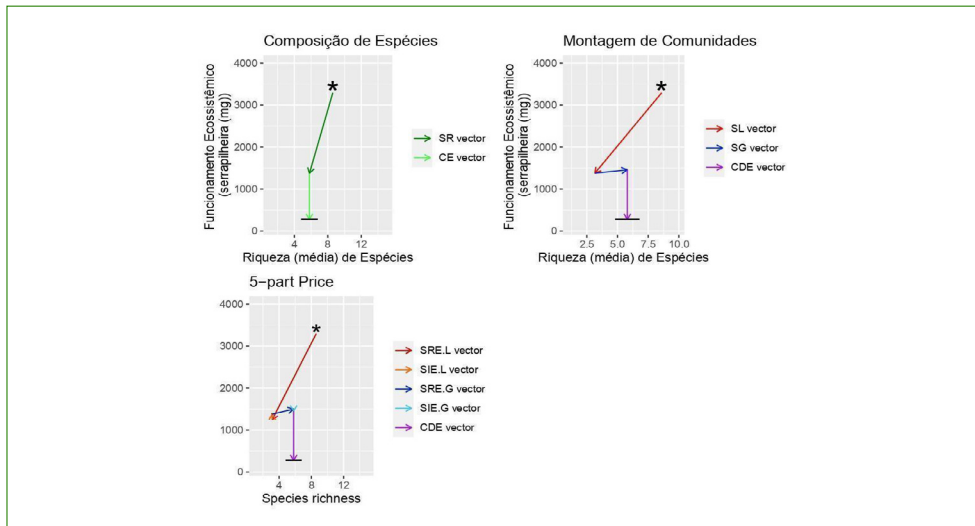
## Análise de dados

Para verificar como a invasão de *M. maximus* altera a riqueza de espécies e o funcionamento do ecossistema, gerando uma perda nas funções ecossistêmicas foi realizada uma análise conforme a abordagem *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems* (CAFE) (BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018), que possibilita uma compreensão de como as mudanças na riqueza e reorganização da comunidade em cenário de invasão afeta o funcionamento do ecossistema. Para tal, foi usado as informações de riqueza e composição de espécies em áreas categorizadas como pouco invadida (invasão <40%) ou muito invadida (invasão >70%) por *M. maximus*. Como variável parâmetro de produtividade foi usada a massa de serapilheira em cada uma das parcelas analisadas. Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

A riqueza média de plantas observada caiu de nove para seis espécies nas parcelas com maior intensidade de invasão por *M. maximus* (Figura 1). Essa queda é,

**Figura 1.** Análise de montagem de comunidade usando a estratégia de *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems* (CAFE). Em 'a', a relação entre riqueza média de espécies e funcionamento ecossistêmico usando vetores SR (riqueza de espécies) e CE (espécies compartilhadas). Em 'b', os vetores foram decompostos em SL (perda de espécies), SG (ganho de espécies) e CDE (efeito do contexto dependente, ou seja, o efeito da nova montagem na comunidade sobre as espécies compartilhadas). O asterisco (\*) representam a média da comunidade controle (com pouca invasão de *M. maximus*) e a linha horizontal representa a média da comunidade com elevada invasão



Fonte: autoria própria.

em termos absolutos, uma diminuição de mais de 30% da riqueza. Além disso, a massa de serapilheira (parâmetro de produtividade) caiu aproximadamente dez vezes quando comparado a área com pouca invasão de *M. maximus* e a área com elevada invasão (Figura 1a). Portanto, observou-se que houve perda de riqueza e função entre as parcelas pouco invadidas (vetor SL). Nas unidades amostrais com alta invasão houve um ganho de espécies que não ocorriam na comunidade pouco invadida (vetor SG). Entretanto, essas espécies geraram pouco ganho funcional (eixo y) que, por sua vez, não foi capaz de compensar a perda de função ocasionada pela queda na riqueza (Figura 1b). Além disso, quando considerado as espécies compartilhadas (CE) ou o efeito do contexto dependente (CDE), o efeito das espécies residentes após a remontagem da comunidade, seja diminuindo ou incrementando a contribuição na funcionalidade do ecossistema, observamos que as espécies que permaneceram na comunidade não foram capazes de restabelecer a função perdida.

## DISCUSSÃO

Corroborando com nossas proposições, *M. maximus* alterou negativamente a relação entre a riqueza de espécies e as funções ecossistêmicas. De fato, a

riqueza foi reduzida, entretanto a perda de função não foi compensada pelo ganho de espécies, indicando que espécies importantes para o funcionamento ecossistêmico foram perdidas e que as espécies que entraram na comunidade em parcelas com maior intensidade de invasão não foram capazes de prestar as mesmas funções que a comunidade com menor intensidade de invasão.

Corroborando com os dados encontrados, estudos mostram que *Megathyrus* impacta ecossistemas, que na sua ausência a riqueza de espécies foi significativamente maior em parcelas de remoção de grama em florestas seca nativas do Caribe (ROJAS-SANDOVAL *et al.*, 2012). Assim como foi mostrado em um estudo, que as interações entre a invasão de *Vincetoxicum rossicum*, a diversidade da comunidade e o funcionamento do ecossistema, mostrou que a invasão estava associada a declínios significativos na diversidade da comunidade de plantas em um conjunto de medidas de biodiversidade, uma consequência da estrutura do traço funcional de *V. rossicum* (altura e área foliar específica), a invasão resultou em produtividade por meio de efeitos de dominância, isso vem ao custo de declínios significativos na diversidade (LIVINGSTONE *et al.*, 2020). Já em comunidades invadidas por *Carpobrotus* spp apresentaram diminuição da riqueza de espécies e riqueza funcional, as propriedades do ecossistema foram pouco sensíveis à invasão, a fraca relação entre os índices funcionais e as propriedades do ecossistema sugere que eles podem responder à invasão em taxas diferentes (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2016).

As características *M. maximus* permitem que se espalhe rapidamente, mantenha alta potencial, e produza adultos robustos de vida longa que são altamente competitivos (ZANINE *et al.*, 2018). *M. maximus* possui alta plasticidade fenotípica, sendo capaz de crescer tanto em locais sombreados quanto em pleno sol (AMMONDT; LITTON, 2012). As características do solo é um fator importante para seu sucesso em ambientes invadidos, solos mais úmidos e com altas concentrações de nitrogênio dá ao *M. maximus* uma forte vantagem competitiva sobre outras espécies, pois mais nitrogênio reduz o efeito de condições ambientais adversas e permite que o *M. maximus* capitalize a umidade (HOLLAND *et al.*, 2022). Além disso, *M. maximus* pode apresentar alta variação nos traços morfológicos (RHODES *et al.*, 2021), podendo ser tolerante à seca (ROJAS-SANDOVAL *et al.*, 2012; HOLLAND *et al.*, 2022), encontrada tanto nas porções abertas e sombreadas de sítios de savana (FARIAS *et al.*, 2015).

Uma série de estudos demonstrou que altos níveis de riqueza de espécies são importantes para sustentar múltiplas funções e serviços e, portanto, a perda de espécies pode afetar negativamente a funcionalidade dos ecossistemas (MORI *et al.*, 2018). Espécies invasoras podem alterar o ecossistema, promovendo alteração na composição e estrutura da comunidade, podendo até levar a

perda de diversidade (KORTZ *et al.*, 2018; KORTZ; MAGURRAN, 2021). Evidências também sugerem que funções e serviços ecossistêmicos podem ser perdidos mediados por invasão (GREEN; GROSHOLZ, 2021). Um dos impactos das plantas invasoras nos ambientes é a exclusão de espécies de plantas nativas por meio da competição direta ou indireta por recursos como água, nutrientes e luz (LIEBHOLD *et al.*, 2017). Além disso, as alterações ambientais ocasionadas pela invasão direcionam a mudanças das características funcionais das novas espécies estabelecidas (FISCHER *et al.*, 2014). Sabe-se que várias gramíneas africanas introduzidas apresentam padrões recorrentes de invasão e causam um impacto severo na diversidade e no funcionamento dos ecossistemas em todo o mundo (SOTI; THOMAS, 2022). A relação negativa entre função e invasão pôde ser observado de maneira inversa quando um estudo que quantificou a competição e os índices ecofisiológicos de *M. maximus* e três espécies nativas, mostrou que a invasora diminuiu sua biomassa aérea com o aumento da diversidade funcional nativa quando cultivada *in vitro* (AMMONDT; LITTON, 2012).

A partir dos nossos achados podemos supor que com a intensificação da invasão acontecerá mais perda de espécies nativas e funções ecossistêmicas em áreas de Caatinga podendo impactar ainda mais e levar a resultados irreversíveis. A relação entre a riqueza de espécies e as funções ecossistêmicas reafirma a importância da biodiversidade e da montagem das comunidades naturais para a manutenção do funcionamento ecossistêmico em florestas secas que tem sido impactado e modificado seja por invasões por gramíneas e espécies arbóreas exóticas como por ações antrópicas que tem gerado perdas na diversidade e funções ecossistêmicas.

Em se tratando do tema invasão biológica, pouco foi estudado sobre efeitos da invasão na relação entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas na caatinga. Tais achados são importantes para entendimento dos problemas pela invasão que com o decorrer intensificação da invasão e ao longo prazo a invasão se multiplica e dificulta ainda mais a regeneração das espécies nativas, não permitindo que os ecossistemas afetados se recuperem naturalmente. Visto que, a maior parte da vegetação da Caatinga encontra-se em sucessão secundária em direção à degradação e predominância de espécies invasoras (PEREIRA FILHO *et al.*, 2013). O presente estudo evidencia a necessidade de se desenvolver ações conservacionistas e políticas de controle de espécies exóticas invasoras em áreas da caatinga.

## CONCLUSÕES

Invasão biológica é um agente modulador da relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico na Caatinga. Nossos achados mostram que *M. maximus*

alterou negativamente a riqueza de espécies e as funções ecossistêmicas. Indicando que o avanço da invasão pode comprometer a composição e riqueza das espécies nativas e o funcionamento ecossistêmico em escala local. Além disso, como desdobramento dos nossos resultados, estudos futuros podem verificar o papel específico de cada espécie elucidando espécies-chave e prioritárias para conservação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas.

## REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. *The Scientific World Journal*, [s. l.], v. 2021, n. 1, p. 205182. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1100/2012/205182>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1100/2012/205182>.

AMMONDT, S. A.; LITTON, C. M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. *Restoration Ecology*, [s. l.], v. 20, n. 5, p. 638-64. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00806.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.2011.00806.x>.

ANDRADE, K. V. S. A. *et al.* Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco-Brasil. *Hoehnea*, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 337-348. 2004. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/2004/01/composicao-floristica-de-um-trecho-do-parque-nacional-do-catimbau-buique-pernambuco-brasil/>.

BANNAR-MARTIN, K. H. *et al.* Integrating community assembly and biodiversity to better understand ecosystem function: the Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE) approach. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 167-180. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12895>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12895>.

DRYFLOR *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, [s. l.], v. 353, n. 6306, p. 1383-1387. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf5080>.

BREWER, J. S. *et al.* Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions*, [s. l.], v. 20, p. 2807-2820. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1734-z>. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s10530-018-1734-z>.

CASTRO-DÍEZ, P. *et al.* Linking the impacts of plant invasion on community functional structure and ecosystem properties. *Journal of Vegetation Science*, [s. l.], v. 27, n. 6, p. 1233-1242. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12429>; Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12429>.

FARIA, A. P.; FERNANDES, G. W.; FRANÇA, M. G. C. Predicting the impact of increasing carbon dioxide concentration and temperature on seed germination and seedling establishment of African grasses in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, [s. l.], v. 40, n. 8, p. 962-973. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12280>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/aec.12280>.

FISCHER, F. M. *et al.* The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 19-23. 2014.

DOI: <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007314500035>.

GREEN, S. J.; GROSHOLZ, E. D. Functional eradication as a framework for invasive species control. *Frontiers in Ecology and the Environment*, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 98-107. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.2277>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/fee.2277>.

HOLLAND, E. P.; THOMAS, V.; SOTI, P. Low soil nitrogen and moisture limit the expansion of the invasive grass, *Megathyrsus maximus* (Guinea grass) in semi-arid soils. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 204, p. 104788. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104788>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/S0140196322000830>.

KORTZ, A. R.; MAGURRAN, A. E. Complex community responses underpin biodiversity change following invasion. *Biological Invasions*, [s. l.], v. 23, p. 3063-3076. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02559-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02559-8>.

KORTZ, A. R.; MATOS, D. M. S.; MAGURRAN, A. E. From individuals to communities: how singleton invasive pine saplings lead to biodiversity change in the Brazilian Cerrado hotspot. *Journal Of Vegetation Science*, [s. l.], v. 29, n. 5, p. 824-834. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12668>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12668>.

LIEBHOLD, A. M., *et al.* Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, 19, 3437-3458. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1458-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-017-1458-5#citeas>.

LIMA, G. A. Efeitos da invasão de *Pinus oocarpa* sobre a diversidade vegetal em Cerrado. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia. 2022.

LINDERS, T. E. W. *et al.* Direct and indirect effects of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 107, n. 6, p. 2660-2672. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13268>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13268>.

LIVINGSTONE, S. W.; ISAAC, M. E.; CADOTTE, M. W. Invasive dominance and resident diversity: unpacking the impact of plant invasion on biodiversity and ecosystem function. *Ecological Monographs*, [s. l.], v. 90, n. 4, p. e01425. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecm.1425>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ecm.1425>.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 19-26. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>. Disponível em: <http://sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534711002424>.

MORI, A. S.; ISBELL, F.; SEIDL, R.  $\beta$ -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 33, n. 7, p. 549-564. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534718300909>.

ORI, A. S.; LERTZMAN, K. P.; GUSTAFSSON, L. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 12-27. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12669>.

OLIVER, T. *et al.* Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in ecology & evolution*, [s. l.], v. 30, n. 11, p. 673-684. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534715002189>.

- PEGADO, C. M. A. *et al.* Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 887-898. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/xr5hgcsvtfjYbmbX5sMXHRS/abstract/?lang=pt>.
- PEREIRA FILHO, J. M.; SILVA, A. M. A.; CÉZAR, M. F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 77-90. 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbspa/a/733ThmLWSPcP7B7vxVw6qMy/>.
- PINTO, A. S. *et al.* Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. *Neotropical Biology and Conservation*, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 503-520. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e57403>. Disponível em: <https://neotropical.pensoft.net/article/57403/>.
- RHODES, A. C. *et al.* The dilemma of Guinea grass (*Megathyrsus maximus*): A valued pasture grass and a highly invasive species. *Biological Invasions*, [s. l.], v. 23, n. 12, p. 3653-3669. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02607-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02607-3>.
- R TEAM Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, 2015.
- RODAL, M. J. N. *et al.* Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, [s. l.], v. 58, n. 3, p. 517-526. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbbio/a/9z9QHTzbjXDPHnBtXF85j3q/>.
- ROJAS-SANDOVAL, J. *et al.* Plant community dynamics of a tropical semi-arid system following experimental removals of an exotic grass. *Applied Vegetation Science*, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 513-524. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01199.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1654-109X.2012.01199.x>.
- SCHERER-LORENZEN, M. *et al.* Pathways for cross-boundary effects of biodiversity on ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 37, n. 5, p. 454-467. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.12.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534721003566>;
- SELVI, F.; CARRARI, E.; COPPI, A. Impact of pine invasion on the taxonomic and phylogenetic diversity of a relict Mediterranean forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 367, p. 1-11. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716300329>.
- SIQUEIRA, G. R. *Avaliação da implementação do Parque Nacional do Catimbau - PE: análise do desenvolvimento sustentável na perspectiva do ecoturismo e da comunidade local*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/6901>.
- SOTI, P.; THOMAS, V. Review of the invasive forage Grass, Guinea grass (*Megathyrsus maximus*): ecology and potential impacts in arid and semi-arid regions. *Weed Research*, [s. l.], v. 62, n. 1, p. 68-74. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/wre.12512>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/wre.12512>.
- SOUSA, F. Q. *et al.* *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.: impactos sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 39-45. 2016. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357>. Disponível em: <https://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v11i1a5357>.

TAYLOR, K. T. *et al.* Pinus contorta invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire. *Ecology*, [s. l.], v. 98, n. 3, p. 678–687. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1673>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.1673>.

WOHLGEMUTH, D.; SOLAN, M.; GODBOLD, J. A. Species contributions to ecosystem process and function can be population dependent and modified by biotic and abiotic setting. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, [s. l.], v. 284, n. 1855, p. 20162805. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2805>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2016.2805>.

ZANINE, A. D. *et al.* Morphogenetic and structural characteristics of Guinea grass pastures under rotational stocking strategies. *Experimental Agriculture*, [s. l.], v. 54, n. 2, p. 243–256. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0014479716000223>. Disponível: <https://www.cambridge.org/core/journals/experimental-agriculture/article/abs/morphogenetic-and-structural-characteristics-of-guinea-grass-pastures-under-rotational-stocking-strategies/2BOC5ADB729EA555BFD95E849908474C>.

## A retenção de água no solo em áreas de corte-e-queima na Caatinga é influenciada pela cobertura do solo e altura da vegetação?

Marcos Rafael Severgnini<sup>1</sup> / Byanca Nilda Tavares Cavalcante<sup>2</sup>  
Sabrina Silva Oliveira<sup>2</sup> / Joana Sherylyn Nicodemos Cordeiro<sup>2</sup>  
Ana Carolina Sabino-Oliveira<sup>2</sup> / Lígia Vieira<sup>1</sup> / Helder Araújo<sup>3</sup>

### RESUMO

A prática da agricultura de corte-e-queima constitui um dos fatores intensificadores de mudanças nas características do solo, como estrutura, características físico-químicas, composição orgânica dos solos e capacidade de retenção de água. Em florestas secas a disponibilidade de água é um fator limitante e está altamente relacionada com a qualidade do solo e sua capacidade de retenção de água, as quais influenciam e são influenciadas pela estrutura da vegetação. Nesse contexto, nosso objetivo foi identificar como a altura da vegetação, a serapilheira e a matéria orgânica do solo influenciam a retenção de água em áreas que sofreram agricultura de corte-e-queima. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, em três parcelas (20 m x 50 m) que foram cortadas e queimadas no ano de 2019. A altura da vegetação do entorno das parcelas foi estimada e dentro de cada parcela foram estabelecidas cinco subparcelas onde também foram estimadas a altura

1 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

3 Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa).

da vegetação, bem como a biomassa de serrapilheira e a quantidade de matéria orgânica no solo, sendo esses parâmetros considerados como nossas variáveis explanatórias. A capacidade de absorção imediata de água pelo solo também foi estimada e considerada como variável resposta. Verificamos que a altura da vegetação dentro das parcelas, bem como a biomassa de serapilheira e a quantidade de matéria orgânica no solo não têm efeito sobre a capacidade de absorção imediata de água pelo solo. Entretanto, a altura da vegetação no entorno foi marginalmente significativa. Com isso, nosso trabalho não observou a influência de variáveis relacionadas ao porte da vegetação sobre a retenção de água no solo em áreas submetidas ao corte-e-queima em ambiente de Caatinga, exceto pela altura da vegetação no entorno que influenciou parcialmente a retenção.

#### PALAVRAS-CHAVE

Cobertura vegetal; manejo do solo; regeneração.

#### INTRODUÇÃO

Mudanças no uso e cobertura da terra (*e.g.*, urbanização, agricultura, pecuária; COLLINGE, 2009) são a principal causa da perda de biodiversidade, funções e serviços ecossistêmicos (CURTIS *et al.*, 2018; HANSEN *et al.*, 2004). A criação de animais domésticos pastadores (*e.g.*, bovinos e caprinos), associados a prática da agricultura de corte-e-queima, são um dos principais *drivers* de degradação em florestas secas onde essas práticas são amplamente difundidas (TABARELLI *et al.*, 2017). A agricultura de corte-e-queima diminui a retenção de água no solo, já que retira a biomassa, aumenta a exposição do solo e a dessecação da área, reduz a quantidade de matéria orgânica disponível para a vegetação (Leite *et al.*, 2018) e diminui a capacidade de regeneração natural, o que afeta diretamente a sucessão primária nesses ambientes (OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2017; PEDROSO JUNIOR *et al.*, 2009). A regeneração natural das áreas que sofreram esse tipo de agricultura pode reestabelecer a biomassa, riqueza e, de forma mais lenta, a composição de espécies da assembleia de plantas, aumentando a retenção de água no solo, uma vez que provêm maior fonte de recursos (RICKLEFS, 2003).

A prática da agricultura de corte-e-queima é uma atividade ainda muito utilizada na floresta seca da Caatinga brasileira e consiste em realizar o corte raso, seguido da queima da vegetação remanescente para a criação de pastagens ou áreas agrícolas (BEZERRA *et al.*, 2022). Diante disso, a Caatinga se apresenta como um bom modelo de estudo para entender como a retenção de água no solo em áreas usadas na agricultura de corte-e-queima é

influenciada por vegetação próxima de diferente porte. Em áreas de Caatinga sobre o embasamento cristalino, com solos rasos e rochosos, mas com maior teor de argila e mais férteis, a recuperação da vegetação arbórea tem papel fundamental no aumento de sombreamento e infiltração de água, diminuindo a evapotranspiração do solo (LEITE *et al.*, 2018; WETZEL; CHANG, 1987). Contudo, para ambientes de Caatinga sobre a geomorfologia sedimentar, com solos arenosos, profundos e pouco férteis, ainda é pouco conhecida a influência da recuperação da vegetação de áreas utilizadas para o corte-e-queima na retenção de água no solo.

Diante desse cenário, investigamos como a altura da vegetação da vegetação no entorno e dentro das parcelas, a biomassa de serapilheira e a matéria orgânica nos solos influenciam a retenção de água no solo em áreas de solo sedimentar que sofreram agricultura de corte-e-queima e encontram-se em processo de regeneração inicial. A altura da vegetação no entorno e dentro das parcelas contribui para maior proteção da cobertura do solo contra a desidratação, erosão eólica e radiação solar. Já as folhas que caem fornecem maior quantidade de serrapilheira que atuam como uma barreira física e fornece recursos para decomposição e manutenção da matéria orgânica presente no solo. Nesse contexto, nossa hipótese foi de que uma vegetação de maior porte, com mais serapilheira e matéria orgânica nos solos influenciem positivamente a retenção de água no solo devido a menor evapotranspiração. Logo, esperamos que quanto maior a altura das árvores no entorno e no interior de áreas de corte-e-queima, maior a biomassa de serapilheira e mais matéria orgânica no solo menor será a absorção imediata de água no solo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Conduzimos o estudo no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" Sul e 37°09'30" e 37°14'40" Oeste) localizado no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, (BRASIL, 2002). O PARNA do Catimbau compreende uma área de 623 km<sup>2</sup> com predominância de floresta seca de Caatinga (BRASIL, 2002). Apresenta clima semiárido com transição para o chuvoso de acordo com Köppen com temperatura média anual de 23° C e precipitação média anual variando entre 650-1100 mm (KOTTEK *et al.*, 2006; SADMET/INMET, 2013). Os solos predominantes são areias quartizíticas (70% da área) cobertas por floresta seca de caatinga de baixa estatura (RITO *et al.*, 2017). O Parque foi criado em 2002, mas a população local não foi indenizada e continua usando recursos naturais da

vegetação para sua subsistência. Dessa forma, existem centenas de famílias que continuam explorando os recursos florestais dessa área de Caatinga para subsistência, das quais destacam-se a extração de lenha e madeira, pecuária extensiva, sobretudo de caprinos, exploração de produtos florestais não-madeireiros e agricultura de corte-e-queima (MENEZES *et al.*, 2021; RIBEIRO *et al.*, 2015; RITO *et al.*, 2017).

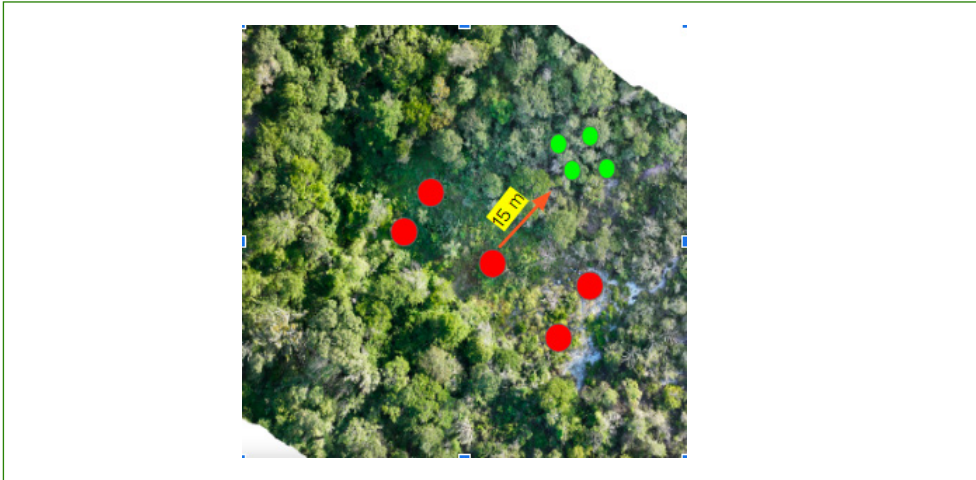
#### Delineamento experimental

Amostramos três parcelas de 20 m x 50 m (0,1 ha cada) submetidas ao ciclo de agricultura de corte-e-queima da vegetação estabelecidas no ano de 2020 (BEZERRA *et al.*, 2022). Essa amostragem ocorreu após dois dias de um evento de chuva, com a finalidade de entender quanto da água dessa proveniente dessa chuva ficou mantida no solo das diferentes parcelas. As três parcelas apresentam o mesmo tipo de solo, com predominância arenosa. A vegetação das parcelas foi cortada, pesada, árvores de grande porte ou com usos pela comunidade foram removidas e as demais foram queimadas pela brigada de fogo do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (BEZERRA *et al.*, 2022). Em seguida foram cultivados feijão, milho e melancia e após a colheita as áreas foram abandonadas e encontram-se em processo de regeneração inicial (ver BEZERRA *et al.*, 2022). O objetivo geral desse experimento foi simular todos os passos da prática de manejo adotada na região e ele foi conduzido no âmbito do projeto PELD-Catimbau (<https://www.peldcatimbau.org>).

#### Coleta de dados

Para verificar como a altura da vegetação do entorno da parcela afeta a retenção de água do solo, foram feitas medições de altura de quatro árvores a partir do método de ponto quadrante (Figura 1), em que foi traçada uma linha reta de 15 m a partir de cada subparcela estabelecida em cada parcela de corte-e-queima. No interior das parcelas, foram estabelecidas cinco subparcelas circulares com raio de 1m. A fim de verificar a estrutura da vegetação dentro das parcelas de corte e queima, mensuramos a altura de todas as plantas acima de 40 cm presentes no interior de cada subparcela circular. No centro dessas subparcelas foi utilizado um grid (25 cm x 25 cm) para estabelecimento da área para coleta de serrapilheira e no mesmo ponto também foi coletado uma amostra de solo (a 30 cm de profundidade) em apenas um ponto dentro do raio de 1 m para posterior análise e experimento. As amostras de solo dessas parcelas foram coletadas após dois dias de chuvas intensos dentro das parcelas estabelecidas.

**Figura 1.** Representação esquemática do método de ponto quadrante para mensurar altura de árvores no entorno das parcelas de corte-e-queima em uma área de Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil. Os pontos vermelhos representam as subparcelas estabelecidas dentro da parcela de corte-e-queima, e os pontos verdes representam as quatro árvores, das quais foi medida a altura, para cada uma das subparcelas



Fonte: Prof. Dr. Helder. Imagem aérea obtida por meio de drone (RPA – Aeronave Remotamente Pilotada).

Quantificamos a biomassa de serrapilheira e matéria orgânica do solo, tendo em vista que ambas podem influenciar na retenção de água no solo. A massa da serrapilheira foi pesada usando uma balança semianalítica. Para verificar a quantidade de matéria orgânica no solo coletado utilizamos amostras de 100 g, nas quais foram adicionadas 30 mL de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ). Após cinco minutos de exposição ao peróxido de hidrogênio, medimos com paquímetro digital a variação no volume de solo, que seria utilizado como *proxy* de quantidade de matéria orgânica no solo.

Para verificar a capacidade de retenção de água nas amostras de solo coletadas medimos a absorção de água imediata a partir do peso de uma subamostra de cada amostra de solo fresco. Posteriormente, foi adicionada água à essas subamostras até que houvesse a drenagem completa, e novamente foi medido o peso úmido. A diferença entre peso úmido e fresco indica a capacidade de retenção imediata de água, de modo que os menores valores dessa diferença estão associados às amostras de solo que retiveram mais água da chuva de dois dias anteriores. Especificamente, avaliamos o quanto o solo reteve água de um evento de chuva de dois dias antes da amostragem.

Análises de dados

Utilizamos um modelo linear generalizado misto (GLMM) modelando a absorção imediata de água do solo (*i.e.*, variável operacional de retenção; variável

resposta) em função da altura das árvores no entorno das parcelas, altura das árvores dentro das parcelas, biomassa de serrapilheira e matéria orgânica no solo dentro das parcelas (variáveis preditoras). Usamos as parcelas como fator aleatório no modelo para controlar esse efeito sobre os dados. Para realizar essa análise utilizamos a função *lmer* do pacote *lme4* (BATES *et al.*, 2015). Essa análise foi realizada utilizando o software R (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

Nossos resultados mostram que a altura da vegetação no entorno e da vegetação no interior de áreas de corte-e-queima variou em média  $4,28 \pm 1,29$  metros e  $77,59 \pm 23,31$  centímetros, respectivamente. Já a biomassa de serrapilheira e matéria orgânica variou em média  $11,58 \pm 8,89$  gramas e  $12,72 \pm 7,54$  centímetros, respectivamente entre as áreas. Ademais, a absorção imediata de água no solo (*i.e.*, subtração do peso úmido pelo peso fresco), variou em média  $12,1 \pm 2,25$  gramas, com valores menores para a parcela com maior cobertura vegetal no entorno. Apesar da magnitude da variação encontrada, nossos resultados mostram que a capacidade de absorção imediata de água no solo não foi correlacionada com a vegetação dentro das parcelas, biomassa de serrapilheira e matéria orgânica. Por outro lado, nossos resultados mostram que mesmo devido às limitações metodológicas e consequentemente de número de amostras, a vegetação no entorno das parcelas possui tendência marginalmente significativa ( $p = 0.06$ ) e foi correlacionada negativamente em relação a absorção imediata de água no solo (Figura 2, Tabela 1).

**Tabela 1.** Resultado do GLMM em relação à porcentagem de absorção imediata de água em áreas de corte-e-queima, em uma floresta seca de Caatinga no nordeste do Brasil. Parâmetros fixos do modelo: Est. = Estimativas; CI = índice de confiança; p = valor da probabilidade associada. Parâmetros aleatórios do modelo:  $\sigma^2$  = variância;  $\tau_{00}$  indivíduo = variância entre indivíduos incluídos no modelo aleatório; N = tamanho amostral; R quadrado marginal/ condicional = coeficiente de determinação

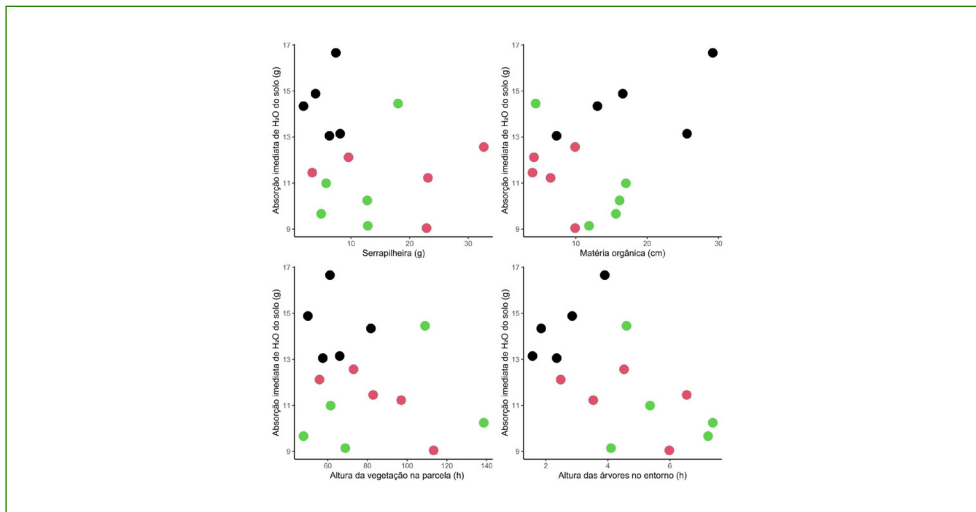
Preditores	Est.	CI	P
Altura das árvores/ entorno	-0.57	-1.16-0.05	0.067
Altura da vegetação/ parcela	0.08	-0.61-0.77	0.795
Serapilheira	-0.12	-0.76-0.52	0.686
Matéria orgânica	0.03	-0.04-0.11	0.353
Efeitos aleatórios			
$\sigma^2$	0.82		
$\tau_{00}$ parcela	0.82		
N parcela	3		



Preditores	Est.	CI	P
Observações	15		
R <sup>2</sup> marginal/ R <sup>2</sup> condicional	0.337/ NA		

Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Relação entre altura da vegetação na parcela e das árvores no entorno, serapilheira e matéria orgânica no solo com a absorção imediata de água no solo amostradas em três parcelas de corte-e-queima, em uma área de floresta seca de Caatinga. As cores preta, vermelha e verde representam as parcelas 1 (vegetação do entorno baixa), 2 (vegetação do entorno moderada) e 3 (vegetação do entorno alta), respectivamente



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Realizamos um experimento a fim de entender como a altura da vegetação acima do solo, altura das árvores do entorno, biomassa de serapilheira e matéria orgânica no solo influenciam a capacidade de absorção de água no solo em áreas que sofreram com agricultura de corte-e-queima e estão em regeneração há aproximadamente um ano. Esperávamos menor capacidade de absorção água no solo em áreas onde houvesse maior altura vegetal, maior biomassa de serapilheira e matéria orgânica no solo, pois o solo estaria mais úmido e teria menor retenção hídrica. Entretanto, nossos achados indicam que a altura da vegetação dentro das parcelas, serrapilheira e matéria orgânica não influenciam essa capacidade de absorção de água do solo. Apenas a altura das árvores no entorno das parcelas influenciou parcialmente a retenção de água no solo.

Nossos achados podem associar-se a estudos prévios que demonstram que vegetação com árvores de maior porte leva a menor exposição do solo ao sol e

consequentemente menor evapotranspiração (ALLEN *et al.*, 1998; PEREIRA *et al.*, 2002). A barreira física formada pelo entorno de florestas contribui diretamente para a redução de mecanismos que prejudicam o desenvolvimento e regeneração natural da vegetação, tais como a erosão pelo vento, importante *driver* em regiões semiáridas (BRESHEARS *et al.*, 2003). Com recorrente prática de corte-e-queima (PEDROSO JUNIOR *et al.*, 2009), o processo de regeneração pode depender de diversos fatores, dentre eles, da estrutura da vegetação que atua como *buffer* de proteção contra incidência direta de luz solar permitindo maior retenção de água no solo. Nossos resultados não são conclusivos, possivelmente devido à limitação metodológica em relação ao número de amostras e as pseudorréplicas. Contudo, mesmo com tais limitações ainda encontramos que a vegetação no entorno das parcelas foi marginalmente relacionada (ver JOHNSON, 2019) com a absorção de água no solo, o que vai ao encontro com estudos supracitados (ALLEN *et al.*, 1998; PEREIRA *et al.*, 2002; PEDROSO JUNIOR *et al.*, 2009).

A falta de efeito da serrapilheira e matéria orgânica sobre a capacidade de absorção do solo pode ser devido ao fato de uma menor concentração de nutrientes no solo, fornecido principalmente pelo acúmulo de serrapilheira nas áreas do estudo. A decomposição da matéria orgânica proveniente do acúmulo de serrapilheira tem importante papel na ciclagem de nutrientes e na incorporação desses no solo (KRISHNA; MOHAN, 2017). Entretanto, devido a prática de corte-queima, há uma menor cobertura de dossel alterando processos hidromorfológicos do solo (DEBANO, 2000). Ainda, a redução da cobertura do dossel diminui a deposição de serrapilheira drasticamente a longo prazo, afetando a matéria orgânica presente no solo. Esse processo por sua vez, contribui para a hidrofobicidade do solo (MATTOS *et al.*, 2022). Por outro lado, MATTOS *et al.* (2022) ressalta que o efeito da prática de agricultura de corte-queima sobre as propriedades hidromorfológicas do solo ainda é um debate recente, uma vez que apenas áreas onde há maior intensidade do fogo ocorrem prejuízos consideráveis a qualidade do solo (MATTOS *et al.*, 2022). Ainda, áreas de corte-queima apresentam rápida incorporação dos nutrientes no solo devido ao fogo (HAUSER; NORGROVE, 2013). Portanto, nossos resultados não são conclusivos quanto ao efeito da contribuição das variáveis estudadas para a retenção de água do solo em áreas de corte-queima.

Vale destacar que no período da realização do experimento, a área estudada havia passado por chuvas frequentes e em grandes volumes, o que pode ter influenciado no nível de saturação de água dos solos estudados (MARAQA *et al.*, 1997). Essas mudanças no regime de chuvas em florestas secas podem estar associadas principalmente a eventos climáticos como a *la ninã*, que aumentam a frequência e intensidade de chuvas no nordeste brasileiro (MENDONÇA;

DANNI-OLIVEIRA, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2017). Eventos climáticos associados a mudanças climáticas já em curso, podem modificar momentaneamente ou permanentemente características pedológicas e ecológicas, o que pode ter influenciado o experimento e explicar a falta de efeito de absorção de água nos solos nas áreas que apresentaram maior altura da vegetação nas subparcelas e no entorno da parcela de corte-e-queima.

## CONCLUSÃO

Nosso trabalho não observou a influência de variáveis relacionadas à vegetação dentro das parcelas, serrapilheira e quantidade de matéria orgânica sobre a retenção de água no solo em áreas submetidas ao corte-e-queima da vegetação em ambiente de Caatinga. Entretanto, encontramos que a altura da vegetação no entorno foi parcialmente relacionada a absorção de água no solo. Nossos resultados foram oriundos de um experimento rápido com limitações metodológicas associadas ao número de parcelas, portanto novos estudos com maior esforço amostral e em condições climáticas regulares são necessários para detectar relação entre a cobertura vegetal, serrapilheira e quantidade de matéria orgânica e retenção de água no solo.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga por todo suporte de infraestrutura e logístico, assim como ao PPGBV-UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradecemos ao Prof. Dr. Helder Araújo e à M. Sc. Lígia Vieira por nos fornecer suporte teórico e apoio geral com a realização do projeto.

## REFERÊNCIAS

ALLEN, R.G. *et al.* Crop evapotranspiration: guidelines for Computing Crop Water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organisation, Rome, Italy. 1998. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/235704197\\_Crop\\_evapotranspiration-Guidelines\\_for\\_computing\\_crop\\_water\\_requirements-FAO\\_irrigation\\_and\\_drainage\\_paper\\_56](https://www.researchgate.net/publication/235704197_Crop_evapotranspiration-Guidelines_for_computing_crop_water_requirements-FAO_irrigation_and_drainage_paper_56).

BATES, D. *et al.* Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, [s. l.], v. 67, p. 1–48. 2015. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v067i01>.

BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>.

doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.

BRESHEARS, D. D. *et al.* Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes and Landforms*, [s. l.], v. 28, n. 11, p. 1189–1209. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.1034>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.1034>.

COLLINGE, S. K. *Ecology of Fragmented Landscapes*. Johns Hopkins University Press. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1353/book.3364>.

CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>.

DEBANO, L. F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology*, [s. l.], v. 231–232, p. 195–206. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169400001943>.

HANSEN, A. J. *et al.* Land use change and biodiversity. In: GUTMAN, G. *et al.* (Eds.). *Land change science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface*. Springer Netherlands, Dordrecht, [s. l.], v. 6, p. 277–299. 2004. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2562-4\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2562-4_16).

HAUSER, S.; NORRGROVE, L. Slash-and-Burn Agriculture, Effects of. In: LEVIN, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. Second Edition. Academic Press, Waltham, [s. l.], p. 551–562. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00125-8>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780123847195001258?via%3Dihub>.

JOHNSON, V. E. Evidence from marginally significant t statistics. *The American Statistician*, [s. l.], v. 73, p. 129–134. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/00031305.2018.1518788>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00031305.2018.1518788>.

KOTTEK, M. *et al.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], v. 15, p. 259–263. 2006. DOI: <https://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>. Disponível em: <https://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, [s. l.], v. 2, p. 236–249. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40974-017-0064-9>.

LEITE, P. A. M. *et al.* The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. *Ecohydrology*, [s. l.], v. 11, n. 3, p. e1910. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1910>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eco.1910>.

MARAQA, M. A. *et al.* Effects of degree of water saturation on dispersivity and immobile water in sandy soil columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, [s. l.], v. 25, n. 3–4, p. 199–218. 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(96\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(96)00032-0). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169772296000320>.

MATTOS, B. S. de. *et al.* The influence of fire on soil properties under slash-and-burn agriculture management in a hillside environment in the Atlantic Forest biome. *Sociedade & Natureza*, [s. l.], v. 34,

n. 1, p. 1-14. 2022. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-63656>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadenatureza/article/view/63656>.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Climatologia: noções básicas e climas do Brasil. *Oficina de Textos*, São Paulo, 2007.

MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 79-90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3693>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3693>.

OLIVEIRA, Y. M. M. de; OLIVEIRA, E. B. de. Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental. *Embrapa Florestas*, Brasília, DF. 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1076130/plantacoes-florestais-geracao-de-beneficios-com-baixo-impacto-ambiental>.

PEDROSO JUNIOR, N. N.; MURRIETA, R. S. S.; ADAMS, C. Slash-and-burn agriculture: A system in transformation. In: LOPES, P.; BEGOSSI, A. (Eds.). *Current Trends in Human Ecology*. Cambridge Scholars Publishing, 2009. p. 12-34.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L.; SENTEHLAS, P. Agrometeorologia: Fundamentos e aplicações práticas. *Agropecuária*, Lavras, 2002. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001400861>.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611-620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.

RICKLEFS, R. *A economia da natureza*. 7 Rio De Janeiro: Guanabara Koogan, 2018. 606 p.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

RODRIGUES, L. de O. *et al.* Influência dos eventos de El Niño e La Niña no regime de precipitação do Agreste de Pernambuco. *Revista Brasileira de Geografia Física*, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 1995-2009. 2017. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p1995-2009>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/235912>.

TABARELLI, M. *et al.* Perturbação antrópica no Parque Nacional do Catimbau: Estaria a Caatinga transformando-se em um ecossistema emergente? In: *Pesquisas em unidades de conservação no domínio Da Caatinga: subsídios à gestão PP - Fortaleza*. Edições UFC, 2017. p. 141-162.

WETZEL, P. J.; CHANG, J.-T. Concerning the relationship between evapotranspiration and soil moisture. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, [s. l.], v. 26, p. 18-27. 1987. DOI: [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1987\)026%3C0018:CTRBEA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1987)026%3C0018:CTRBEA%3E2.0.CO;2). Disponível em: [https://journals.ametsoc.org/view/journals/apme/26/1/1520-0450\\_1987\\_026\\_0018\\_ctrbea\\_2\\_o\\_co\\_2.xml](https://journals.ametsoc.org/view/journals/apme/26/1/1520-0450_1987_026_0018_ctrbea_2_o_co_2.xml).

## Diferentes usos do solo reduzem a matéria orgânica em área de Caatinga no Nordeste do Brasil

Ailza Lima<sup>1</sup> / Andressa Fraga<sup>1</sup> / Mikael Castro<sup>1</sup> / Maria Medeiros<sup>1</sup>  
Kamila Ermina<sup>1</sup> / Renato Vanderlei<sup>1</sup> / Aldrin Perez-Marin<sup>2</sup>

### RESUMO

As alterações no uso da terra podem afetar drasticamente a fertilidade do solo causando redução no teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, perdas de produtividade. Nesse estudo, testamos a hipótese de que os sistemas de cultivos mais biodiversos apresentam maior quantidade de matéria orgânica no solo e, por consequência, possuem alto índice de qualidade do solo em uma floresta seca de Caatinga. O estudo foi conduzido em áreas no Parque Nacional do Catimbau, nordeste do Brasil. Realizamos coletas de solo em cinco áreas, sendo quatro de cultivo e um controle: 1) milho, pasto, caju e melancia); 2) milho e palma forrageira; 3) milho e feijão; 4) palma forrageira e milho, e 5) controle (caatinga preservada) para determinação da matéria orgânica do solo (MOS) e Índice de Qualidade do Solo Aditivo Ponderado ( $SQI_{wf}$ ). Os resultados mostraram que a solução de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) removeu aproximadamente duas vezes mais matéria orgânica (carbono e nitrogênio) do solo da área controle em comparação com as demais áreas analisadas. Não houve diferenças significativas na remoção da matéria orgânica entre os sistemas de cultivo encontrados.

<sup>1</sup> Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

<sup>2</sup> Instituto Nacional do Semiárido (Insa).

Ainda assim, o cultivo da palma forrageira foi o que apresentou em média menos remoção de matéria orgânica. Quando comparamos os sistemas de cultivos com a área preservada, verificamos que nas áreas de plantios consorciados e monoculturas, o teor de MOS foi duas vezes menor. Além disso, os resultados do  $SQI_{wf}$  corroboram com os teores de MOS, pois o  $SQI_{wf}$  nos diferentes sistemas de cultivo foi 50% menor do que em áreas de caatinga preservadas. Concluímos que há uma necessidade de inclusão de sistemas produtivos mais biodiversos a fim de intensificar o ganho de biomassa acima do solo, aumentar o teor de MOS e reduzir os efeitos negativos sobre a fertilidade do solo.

#### PALAVRAS-CHAVE

Agroecossistemas; degradação do solo; sustentabilidade agrícola; sistemas de cultivo; qualidade do solo.

#### INTRODUÇÃO

Mudanças no uso da terra em florestas tropicais secas podem alterar drasticamente as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (BIZUHOHAHO *et al.*, 2018; JAFARIAN; KAVIAN, 2013). Essa conversão pode afetar diretamente alguns parâmetros como fertilidade, erosão e compactação (NEILL *et al.*, 1997). Uma vez que as funções associadas ao solo estão diretamente ligadas a ciclagem de matéria e energia, produção de biomassa e estoque de água. Alterar as propriedades físico-químicas implica em alterar significativamente a qualidade e o desempenho das funções e serviços ecossistêmicos providos pelo solo (BLUM, 2005).

A qualidade do solo pode ser definida como sua capacidade de funcionar dentro dos limites do ecossistema, para sustentar a produção biológica, manter a qualidade ambiental e promover o funcionamento ecossistêmico (TUGEL *et al.*, 2001). Nesse sentido, a matéria orgânica do solo (MOS) é considerada a principal indicadora de qualidade do solo e servindo de base para a sustentabilidade agrícola (LAL, 2004). Pode ser definida como todo material orgânico de origem animal ou vegetal, que se encontre no solo, em diversos estágios de decomposição, e apresenta diversas funções como: disponibilidade de nutrientes, capacidade de unir as partículas do solo e formar os agregados que são importantes na sua estruturação, e conseguem ainda englobar contaminantes como cobre, mercúrio e ferro. Muitos fatores podem afetar a dinâmica da MOS, e a prática de cultivos agrícolas como monocultura ou pastagem tendem a diminuir os nutrientes e alteram a qualidade do solo em geral (MILLS; FEY, 2004).

No Brasil, a conversão de vegetação nativa em cultivos tradicionais resulta em uma redução progressiva dos estoques de carbono orgânico do solo ao longo do tempo, condição que gera impacto tanto na superfície, quanto em camadas mais profundas (MEDEIROS *et al.*, 2022). Na Caatinga a perda da vegetação também é um fator preocupante (OLIVEIRA *et al.*, 2022), considerando que no semiárido os solos são naturalmente rasos (EMBRAPA, 2000), e o impacto na sua qualidade difere entre as formas de uso (SANTANA *et al.*, 2022). Sistemas pecuários de sequeiro e campos agrícolas interferem em diferentes níveis de composição de carbono orgânico e estoques de nutrientes no solo ao longo do tempo, a depender também de fatores como fertilização e irrigação (SANTANA *et al.*, 2022).

Sendo assim, a perda da qualidade do solo (*i.e.*, perda de matéria orgânica) em regiões de florestas secas é particularmente preocupante, devido também às condições edafoclimáticas desafiadoras, compostas por chuvas irregulares e altas temperaturas (KÖPPEN, 1948) que limitam a produção de biomassa vegetal. Desse modo, o manejo dos solos para produção de culturas agrícolas no semiárido deve, sobretudo, considerar: condições do clima, geomorfologia, pedologia além do uso e cobertura vegetal (EMBRAPA, 2000). Diante disso, o uso de modelos mais biodiversos, como os sistemas agroflorestais (SAFS) têm sido implementados no semiárido com resultados promissores também no que diz respeito a manutenção na fertilidade do solo (LUCENA *et al.*, 2022).

Isto porque, modelos agroflorestais são configurados com a presença de cobertura vegetal, onde há um acúmulo de matéria orgânica no solo, levando a uma melhor disponibilidade de nutrientes, melhor capacidade de armazenamento de água e melhor estabilidade estrutural (RUECKER *et al.*, 1998). Onde, regiões com alta biodiversidade são modelos de referência na qualidade do ambiente edáfico (MENDES *et al.*, 2015). Assim, estudos que testem índices de qualidade do solo ajudam a entender e correlacionar os níveis de desertificação (ANDREWS *et al.*, 2002; PEREZ-MARIN *et al.*, 2022). Porém ainda é necessário avaliar os impactos do avanço da degradação do solo e apresentar alternativas para melhor manejo em florestas secas como a Caatinga (LIMA *et al.*, 2020).

A Caatinga se apresenta como um mosaico de diferentes tipos de uso do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2022). Em muitas áreas a vegetação nativa já foi substituída por espécies forrageiras exóticas (SACRAMENTO *et al.*, 2013), ou por culturas de sequeiro, que tem como base a agricultura de corte e queima para o preparo do solo e posterior plantio de espécies de ciclo de vida curto [*e.g.*, milho, melancia e feijão], capazes de produzir nos poucos meses chuvosos (MENEZES *et al.*, 2021). Nesse cenário, a presença de famílias compostas por pequenos agricultores familiares no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), desenvolvendo diferentes

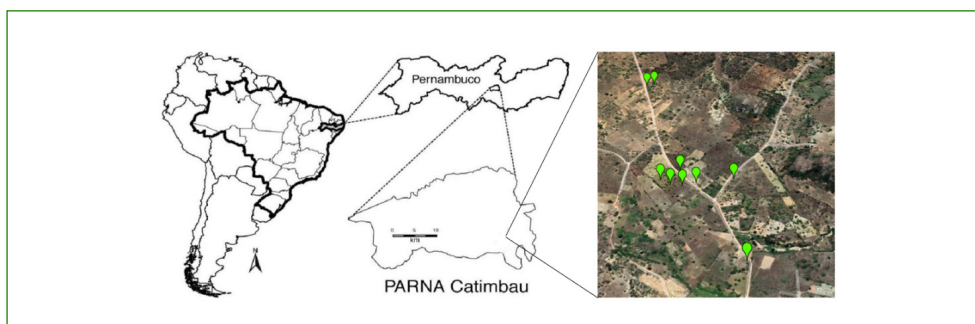
modelos de uso e ocupação do solo, justifica a realização do presente estudo. Uma vez que composições formadas por pastagens que sustentam a prática de pecuária, roçados envolvendo agricultura de corte e queima delimitam as atividades de subsistência. Logo, isso implica em diferentes níveis de impacto na qualidade do solo. Em função disso, esse trabalho teve como objetivo entender como os diferentes usos do solo em termos de práticas de agricultura e pecuária afetam a matéria orgânica presente no solo, buscando acessar a qualidade do solo entre os mosaicos de uso da terra. Hipotetizamos que quanto mais biodiverso é o sistema de cultivo, maior é a quantidade de matéria orgânica no solo e, por consequência, maior seu índice de qualidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de floresta seca de caatinga localizada no Parque Nacional do Catimbau (PARNA) no estado de Pernambuco, Brasil ( $8^{\circ}24'00''$  e  $8^{\circ}36'35''$  S e  $37^{\circ}09'30''$  e  $37^{\circ}14'40''$  W) (Figura 1). A região está inserida em unidade de depressão sertaneja formada por uma bacia sedimentar (AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO - CONDEPE/FIDEM, 2011), com 70% do solo composto por areias quartzíticas (MENDES, 2012). O clima semiárido é predominante e a precipitação anual varia entre 480 e 1.100 mm, com temperatura média anual de  $23^{\circ}\text{C}$  (RITO *et al.*, 2017). Apesar de a Unidade de Conservação (UC) ter sido instituída em 2002 ainda existe presença de moradores residindo nos limites e no interior do Parque. Existindo, portanto, um mosaico de usos do solo associados a atividades de subsistência de comunidades rurais e indígenas, as quais dependem da agricultura familiar, pecuária

**Figura 1.** Área de estudo contendo os locais de cultivo presentes no Parque Nacional do Catimbau localizado no município de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco, Brasil. Adaptado de: Pedrosa *et al.*, 2014



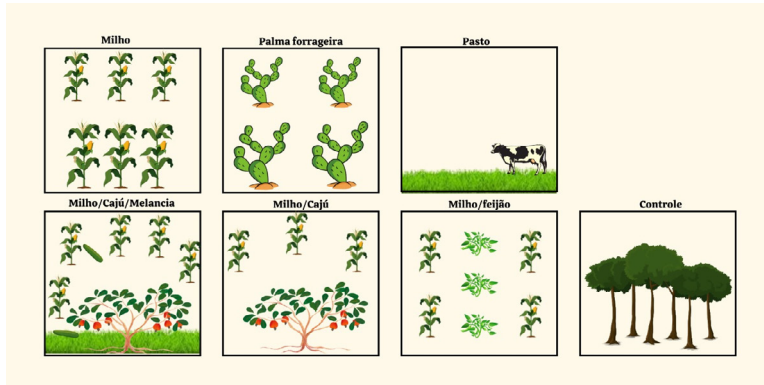
Fonte: autoria própria.

extensiva, caça, extração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros (Machado *et al.*, 2017).

#### Coleta dos dados

O estudo foi conduzido em áreas de cultivo de agricultura (n = 12), pastagem (n = 3) e forragem (n = 3) nas proximidades da Vila do Catimbau. Percorremos um trajeto de 2 km identificando os sistemas de cultivo, incluindo monoculturas e consórcios. Foram considerados sistemas consorciados as roças com mais de um tipo de cultivo na mesma área (Figura 2). Coletamos quatro amostras de solo em cada um dos locais para posterior análise da quantidade de matéria orgânica. Para comparar com o solo de uma área conservada (controle), utilizamos dados secundários de Rodrigues *et al.* (dados não publicados) que foram coletados em uma área de caatinga conservada na mesma área de estudo. Coletamos cerca de 400g de solo, a uma profundidade de 10cm de três locais diferentes em cada uma das áreas de uso da terra, totalizando um esforço amostral de 48 amostras.

**Figura 2.** Áreas de cultivo selecionadas para a coleta do solo: 1) Milho; 2) Palma forrageira; 3) Pasto; 4) Consórcio de milho, caju e melancia; 5) Consórcio de milho e caju; 6) Consórcio de milho e feijão; 7) Controle (área de caatinga preservada)



Fonte: autoria própria.

#### Matéria orgânica do solo (MOS)

Para mensurar a matéria orgânica do solo, foram pesadas 100 g de solo revolvido de cada área em uma balança analítica de precisão. Em seguida, a amostra de solo foi colocada em recipientes de plástico e adicionado 30 mL de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ), para destruição da matéria orgânica (*i.e.*, carbono e nitrogênio) (Verdade, 1954). Após observada a infiltração do  $H_2O_2$  em toda a amostra,

deixamos agir por 5 minutos para visualização do aumento da espuma gerada a partir da efervescência da mistura ao se remover a matéria orgânica. Em seguida, medimos a altura da espuma com auxílio de um paquímetro, usando como referência um recipiente com solo sem adição de  $H_2O_2$ .

#### Análises estatísticas

Para avaliar as possíveis diferenças entre os tipos de usos do solo em relação a área de Caatinga preservada, foi realizada uma ANOVA (Análise de Variância) utilizando o *software* R. Além disso, foi calculado o Índice de Qualidade do Solo Aditivo Ponderado ( $SQI_{wf}$ ) (PEREZ-MARIN *et al.*, 2022), a partir dos resultados da análise da quantidade de matéria orgânica, por meio da equação:

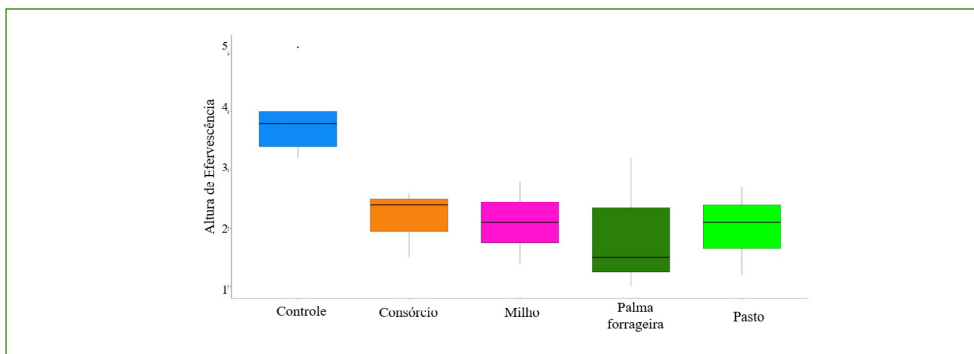
$$SQI_{wf} = \sum_{i=1}^n w_i * N_i$$

$N_i$  = pontuação ou registro dos indicadores  
 $w_i$  = peso de cada indicador  
 $n$  = número de indicadores

## RESULTADOS

A solução de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) removeu aproximadamente duas vezes mais matéria orgânica (carbono e nitrogênio) do solo da área controle que é composta por vegetação típica de caatinga, em comparação com as demais áreas analisadas (Figura 3). Na área controle a altura da efervescência (em milímetros) atingiu em média  $4,16 \text{ mm} \pm 0,7$ . Nos solos dos plantios consorciados

**Figura 3.** Análise da qualidade do solo na área controle (caatinga preservada) e nos diferentes tipos de cultivo (agricultura extensiva, consórcio e pastagem) presentes no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado no município de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, Pernambuco, Brasil

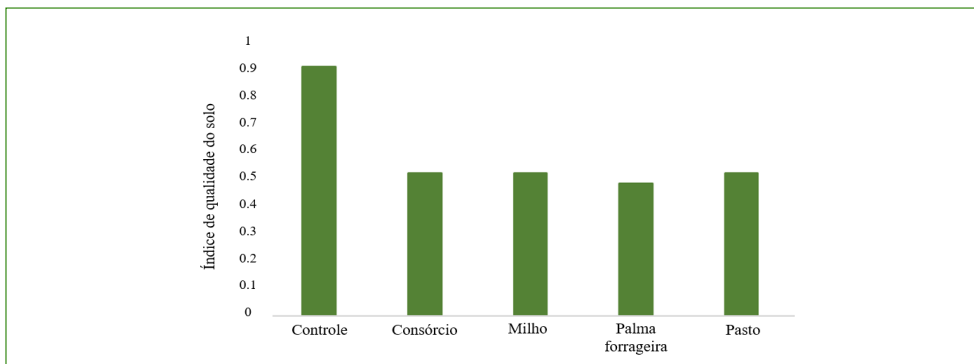


Fonte: autoria própria.

compostos por: milho e feijão; milho, melancia e caju; milho e caju encontramos a segunda maior média de altura da efervescência que foi de  $2,16 \text{ mm} \pm 0,6$ ; seguida por milho  $2,1 \text{ mm} \pm 0,7$ ; pasto  $2 \text{ mm} \pm 0,8$  e palma  $1,9 \text{ mm} \pm 1,1$ . Porém, observamos que não houve diferenças significativas na remoção da matéria orgânica entre os sistemas de cultivo encontrados. Ainda assim, o cultivo da palma forrageira foi o que apresentou em média menos remoção de matéria orgânica de modo geral.

O Índice de Qualidade do Solo Aditivo Ponderado ( $\text{SQI}_{\text{wf}}$ ) (Figura 4) mostrou a mesma relação apontada pela análise da altura de efervescência, entretanto demonstrou uma diferença de magnitude do efeito da solução de peróxido de hidrogênio nas diferentes amostras de solo. Isto é, a qualidade do solo que contém os diferentes tipos de uso (agricultura extensiva, consórcio e pastagem) foi aproximadamente 50% menor do que aquela observada na área controle (Caatinga preservada).

**Figura 4.** Índice de Qualidade do Solo Aditivo Ponderado ( $\text{SQI}_{\text{wf}}$ ) da área controle e dos diferentes tipos de cultivo presentes no Parque Nacional do Catimbau (PARNA) localizado no município de Buíque, Tupanatinga e Ibirimir, Pernambuco, Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Encontramos nos locais de plantio em consórcio a maior média de MOS em comparação com as demais áreas de coleta exceto da área controle. Porém, nossos resultados sugerem que de modo geral a baixa quantidade de matéria orgânica encontrada nas áreas de cultivo tem relação com o uso contínuo da terra através de sistemas produtivos pouco diversificados, consórcio ineficiente das cultivares utilizadas e/ou ausência de práticas voltadas para a conservação das características químicas do solo ao longo do tempo de uso da terra.

Em culturas anuais contínuas a perda de matéria orgânica na superfície do solo pode chegar a 34% (NIU *et al.*, 2020). Sistemas agrícolas irrigados podem perder mais Carbono do que os sistemas pecuários de sequeiro, especialmente a manga (70%). Já os sistemas pecuários podem perder mais Nitrogênio (3-20%) (SANTANA *et al.*, 2022). Porém, na agricultura de sequeiro, mesmo quando áreas manejadas são deixadas em pousio, os níveis de fertilidade do solo dificilmente conseguem se recuperar naturalmente (FRAGA, 2002; PILLON, 2005). Recuperação que ainda é mais prejudicada quando o uso e métodos de preparo da terra negligenciam fatores ambientais como a erosão hídrica pluvial que também está associada à perda de nutrientes e matéria orgânica em alguns cultivares (GILLES *et al.*, 2009).

No contexto local, as famílias que integram as pequenas propriedades rurais dependem do plantio realizado a cada ano e as condições edáficas podem afetar diretamente na produtividade da colheita, consequentemente impactando na renda das famílias (PILLON, 2005). Em função disso, o uso de fertilizantes pode se tornar uma prática comum (STEFANOSKI *et al.*, 2013), voltada para assegurar o cultivo da agricultura em condições viáveis, mantendo ou aumentando a produção agrícola para suprir demandas econômicas e alimentares tanto para seres humanos como para animais, como é o caso do cultivo da palma forrageira, muito utilizada para alimentação do gado (ARAÚJO *et al.*, 2007). Cultura que pode ter o crescimento em termos de número de cladódios por planta, altura de planta, comprimento e largura de cladódios incrementado com adubação orgânica (RAMOS *et al.*, 2015).

Diante disso, como forma de proteger, recuperar, melhorar e aperfeiçoar o uso do solo os sistemas agroflorestais (SAFS) surgem como uma importante alternativa (BALÍK *et al.*, 2020; MOSQUERA-LOSADA *et al.*, 2020). Na Caatinga eles têm sido implementados demonstrando resultados promissores também no que diz respeito a manutenção da fertilidade do solo (LUCENA *et al.*, 2022). Já que por meio de uma combinação espaço temporal de plantas lenhosas perenes (árvores ou arbustos) com cultivos e/ou com animais, é possível causar menor impacto na qualidade do solo, e, em termos do teor de carbono orgânico total (COT) (MAIA *et al.*, 2006). Sendo possível, em alguns casos, um incremento da quantidade de MOS em níveis semelhantes à vegetação nativa (RIBEIRO *et al.*, 2019). Através desses sistemas é possível também contribuir para a geração de renda para os pequenos produtores rurais (KIPTOT *et al.*, 2014).

## CONCLUSÃO

A substituição da vegetação nativa pelo preparo convencional diminuiu a quantidade de matéria orgânica no solo. A baixa quantidade de MOS encontrada nas

áreas analisadas em comparação a área controle, demonstra que as formas de uso utilizadas no cultivo das plantas cultivares não estão sendo eficientes na manutenção da qualidade do solo no nível analisado. Reforçando a ideia de que sistemas produtivos mais biodiversos, com uma maior variabilidade de espécies de cultivo, levariam o ganho de biomassa acima do solo e ajudaria a reduzir a perda de energia nos agroecossistemas.

## REFERÊNCIAS

- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [s. l.], v. 90, p. 25–45. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00174-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8). Disponível em: <http://sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880901001748>.
- ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], v. 31, n. 5, p. 1099–1108. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000500025>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/CYKYVFQZN3YBTCHqtDd6JFr/>.
- BALÍK, J. *et al.* Soil organic matter degradation in long-term maize cultivation and insufficient organic fertilization. *Plants*, [s. l.], v. 9, n. 9, p. 1217. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants9091217>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/9/9/1217>.
- BIZUHORAHO, T. *et al.* The effect of land use systems on soil properties: A case study from Rwanda. *Sustainable Agriculture Research*, [s. l.], v. 7, n. 2, p. 30. 2018. DOI: <https://doi.org/10.5539/sar.v7n2p30>. Disponível em: <https://www.ccsenet.org/journal/index.php/sar/article/view/71825>.
- BLUM, W. E. H., 2005. Functions of soil for society and the environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, [s. l.], v. 4, p. 75–79. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-005-2236-x>.
- EMBRAPA. *Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco – ZAPE*, [s. l.], 2000. Disponível em: <http://www.uep.cnps.embrapa.br/zape/>.
- FRAGA, V. D. S. Mudanças na matéria orgânica (C, N e P) de solos sob agricultura de subsistência. [s. l.]: *Universidade Federal de Pernambuco*. 2002. Tese (Doutorado).
- GILLES, L. *et al.* Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], v. 33, p. 1427–1440. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000500033>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/ch6pPLngw3JQWFNQQzfbLc8y/?lang=pt>.
- JAFARIAN, Z.; KAVIAN, A. Effects of Land-Use Change on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, [s. l.], v. 44, p. 339–346. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.741949>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103624.2013.741949>.
- KIPTOT, E.; FRANZEL, S.; DEGRANDE, A. Gender, agroforestry and food security in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, [s. l.], v. 6, p. 104–109. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.10.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343513001632?via%3Dihub>.

- KÖPPEN, W. *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Económica. 1948. 479 p. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1660392>.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on Global climate change and food security. *Science*, [s. l.], v. 304, p. 1623–1627. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1097396>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1097396>.
- LIMA, J. R. S. *et al.* Impacts of land-use changes on soil respiration in the semi-arid region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], v. 44, p. e0200092. 2020. DOI: <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200092>. Disponível em: <https://www.rbcjournal.org/article/impacts-of-land-use-changes-on-soil-respiration-in-the-semi-arid-region-of-brazil/>.
- LUCENA, R. J.; LIMA, J. R.; BAKKE, I. A. Dynamic organization of two agroforestry systems in the semi-arid region of Paraíba and their contribution to improving the socio-economic conditions of farming families. *Ciência Rural*, [s. l.], v. 53, n. 4. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20200512>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/7TMPN4LYspb9gLYTcjx334L/?lang=en>.
- MACHADO, C. C. C. *et al.* Protected areas and their multiple territorialities – a social and environmental reflection on Catimbau National Park – Brazil. *Ambiente & Sociedade*, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 239–260. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150172RIV2012017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/SGCPSWt4WNL6nnKRkp7Hy4C/?lang=en>.
- MAIA, S. M. F. *et al.* Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. *Revista Árvore*, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 837–848. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000500018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/h7xqpDG5dwbjntCr5Yr6MJK/abstract/?lang=pt>.
- MEDEIROS, S. A.; SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. *Soil and Tillage Research*, [s. l.], v. 219, p. 105336. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167198722000228>.
- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; REIS JUNIOR, F. B. R. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, [s. l.], v. 32, p. 185–203. 2015. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/138889/1/Bioindicadores-de-qualidade.pdf>.
- MENDES, M. C. *Caracterização e gênese de uma topossequência Neossolo Quartzarênico - Latossolo Amarelo no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco*. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, [s. l.]. 119 p. 2012. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/5217>.
- MENEZES, R. S. C. *et al.* Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. *Geoderma*, [s. l.], v. 390, p. 114943. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706121000173?via%3Dihub>.
- MILLS, A.; FEY, M. Transformation of thicket to savanna reduces soil quality in the Eastern Cape, South Africa. *Plant and Soil*, [s. l.], v. 265, p. 153–163, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-005-0534-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-005-0534-2>.
- MOSQUERA-LOSADA, M. R. *et al.* The importance of agroforestry systems in supporting biodiversity conservation and agricultural production: a European perspective. *In: Reconciling Agricultural Production with Biodiversity Conservation*, [s. l.], p. 243–258. 2020. DOI: <https://doi.org/10.19103/AS.2020.0071.14>.
- NEILL, C. *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 1216–1225. 1997. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)07\[1216:SCNS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)07[1216:SCNS]2.0.CO;2).

org/10.1890/1051-0761(1997)007[I2I6:SCANSF]2.o.CO;2. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%281997%29007%5B12I6%3ASCANSF%5D2.o.CO%3B2>.

NIU, Y. *et al.* Continuous monoculture of alfalfa and annual crops influence soil organic matter and microbial communities in the rainfed loess plateau of China. *Agronomy*, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1054. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy10071054>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/10/7/1054>.

OLIVEIRA, C. P. *et al.* Dynamic modeling of land use and coverage changes in the dryland Pernambuco, Brazil. *Land*, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 998. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11070998>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/7/998>.

PEDROSA, I. M. M. C. *et al.* Herpetofauna of protected areas in the Caatinga III: The Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica*, [s. l.], v. 14, n. 14. DOI: 2014. <https://doi.org/10.1590/1676-06032014004614>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/hzvccpr4xsMqssB5CN6bcdF/?lang=en>.

PEREZ-MARIN, A. M. *et al.* Monitoring desertification using a small set of biophysical indicators in the Brazilian semiarid region. *Sustainability*, [s. l.], v. 14, n. 15, p. 9735. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14159735>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/15/9735>.

PILLON, C. N. Manejo da matéria orgânica em agroecossistemas. [s. l.]. 2005. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/745229/manejo-da-materia-organica-em-agroecossistemas>.

RAMOS, J. P. F. *et al.* Crescimento da palma forrageira em função da adubação orgânica. *Revista Eletrônica Veterinária*, [s. l.], v. 16, n. 12, p. 1–1., 2015. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/636/63643411003.pdf>.

RIBEIRO, L. K. M. *et al.* Aplicação de vinhaça: efeito na matéria orgânica do solo cultivado com sorgo sacarino. *Brazilian Applied Science Review*, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 881–888. 2019. DOI: <https://doi.org/10.34115/basr.v3i2.922>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BASR/article/view/922>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>

RUECKER, G. *et al.* Natural regeneration of degraded soils and site changes on abandoned agricultural terraces in Mediterranean Spain. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 179–188. 1998. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199803/04\)9:2<179::AID-LDR276>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199803/04)9:2<179::AID-LDR276>3.0.CO;2-R). Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291099-145X%28199803/04%299%3A2%3C179%3A%3AAID-LDR276%3E3.o.CO%3B2-R>.

SACRAMENTO, J. A. A. S. *et al.* Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 784–795. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-068320130003000025>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/V8sfqxNnshzp9JhzbptvNKH/>.

SANTANA, M. S. *et al.* Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment? *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 201, p. 104747. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104747>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196322000428>.

STEFANOSKI, D. C. *et al.* Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, [s. l.], v. 17, n. 12, p. 1301–1309. 2013. DOI: <https://>

doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/Kqq4dHBX4yfnxwwFTrpqbVzb/>.

TUGEL, A. J. *et al.* Locally led conservation activities: Developing a soil quality assessment tool. In: STOTT, D. E.; MOHTAR, R. H.; STEINHARDT, G. C. (ed.). *Sustaining the Global Farm*. [s. l.]: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, p. 529–534, 2001.

VERDADE, F. C. Ação da água oxigenada sobre a matéria orgânica do solo. *Bragantia*, [s. l.], v. 13, p. 287–295. 1954. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87051954000100024>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/brag/a/8YJkKwddbVdp9kCRJ8vHC/?lang=pt>.

PARTE 2

**RELATÓRIOS  
DOS PROJETOS  
LIVRES**



## *Trade-off* entre atributos funcionais foliares de *Cnidoscolus neglectus* Pohl sob diferentes áreas de sombreamento em uma floresta seca

Maria Medeiros<sup>1</sup> / Mikael Castro<sup>1</sup> / Ailza Lima<sup>1</sup>  
Kamila Ermina Silva<sup>1</sup> / Andressa Fraga Cotta<sup>2</sup>

### RESUMO

As plantas precisam investir em diferentes recursos como forma de se ajustar e melhorar seu desempenho no ambiente, como na área foliar, que é um fator determinante para a captação de luz; presença de tricomas, como defesa física; e condutância estomática, uma medida de crescimento. Nesse sentido, testamos a hipótese de que o sombreamento do dossel afeta o *trade-off* entre esses três atributos foliares de *Cnidoscolus neglectus*, devido às mudanças no sombreamento do dossel. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Brasil. A coleta dos dados foi realizada em uma área de aproximadamente 1 km composta por fragmentos de vegetação nativa e por áreas de pastagem. Medimos o percentual de cobertura do dossel e consideramos as áreas sombreadas aquelas com cobertura de dossel  $\geq 31\%$ , enquanto foram classificadas como áreas abertas aquelas com cobertura de dossel  $\leq 30\%$ . Realizamos medidas de área foliar, densidade de tricomas e condutância estomática (gs), comparando essas variáveis entre as áreas abertas e fechadas. Nossos resultados revelaram que, na área sombreada, os indivíduos apresentaram áreas foliares maiores, menor

<sup>1</sup> Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

densidade de tricomas e menor *gs*. Enquanto na área aberta, a área foliar foi menor, com maiores valores de densidade de tricomas, especialmente abaxiais, e *gs*. Além disso, a área foliar apresentou correlações negativas tanto com tricomas adaxiais quanto abaxiais em ambas as áreas. Observamos também uma correlação negativa entre área foliar e *gs* na área aberta. Isso indica um claro *trade-off* entre a área foliar, quantidade de tricomas e *gs* nas diferentes áreas. As implicações ecológicas para essa demanda conflitante em florestas secas são positivas, pois além da maior densidade de tricomas que favorecem maior defesa contra herbívoros, possuem também a capacidade de reduzir a área foliar em áreas mais abertas com alta radiação solar. Isso é importante para espécies de florestas secas, onde estão sujeitas a alta demanda evaporativa e processos antrópicos. Concluímos que a plasticidade observada pode fornecer *insights* sobre como a pressão ambiental modula atributos de espécies abundantes em florestas secas. Sugerimos que estudos futuros foquem nas variações intraespecíficas dos atributos funcionais, a fim de complementar o conhecimento sobre os mecanismos envolvidos no *trade-off* defesa-crescimento.

#### PALAVRAS-CHAVE

Área foliar; condutância estomática; Caatinga; plasticidade; tricomas.

#### INTRODUÇÃO

Obter um bom desenvolvimento no ambiente é crucial para os organismos vegetais. Dessa forma, as plantas precisam investir em diferentes recursos como forma de se ajustar e melhorar seu desempenho para crescimento, reprodução e sobrevivência (VIOLE *et al.*, 2007), investindo em atributos funcionais como área foliar, massa seca, estruturas morfológicas para proteção e condutância estomática (WAGNER, 1991; WRIGHT *et al.*, 2004; VIOLE *et al.*, 2007). Todos esses atributos necessitam de uma alta demanda de energia, e para isso, a planta precisa escolher quais atributos ela irá despender mais energia, pois os organismos não podem, ao mesmo tempo, ser extremamente eficientes na realização de todas as suas atividades. Portanto, acontece uma demanda conflitante na alocação de recursos (*trade-off*), fazendo com que a planta possa obter maiores chances de produtividade e desenvolvimento no ambiente (MENON; SRIVASTAVA, 1984). Como exemplo, sabe-se que variações na área foliar são esperadas em relação às mudanças ambientais, resultando em aumento ou redução da produtividade da planta, já que esse atributo reflete na captação de luz (WRIGHT *et al.*, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Em ambientes com alta luminosidade, as plantas não necessitam ter uma elevada área foliar, tendo em vista que isso implicaria em maior perda de água pela transpiração (OLIVEIRA *et al.*, 2008; CARINS MURPHY *et al.*, 2012), enquanto que, em ambientes sombreados, devido à limitação para capturar a energia de luz solar, é importante para a planta desenvolver folhas maiores, como forma de melhor aproveitar a intensidade de luz e assim, produzir energia (OLIVEIRA *et al.*, 2008; CARINS MURPHY *et al.*, 2012). As plantas também desenvolvem diferentes características que podem minimizar os danos causados por herbívoros, o que inclui estruturas morfológicas e compostos secundários para aumentar a sua proteção, como os tricomas glandulares que são atributos funcionais bem conhecidos e responsáveis por realizar a defesa física e química dos vegetais, produzindo, armazenando e secretando vários metabólitos secundários (WAGNER, 1991; DALIN *et al.*, 2008). Ainda, a planta precisa investir energia para fins fisiológicos, e alterações nos índices de condutância estomática também são importantes fatores para regular e melhorar a produtividade dos vegetais, pois ela é responsável por controlar as perdas de água por transpiração, captura de CO<sub>2</sub> para fotossíntese e crescimento das plantas (DAMOUR *et al.*, 2010). Em ambientes a pleno sol as plantas tendem a reduzir a abertura dos estômatos para evitar a perda de água por transpiração, entretanto reduzem a captação de CO<sub>2</sub> (FIGUEIREDO-LIMA *et al.* 2018; YU *et al.* 2019).

As florestas secas como a Caatinga, apresentam ecossistemas exemplares para se estudar a resposta vegetal frente às mudanças na cobertura vegetal, pois apresentam espécies vegetais e animais adaptadas a altas temperaturas e períodos longos de estiagem (SUNDERLAND *et al.*, 2015). A Caatinga é caracterizada como um mosaico de florestas tropicais sazonalmente secas com vegetação decídua, caracterizada pela alta intensidade luminosa e elevadas temperaturas e altas taxas evapotranspiração (PRADO, 2003). Em resposta a essas características, as plantas presentes nessas áreas são majoritariamente caducifólias e espinhosas, além de algumas espécies suculentas (ARAÚJO *et al.*, 2007; TROVÃO *et al.*, 2007), proporcionando a sobrevivência em meio às altas taxas de evapotranspiração.

Nesse contexto, adaptações morfoanatômicas (*i.e.*, plasticidade fenotípica) e fisiológicas permitem que a planta se ajuste temporariamente a diferentes estímulos ambientais, tal como em um ambiente sombreado, a planta pode investir mais em área foliar para captação de luz, enquanto reduz sua capacidade de defesa (WRIGHT *et al.*, 2004). Enquanto a pleno sol, tende a reduzir a área foliar para reduzir as trocas gasosas e investir em atributos de defesa (WRIGHT *et al.*, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2008). Conseqüentemente, esta plasticidade em atributos foliares pode promover altas taxas de sobrevivência de acordo com as condições ambientais impostas (WRIGHT *et al.*, 2004; VIOLLE *et al.*, 2007;

OLIVEIRA *et al.*, 2008). Diante disso, objetivamos verificar se o sombreamento provocado pela cobertura do dossel influencia os atributos funcionais foliares de *C. neglectus*. Dessa forma, testamos a hipótese de que o sombreamento do dossel afeta o *trade-off* entre atributos foliares de *C. neglectus*, devido às mudanças na disponibilidade de luz solar.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado no Nordeste do Brasil (8° 24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W). A região possui significativas variações na precipitação (480 a 1100 mm) causadas por chuvas orográficas. O clima é definido como tropical quente e seco (semiárido), caracterizado pela baixa umidade relativa do ar e grande amplitude térmica (KÖPPEN, 1948). A região é composta por porção representativa de floresta seca da caatinga, com grande representatividade das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae (RITO *et al.*, 2017). O parque abriga comunidades rurais e indígenas, cuja subsistência depende da agricultura familiar, pecuária extensiva, caça, extração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros (MACHADO *et al.*, 2017).

### Espécie estudada

A espécie *Cnidoscolus neglectus* Pohl é da família Euphorbiaceae com ocorrência comum em florestas sazonalmente secas do Nordeste (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Em Pernambuco, *Cnidoscolus* é encontrado na Caatinga em áreas de solo argiloso ou argilo-arenoso (MELO; SALES, 2008). Possui hábito arbustivo de pequeno porte, folhas palmatilobadas, estípulas caducifólias e papilosas no ápice e internamente, com tricomas urticantes aculeiformes nos ramos e nas faces adaxiais e abaxiais das folhas, pecíolo, inflorescência, perianto e fruto (MELO; SALES, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2021).

### Coleta dos dados e desenho experimental

A coleta dos dados foi realizada em área com raio de aproximadamente 1km composta por fragmentos de vegetação nativa e por áreas de pastagem. Para estimar a porcentagem de cobertura vegetal utilizamos a ferramenta *Canopeo*, que quantifica a porcentagem de cobertura do dossel de vegetação verde viva com base em fotos voltadas para baixo tiradas com dispositivo móvel (<https://>

canopeoapp.com). Medimos o percentual de cobertura do dossel para definir uma classificação arbitrária, na qual consideramos as áreas abertas aquelas com cobertura vegetal  $\leq 30\%$ . Enquanto áreas com cobertura de dossel  $\geq 31\%$  foram classificadas como sombreadas. Em cada uma das áreas (sombreada e aberta) localizamos aleatoriamente sete indivíduos de *C. neglectus* com altura semelhante e com distância mínima de três metros entre eles. Para cada indivíduo, foram coletadas três folhas expandidas, as quais foram ensacadas para evitar danos nos tricomas, e para posterior medidas da área foliar e densidade de tricomas. Para o mesmo indivíduo também medimos a medida de condutância estomática ( $n = 3$  folhas).

#### Área foliar

Foram coletadas três folhas completamente expandidas de cada indivíduo, as quais foram fotografadas para determinação da área foliar através do *software ImageJ* com o método padrão usando o integrador de área foliar (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

#### Densidade de tricomas

A contagem do número de tricomas foi realizada em uma área de  $3 \text{ cm}^2$ , sendo cada área tomada da face adaxial e abaxial de cada uma das três folhas de cada indivíduo amostrado. Em seguida, estimamos a densidade de tricomas para área foliar total de cada folha.

#### Condutância estomática ( $gs$ )

As medidas de condutância estomática ( $gs$ ) foram realizadas no intervalo de 8h30 às 10h00, em três folhas completamente expandidas de cada indivíduo, utilizando um porômetro (Decagon Devices).

#### Análises dos dados

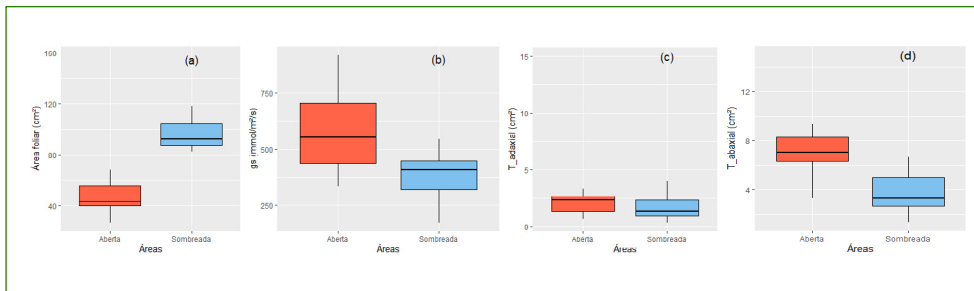
Para testar se haveria diferença nos valores de atributos foliares (*i.e.*, área foliar ( $\text{cm}^2$ ), densidade de tricomas abaxiais e adaxiais ( $\text{cm}^{-2}$ ) e condutância estomática ( $\text{mmol.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )) entre as duas categorias de cobertura de dossel (*i.e.*, área aberta e área sombreada), realizamos um teste t. O teste t considera desenhos amostrais com apenas um fator (cobertura do dossel) composto por dois níveis (área aberta e sombreada). A fim de compreender como os atributos foliares

se relacionam entre si, realizamos um correlograma, no qual são traçadas correlações entre todas as variáveis respostas. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* R.

## RESULTADOS

Nas regiões sombreadas, os indivíduos de *C. neglectus* apresentaram áreas foliares maiores ( $101,6 \pm 23,0$  cm) quando comparados às regiões com menor cobertura de dossel ( $46,2 \pm 11,8$  cm) (Figura 1a,  $p < 0,05$ ). A diferença de 45% encontrada indica uma demanda conflitante contraposta entre os ambientes para a alocação de recursos em área foliar. A condutância estomática também diferiu entre as áreas, sendo menor na área sombreada ( $380,57 \pm 114,29$  mmol. m<sup>2</sup>. s<sup>-1</sup>) e maior na área aberta ( $577,18 \pm 161,41$  mmol.m<sup>2</sup>. s<sup>-1</sup>) (Figura 1b,  $p < 0,05$ ). Entretanto, não houve diferença significativa entre as áreas para a densidade de tricomas adaxiais, na área sombreada a densidade média foi  $1,83 \pm 1,46$  cm<sup>2</sup> e na área aberta  $2,06 \pm 0,76$  cm<sup>2</sup> (Figura 1c,  $p > 0,05$ ). Enquanto, para a densidade de tricomas abaxiais, houve diferença significativa, a densidade média foi menor na área sombreada ( $3,75 \pm 1,69$  cm<sup>2</sup>) quando comparada a área aberta ( $7,37 \pm 1,93$  cm<sup>2</sup>) (Figura 1d,  $p < 0,05$ ).

**Figura 1.** Atributos funcionais foliares: (a) Área foliar, (b) Condutância estomática (gs), (c) Densidade de tricomas na face adaxial, (d) Densidade de tricomas na face abaxial nas áreas abertas e sombreadas para *Cnidocolus neglectus*. A linha principal dos boxplots representa a média de valores encontrados



Fonte: autoria própria.

Já para os resultados do correlograma, a área foliar apresentou diferentes correlações tanto com o tricoma abaxial quanto com a *gs* (Figura 2). Para a área aberta, observamos uma correlação negativa entre a densidade de tricomas abaxiais e a área da folha ( $-0,64^{***}$ ) (Figura 2). Observamos também uma correlação negativa entre área foliar e *gs* ( $-0,46^{**}$ ) (Figura 2). Logo, a demanda conflitante para diferentes coberturas vegetais foi observada entre os seguintes atributos foliares: área e tricomas abaxiais.

**Figura 2.** Correlograma entre os seguintes atributos foliares: condutância estomática (gs), densidade de tricomas na face adaxial (T\_adaxial), densidade de tricomas na face abaxial (T\_abaxial) e área foliar (Area\_foliar) para *Cnidocolus neglectus*. A relação entre as variáveis pode ser lida pelos quadrados do eixo horizontal e sua associação aos quadrados do eixo vertical. Áreas abertas estão representadas pela cor vermelha, áreas sombreadas estão representadas pela cor azul. \* (P<0.05), \*\* (P<0.01), \*\*\* (P<0.001)



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a espécie estudada possui plasticidade quanto a sua área foliar, a qual reflete na relação com atributos funcionais relacionados à densidade de tricomas e condutância estomática. Esse padrão encontrado confirma a hipótese de que o sombreamento do dossel afeta o *trade-off* entre os atributos foliares de *C. neglectus* devido às mudanças nas condições e recursos. Isso implica que a plasticidade entre esses atributos, especialmente na área foliar de *C. neglectus*, podem nos ajudar a entender como as mudanças causadas pela seca e pressão ambiental modulam traços de espécies abundantes em florestas secas à medida que áreas se tornam mais abertas.

Os traços do espectro de economia foliar ajudam a explicar as diferenças entre os atributos de diferentes espécies, ou seja, como os traços influenciam no desempenho e aptidão de acordo com a teoria do *trade-off*, no qual as espécies possuem recursos limitados e demandam esses recursos para diferentes processos da planta (WRIGHT *et al.*, 2004). Essa demanda conflitante reflete nas estratégias de sobrevivência da espécie em diferentes ambientes (WRIGHT *et al.*, 2004; VIOLLE *et al.*, 2007). Isso explica o que encontramos para a espécie *C.*

*neglectus*, uma espécie que possui muitos tricomas urticantes em suas folhas, tanto na face adaxial quanto na abaxial (MELO; SALES, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2021), entretanto, podem reduzir a quantidade de tricomas para investir em maior área foliar em ambientes mais sombreados causado pela maior cobertura do dossel. O espectro de economia foliar fornece insights para investigar as estratégias de sobrevivência das espécies, que foram resultadas da sua história de vida evolutiva (REICH, 2014). Portanto, sugerimos que o investimento em área foliar em área sombreada na Caatinga, é uma estratégia para captação de luz e assim, a planta pode garantir taxas de assimilação fotossintéticas favoráveis, à medida que haja luz disponível (WRIGHT *et al.*, 2004). No entanto, o maior investimento na área foliar reduz a demanda de energia para desenvolvimento de tricomas, o que nos leva a inferir uma menor capacidade de defesa contra herbívoros (WRIGHT *et al.*, 2004; LOUGHNAN; WILLIAMS, 2018).

A espécie estudada apresentou menor área foliar na área aberta, porém apresentou maior condutância estomática nessa condição. Isso possivelmente garante à planta maiores taxas fotossintéticas, que por sua vez, geram energia para investimento na maior densidade de tricomas encontrados especialmente na face abaxial de suas folhas. De acordo com WRIGHT *et al.* (2004), a capacidade fotossintética é influenciada tanto pela condutância estomática quanto pela concentração de CO<sub>2</sub> no interior da folha, refletindo no maquinário fotossintético responsável por gerar ATP que será carregado para diferentes demandas da planta, como compostos químicos secundários de defesa (WRIGHT *et al.*, 2004; CHAVE *et al.*, 2009; SIMON; ADAMCZY, 2019).

Em regiões áridas e semiáridas, geralmente as plantas tendem a apresentar menor área foliar, ou seja, investem mais em massa foliar por unidade de área (WRIGHT *et al.*, 2004; de CARVALHO *et al.*, 2016). Dessa forma, é considerada uma adaptação que confere mais tolerância à planta em condições muito secas. Portanto, a espécie *C. neglectus*, além de possuir tricomas que favorecem maior defesa, possuem também a capacidade de reduzir a área foliar em áreas mais abertas com alta radiação solar.

Áreas abertas são frequentes em florestas secas, principalmente na Caatinga, devido à perturbação antrópica (SPECHT *et al.*, 2019; BARROS *et al.* 2021). Esse contexto de perturbações antrópicas em florestas secas favorece o surgimento de mais áreas abertas, que, por sua vez, resultam em maior exposição para os herbívoros (SPECHT *et al.* 2019). Estudos indicam que existe maior preferência de herbívoros por áreas com baixa densidade de árvores, pois em locais mais abertos há maior visibilidade (RIGINOS; GRACE, 2008). Nossos resultados lançam luz sobre o padrão de defesa-crescimento, no qual, pode ser encontrado em outras espécies que possuem tricomas. Nesse sentido, em um cenário de

maior exposição luminosa, em decorrência da pressão antrópica e seca severa, as plantas podem apresentar folhas menores e maior quantidade de tricomas. Esse *trade-off* é importante em espécies de florestas secas, onde estão sujeitas a alta demanda evaporativa e processos antrópicos, e tendem a sofrer mais em cenários futuros. Dessa forma, espécies que possuem essa plasticidade podem ser mais tolerantes nestas condições. No entanto, a alocação de recursos para defesa, resulta em menor crescimento e conseqüentemente, menor produtividade.

## CONCLUSÃO

Nossos resultados indicam um claro *trade-off* entre a área foliar, densidade de tricomas abaxiais e condutância estomática em indivíduos de *Cnidoscolus neglectus* que ocorrem em áreas com diferentes graus de cobertura vegetal. A relação indica que o custo energético de tricomas urticantes e o investimento em área fotossintetizante são inversamente proporcionais, uma vez que essa demanda conflitante leva a uma alocação de recursos em uma característica em detrimento de outras. A plasticidade observada pode fornecer *insights* sobre como a pressão ambiental modula atributos de espécies abundantes em florestas secas. Sugerimos que estudos futuros foquem nas variações intraespecíficas dos atributos funcionais de outras espécies que possuem tricomas, a fim de complementar o conhecimento sobre os mecanismos envolvidos no *trade-off* defesa-crescimento.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos professores Felipe Melo, Aldrin, Rodrigo Carmo e Helder pelas orientações e na concepção das ideias. Agradecemos também a monitora Lígia Vieira pelo auxílio na coleta dos dados em campo e ao professor André Laurênio de Melo pela identificação da espécie. Por fim, agradecemos o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO - CONDEPE/FIDEM. *Pernambuco em Mapas*. [Online]. Disponível em: <http://www2.condepefidem.pe.gov.br/web/condepe-fidem/publicacoes>. Acessado em 13 de dezembro de 2022.

ARAÚJO, E. L.; CASTRO, C. C.; ALBUQUERQUE, U. P. Dynamics of brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecosystems and Communities*, [s. l.], v. 1, p. 15–28.

2007. Disponível em: [http://www.academia.edu/1191277/Dynamics\\_of\\_Brazilian\\_Caatinga\\_A\\_review\\_concerning\\_the\\_plants\\_environment\\_and\\_people](http://www.academia.edu/1191277/Dynamics_of_Brazilian_Caatinga_A_review_concerning_the_plants_environment_and_people).
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- CARINS MURPHY, M. R.; JORDAN, G. J.; BRODRIBB, T. J. Differential leaf expansion can enable hydraulic acclimation to sun and shade. *Plant, Cell & Environment*, [s. l.], v. 35, n. 8, p. 1407–1418. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02498.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3040.2012.02498.x>.
- CARVALHO, T. R. A. *et al.* Índice de área foliar em Caatinga preservada. *Conexões - Ciência e Tecnologia*, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 35–42. 2016. DOI: <https://doi.org/10.21439/conexoes.v11i1.1070>. Disponível em: <https://conexoes.ifce.edu.br/index.php/conexoes/article/view/1070>.
- DALIN, P. *et al.* Leaf trichome formation and plant resistance to herbivory. A. Schaller (ed.). *In: Induced Plant Resistance to Herbivory*. Springer, Dordrecht. 2008. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8182-8\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8182-8_4).
- DAMOUR, G. *et al.* An overview of models of stomatal conductance at the leaf level. *Plant, Cell & Environment*, [s. l.], v. 33, n. 9, p. 1419–1438. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02181.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3040.2010.02181.x>.
- FIGUEIREDO-LIMA, K. V. *et al.* Stomatal conductance and foliar phytohormones under water status changes in *Annona leptopetala*, a woody deciduous species in tropical dry forest. *Flora*, [s. l.], v. 242, p. 1–7. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.02.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253018301488>.
- KÖPPEN, B. W. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. *Fondo de Cultura Económica*. [s. l.], 479 p. 1948. Disponível em: <https://www.scrip.org/reference/referencesspapers?referenceid=1660392>.
- LOUGHNAN, D.; WILLIAMS, J. L. Climate and leaf traits, not latitude, explain variation in plant–herbivore interactions across a species’ range. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 107, n. 2, p. 913–922. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13065>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13065>.
- MACHADO, A. O.; OLIVEIRA, P. E. Diversidade beta de plantas que oferecem néctar como recurso floral aos beija-flores em cerrados do Brasil Central. *Rodriguésia*, [s. l.], v. 66, n. 1, p. 1–19. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566101>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/CKZTWJFNZNPdGjSP58JHMDP/>.
- MACHADO, C. C. C. *et al.* Protected areas and their multiple territorialities - a social and environmental reflection on Catimbau National Park - Brazil. *Ambiente & Sociedade*, v. 20, n. 1, p. 239–260. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150172RIV2012017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/SGCpsWt4WNL6nnKRp7Hy4C/?lang=en>.
- MELO, A. L.; SALES, M. F. O gênero *Cnidoscolus* Pohl (Crotonoideae-Euphorbiaceae) no Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 806. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/7TxxfntwzYMLnkznpGBNWnHn/>.
- MENON, K. K. G.; SRIVASTAVA, H. C. Increasing plant productivity through improved photosynthesis. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences*, [s. l.], v. 93, p. 359–378. 1984. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03053089>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF03053089#citeas>.

- OLIVEIRA, E. C. P. *et al.* Estrutura foliar de curauá em diferentes intensidades de radiação fotossinteticamente ativa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 163–169. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000200002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/ndk3NC3BbRHVS4XHX9XSLCj/>.
- OLIVEIRA, C. C.; MELO, A. L.; SILVA, M. J. Synopsis of *Cnidocolus* (Euphorbiaceae) in Midwestern Brazil, including taxonomic updates, a new species, and a reestablishment of *C. neglectus*. *Phytotaxa*, [s. l.], v. 500, n. 3, p. 179–200. 2021. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.500.3.3>. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/Phytotaxa/article/view/phytotaxa.500.3.3>.
- PRADO, D. E. A s caatingas da América do Sul. Ecologia e conservação da Caatinga, *In*: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M., (Eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, [s. l.], p. 3-74. 2003.
- RIGINOS, C.; GRACE, J. B. Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: bottom-up vs. top-down effects. *Ecology*, [s. l.], v. 89, n. 8, p. 2228–2238. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1250.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/07-1250.1>.
- REICH, P. B. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 102, n. 2, p. 275–301. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12211>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- SABATINI, F. M. *et al.* Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology*, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 536–548. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14503>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.14503>;
- SILVA, A. C. DA C. *et al.* Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. *Hoehnea*, [s. l.], v. 40, n. 4, p. 601–609. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062013000400003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/FMPdzFFYCTVFYwyPHRpjzpz/?lang=pt>.
- SIMON, J., ADAMCZYK, B. Plant secondary compounds in forest ecosystems under global change: from defense to carbon sequestration. *Frontiers in Plant Science*, [s. l.], v. 10, p. 831. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00831>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2019.00831/full>.
- SUNDERLAND, T. *et al.* Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 1–9. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/cfa/ifr/2015/0000017/a00202s2/arto0001;jsessionid=6hjoaqlorfjq.x-ic-live-03>.
- SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607–614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.
- TROVÃO, D. M. de B. M. *et al.* Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 307–311. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000300010>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/x9TGDDSDbxvXx55CNVRZWHG/>.

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional! *Oikos*, [s. l.], v. 116, n. 5, p. 882–892. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.

WAGNER, G. J. Secreting glandular trichomes: More than just hairs. *Plant Physiology*, [s. l.], v. 96, n. 3, p. 675–679. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.96.3.675>. Disponível em: <https://academic.oup.com/plphys/article/96/3/675/6087979>.

WRIGHT, I. J. *et al.* The worldwide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 428, n. 2, p. 821–827. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12211>.

YU, T. *et al.* Coordination of stomatal control and stem water storage on plant water use in desert riparian trees. *Trees - Structure and Function*, [s. l.], v. 33, p. 787–801. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-019-01816-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-019-01816-7#citeas>.

Efeito da umidade do solo sobre a dominância de uma planta exótica invasora (*Megathyrsus maximus* (JACQ.) B. K. DIMON & S. W. L. JACOBS) em uma floresta seca de Caatinga no Nordeste do Brasil

Leonardo Vilas-Bôas M. P. de Cerqueira<sup>1</sup>

Kassya Melissa Oliveira de Souza<sup>2</sup> / Adglecianne Melo<sup>3</sup>

Arthur A. de Barros R.<sup>4</sup>

#### RESUMO

Espécies invasoras representam uma ameaça à biodiversidade local das biotas terrestres e os processos que garantem seu sucesso ainda precisam ser investigados, particularmente nas florestas secas. O presente trabalho avaliou como a umidade do solo modula a dominância de uma espécie vegetal (*Megathyrsus maximus*) exótica invasora em áreas de floresta seca na Caatinga. Para avaliar o efeito da umidade utilizamos 16 parcelas de 25m<sup>2</sup> em um transecto linear a partir de uma fonte de água (cachoeira) a fim de tentar obter um gradiente natural de umidade. Para avaliar como a umidade afetava a dominância da *Megathyrsus maximus*, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM). Para testarmos o efeito da fonte de água sobre a umidade do solo utilizamos Modelos Aditivos Generalizados (GAM). A dominância de *M. maximus* variou

1 Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

2 Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

3 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

4 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

entre 0 e 84,5% ao longo do gradiente de umidade relativa do solo que variou entre 9.46 a 12.7%. Os resultados revelaram que a redução da umidade do solo afeta positivamente a dominância de *Megathyrus maximus* e o efeito da fonte de água sobre a umidade do solo não segue um padrão linear. A dominância de *M. maximus* não é, portanto, afetada pela distância da fonte de água. Dessa forma, nossos resultados sugerem que, na Caatinga, espécies exóticas invasoras sejam beneficiadas devido a suas características ecofisiológicas favoráveis em ambientes sob fortes filtros ambientais.

#### PALAVRAS-CHAVE

Invasão biológica; dominância; filtro ambiental; metabolismo C<sub>4</sub>; mudanças climáticas

#### INTRODUÇÃO

A invasão biológica é definida quando uma espécie não nativa ocupa um determinado local e passa a ameaçar as demais espécies, modificando a comunidade e o ecossistema (PEJCHAR E MOONEY, 2009). Essa modificação afeta a estrutura das comunidades, sua montagem e determinadas funções dos ecossistemas (PEGADO, 2006). De acordo com PARKER *et al.* (1999) as invasões biológicas podem causar impactos em diversos níveis, incluindo efeitos genéticos, sobre os indivíduos, na dinâmica de populações e sobre a comunidade. E alguns lugares estão mais suscetíveis a essas perturbações causando mudanças nos padrões das comunidades.

Essas pressões mudam a comunidade vegetal e animal, favorecendo plantas oportunistas, pioneiras, especialistas em matriz em detrimento a espécies dependentes de florestas fechadas (*i.e.*, *trade-off* entre vencedoras e perdedoras – FILGUEIRAS *et al.*, 2021). Essas mudanças composicionais dentro de um gradiente de perturbação humana favorecem não somente a transição da comunidade (*i.e.*, espécies dependentes de florestas para especialistas em matriz), mas também a invasão de espécies exóticas (TABARELLI *et al.*, 2012). Essas espécies são capazes de passar os filtros ambientais diferentes impostos pela perturbação e assim, não só ser exótica, mas invadir o ambiente e ganhar das demais plantas nativas na ocupação dos novos nichos abertos.

Um bom exemplo é a Caatinga, única floresta seca brasileira que possui um ambiente potencialmente vulnerável de acordo com suas características (*e.g.*, sazonalidade, perturbações humanas, seca, empobrecimento de espécies, e um dos motivos que torna a caatinga vulnerável é a conversão intensa dessa floresta

ligada a distúrbios agudos e crônicos (ver MELO, 2017). Agricultura de corte e queima, criação extensiva de bode, pecuária intensiva de gado são apenas alguns bons exemplos desses distúrbios (e.g., MENEZES *et al.*, 2021; SOBRINHO *et al.*, 2016).

Na Caatinga, um bom exemplo dessa “*big picture*” apresentada é o caso da *Megathyrus maximus*. Amplamente espalhada pelo mundo, essa espécie oriunda do continente Africano foi inserida pela sua capacidade de produtividade econômica para pastagem de gado, e atualmente, é considerada uma espécie exótica invasora para a Caatinga (RHODES *et al.*, 2021). Aproveitando da transição provocada pelas mudanças nos filtros ambientais, essa especialista de matrix consegue se favorecer da mudança no filtro ecológico e dominar as paisagens (FILGUEIRAS *et al.*, 2021; RHODES *et al.*, 2021). De modo que, apesar de ser interpretada muitas vezes como driver de mudança composicional e ecológica na comunidade, a sua presença e abundância também pode ser uma consequência indireta e da incapacidade de espécies nativas suportarem determinados filtros ambientais (DIDHAM *et al.*, 2005).

Assim, nosso objetivo é entender como um dos principais filtros ambientais da região (*i.e.*, umidade do solo) afeta a dominância de uma espécie invasora (*Megathyrus maximus*) numa floresta tropical sazonalmente seca. Nossa hipótese é que a *M. maximus* se beneficia de menor umidade do solo para vencer as demais espécies que não passam por esse filtro e, portanto, esperamos que à medida que a umidade do solo diminui a dominância da *M. maximus* sobre as demais espécies aumente.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Buíque-PE), unidade de conservação no nordeste do Brasil (-8.572361 S, -37.236917 O). O parque possui complexas estruturas geológicas (e.g., formação tacaratu), solos sedimentares), com precipitação anual entre 480 e 1100mm, variando sazonalmente, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (RITO *et al.*, 2017). Essa variação responde a diferentes fitofisionomias, com elevada biodiversidade de diferentes táxons e endemismos (LEAL *et al.*, 2005). De modo geral, a floresta é denominada pelas famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae (RITO *et al.*, 2017). Embora a categoria de Parque Nacional não inclua atividades humanas, uma parcela da comunidade ainda vive dentro do parque e depende dos recursos florestais para sobrevivência (SPECHT *et al.*, 2019), configurando um complexo sistema socioecológico. No qual, a presença de animais domésticos

e demais drivers de perturbação modificam a floresta e transformam-na em mosaicos de diferentes idades sucessionais.

#### Espécie modelo

Com o intuito de entender um filtro ambiental, utilizamos o conceito de espécies vencedoras (ver FILGUEIRAS *et al.*, 2021) para escolher uma espécie modelo que possui ampla distribuição e abundância. De modo que, quanto mais vencedora fosse a espécie, melhor poderíamos ver se o gradiente de umidade apresentaria algum efeito sobre a sua “capacidade de vencer”. Na escala local em que aplicamos o experimento, um bom modelo é a *Megathyrsus maximus*. *M. maximus* é oriunda do continente Africano e está amplamente espalhada pelo mundo devido a sua capacidade de produtividade econômica para pastagem de gado, sendo considerada uma espécie exótica invasora para a Caatinga (RHODES *et al.*, 2021). Ela é considerada uma planta herbácea, apresenta metabolismo C<sub>4</sub>, raízes profundas - 4,5 m, folhas alongadas que crescem em touceiras, resistente a seca e fogo, sendo uma ameaça considerável a ambientes secos (SOTI; THOMAS, 2022). Segundo os últimos autores, seu crescimento e desenvolvimento é mediado pelos fatores abióticos do local, sendo um outro fator determinante para sua escolha.

#### Desenho amostral

Estabelecemos 16 parcelas de 25 m<sup>2</sup> ao longo de um transecto de 80 metros a partir de uma fonte de água. Em cada parcela, foram feitas cinco medidas (uma em cada um dos quatro vértices e um no centro da parcela) de umidade do solo através do medidor *Falker*. A umidade da parcela foi definida a partir da média das cinco medidas. Para quantificar a dominância (%) da espécie modelo, utilizamos a abundância relativa de *M. maximus* presente na parcela (*i.e.*, abundância de *M. maximus* relativo à abundância total de plantas da parcela). Para testar a umidade do solo como um potencial filtro ambiental, optamos por realizar nosso estudo próximo a uma fonte de água. Assim, a priori, nosso gradiente de umidade diminuiria à medida que as parcelas estivessem mais distantes da fonte.

#### Análise de dados

A fim de verificar como o gradiente de umidade do solo (variável preditora) afeta a dominância de *M. maximus* (variável resposta) utilizamos o Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição gaussiana. Para verificar a relação

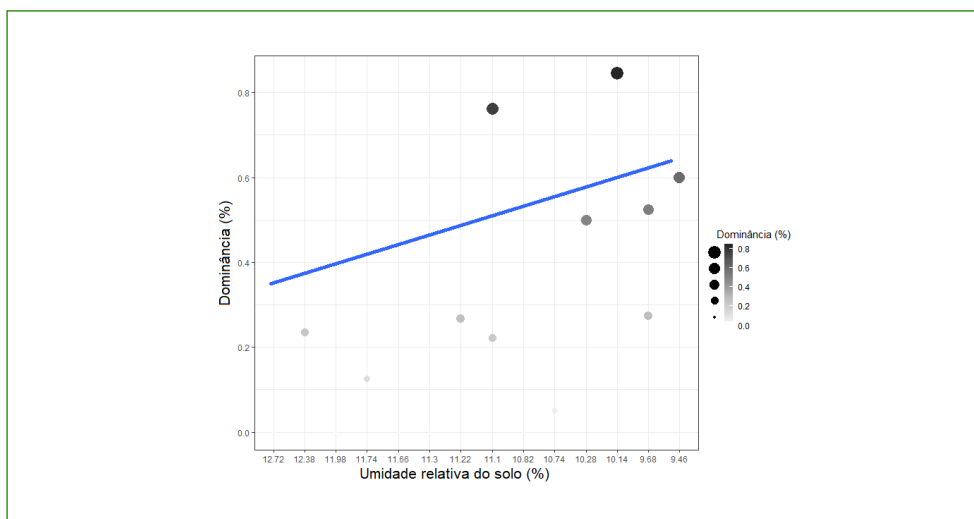
mais parcimoniosa entre a distância da fonte de água e a umidade do solo ao longo das nossas unidades amostrais (parcelas de 25m<sup>2</sup>) foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado (GAM) utilizando o menor valor de MSE a partir do teste *K-Fold Cross Validation*.

A normalidade dos dados foi aferida a partir do teste de Shapiro Wilk. A homogeneidade da variância foi testada utilizando o teste de Fligner-Killeen. A presença de outliers foi testada utilizando a distância de Cook (distância de Cook < 1) e não houve outliers. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

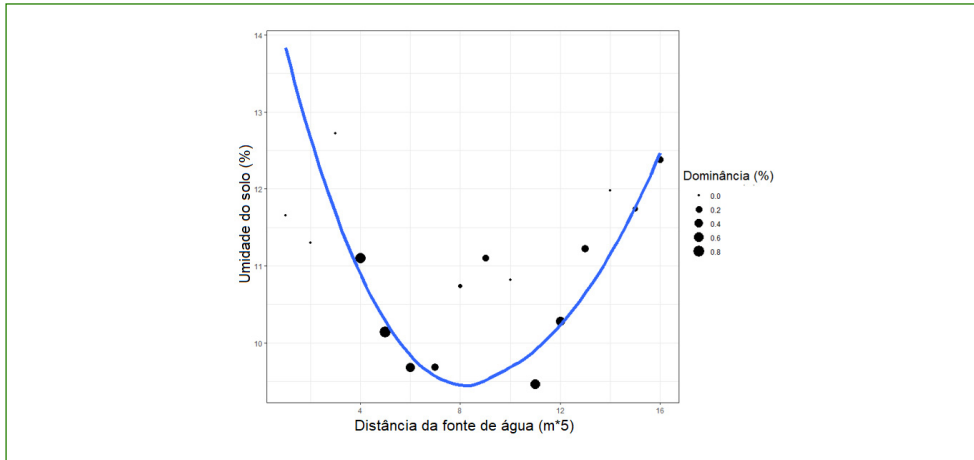
A redução da umidade do solo apresentou efeito positivo ( $F= 7.77$ ;  $P= 0.01$ ) sobre a dominância de *M. maximus* (Figura 1), que variou entre 0 e 84.5%, com média de  $27.5\% \pm 0.23$  dentro do gradiente de umidade relativa do solo que variou entre 9.46 a 12.7% com média de  $11\% \pm 1.13\%$ . A distância da fonte de água (cachoeira) não reflete um gradiente linear de umidade do solo (Figura 2) e a dominância de *M. maximus* não é, portanto, afetada pela distância da fonte de água ( $F= 0.0328$ ;  $p= 0.8588$ ). A abundância de *M. maximus* variou entre 0 e 60, com média de  $9.69 \pm 10.9$  indivíduos. A abundância das outras plantas variou entre 4 e 24 indivíduos, com média de  $13.19 \pm 4.1$  indivíduos.

**Figura 1.** Efeito da umidade do solo sobre a dominância (%) de *M. maximus*, cada ponto é uma parcela de 25m<sup>2</sup> em uma floresta seca de Caatinga no nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Efeito da distância da fonte de água sobre a umidade do solo. Cada ponto é uma parcela de 25m<sup>2</sup> em uma floresta seca de Caatinga no nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que na floresta seca da Caatinga a dominância de *M. maximus* pode estar sendo favorecida pelo filtro de umidade do solo. A espécie é mais abundante em locais com menor umidade relativa do solo, corroborando nossa hipótese inicial. Tal abundância possivelmente pode estar relacionada à redução de competição nesses micro-habitats, onde provavelmente as outras espécies são mais sensíveis e menos tolerantes, conferindo vantagem na aquisição de recursos pela invasora. A abundância da espécie foi independente da existência do gradiente previsto inicialmente, mas sim respondeu diretamente a variação da umidade do solo em si. Nesse sentido, é razoável pensar que para a *M. maximus*, locais com menor umidade do solo na caatinga, são micro-habitats favoráveis ao seu estabelecimento por atuarem como filtro ambiental para as outras espécies, otimizando a disponibilidade de recursos para a invasora, por redução da competição.

As condições do solo são determinantes na distribuição de espécies invasoras, pois estas geralmente possuem maior habilidade na exploração dos recursos, superando as espécies nativas principalmente em ambientes limitantes (Penelope HOLLAND *et al.*, 2022). A água como um dos recursos essenciais para o pleno desenvolvimento e funcionamento das plantas (OLIVEIRA *et al.*, 2022) funciona como um filtro ambiental importante para a sobrevivência e distribuição das espécies (SANTOS *et al.*, 2022). Nossos achados dão fortes evidências que na caatinga, a espécie invasora em questão atravessa esse filtro de umidade,

tendo mais sucesso em locais menos úmidos. Isso vai de encontro a dados recentes reportados por HOLLAND *et al.* (2022) que apontam a preferência de *M. maximus* por ambientes com maior umidade. Tal estudo, contudo, avaliou a umidade na rizosfera da invasora a uma profundidade de 12 cm, aqui nós avaliamos a umidade do solo a profundidade de até 30cm em um gradiente como preditor de sua abundância e encontramos que há dominância da espécie em áreas de menor umidade relativa.

Um possível mecanismo ecofisiológico favorecendo essa resposta de dominância em áreas de menor umidade, pode ser entendido pelo ponto de vista do metabolismo fotossintético da *M. maximus*. Plantas de metabolismo C<sub>4</sub>, possuem característica fisiológica e anatômica para concentrar CO<sub>2</sub> nas folhas, tal acúmulo pode induzir resposta de fechamento estomático, reduzindo assim a transpiração, mas sem necessariamente reduzir fotossíntese (DA SILVA *et al.*, 2020). Essa característica ecofisiológica pode ser um fator que permite a *M. maximus* habitar zonas de menor disponibilidade hídrica enquanto outras espécies são mais sensíveis a essa restrição hídrica e, portanto, reduzem performance fotossintética, possivelmente em virtude da necessidade de maior controle estomático a fim de reduzir transpiração. Além disso, *M. maximus* se desenvolve bem sob ambientes sombreados (MALAVIYA *et al.*, 2020), o que exclui a hipótese de possível aumento da luminosidade influenciando a abundância da espécie ao longo do gradiente. Na realidade, a luz da premissa de tolerância à sombra, esperar-se-ia maior abundância nos pontos iniciais do transecto que também eram mais úmidos, o que não foi observado.

Em florestas tropicais secas, as condições de limitação hídrica características podem favorecer a proliferação de espécies invasoras que apresentam alto desempenho ecofisiológico sob condições de seca (BARROS *et al.*, 2021). Esse parece ser o caso de *M. maximus* que tem alta tolerância e adaptabilidade a ambientes com deficiência hídrica (OLIVEIRA *et al.*, 2022). Considerando o cenário de mudanças climáticas e a intensidade de perturbação que as florestas secas enfrentam de maneira cada vez mais frequente, com previsões de redução de 30% da precipitação e aumento de até 6% na temperatura, ou seja, aumento de aridez (OLIVEIRA *et al.*, 2022), espécies invasoras como *M. maximus* podem ser favorecidas nesse novo contexto, em virtude de sua alta performance fisiológica em relação à espécies nativas sob condições hídricas limitantes (BARROS *et al.*, 2021).

## CONCLUSÃO

*M. maximus* apresenta maior dominância em áreas com menor umidade do solo, indicando uma possível preferência por esses ambientes em relação às

espécies nativas. Esse padrão encontrado lança luz sobre implicações futuras nos processos de estruturação e montagem das comunidades em ambientes que sofrem perturbação crônica, pois a tolerância diferencial de espécies invasoras a ambientes adversos, pode levar à sua dominância e uma homogeneização da paisagem. Isso pode acarretar perda funcional da comunidade, assim consideramos que compreender os processos que favorecem a dominância de espécies invasoras é primordial para avaliação de melhores práticas de manejo pensando na conservação da diversidade biológica do ecossistema e de bens e serviços associados. Por fim, como recomendações futuras, propomos estudo com maior esforço amostral a fim de determinar fatores adjacentes atuando sobre essa dominância preferencial em áreas de menor umidade, utilizando outras métricas tais como caracterização das condições físicas e químicas do solo como outros possíveis preditores do estabelecimento e abundância dessa espécie invasora na floresta seca da Caatinga.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao monitor David Santos pelo auxílio na coleta de campo e análise de dados. Agradecemos também o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

#### REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* People and natural resources in the Caatinga. *In: SILVA, J. M. C. da; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Orgs.). Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America.* Springer International Publishing, 303–333. 2017.
- ALENCAR, L. de F. C. S. *et al.* Forest security as a fourth dimension of the water-energy-food nexus: Empirical evidence from the Brazilian Caatinga. *In: MOREIRA, F. de A. et al. (Orgs.). The Water-energy-food nexus: What the Brazilian research has to say.* Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública, 161–181. 2022.
- ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 57, n. 10, p. 2064–2074. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>.
- 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. 1, p. 274–282. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18305211>.
- BARROS, V. *et al.* Low foliar construction cost and strong investment in root biomass in *Calotropis procera*, an invasive species under drought and recovery. *Flora*, [s. l.], v. 280, p. 151848. 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151848>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253021000876>.

CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>.

DA SILVA, R. G. *et al.* Increased [CO<sub>2</sub>] causes changes in physiological and genetic responses in C<sub>4</sub> crops: A brief review. *Plants*, [s. l.], v. 9, n. 11, p. 1567. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants9111567>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/9/11/1567>.

DIDHAM, R. K. *et al.* Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 20, n. 9, p. 470–474. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534705002272>.

FILGUEIRAS, B. K. C. *et al.* Winner–loser species replacements in human-modified landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 545–555. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534721000562>.

HASNAT, G. N.; HOSSAIN, M. Global Overview of Tropical Dry Forests. In: BHADOURIA, R. *et al.* (Orgs.). *Handbook of Research on the Conservation and Restoration of Tropical Dry Forests*. 1–23. 2020.

HOANG, N. T.; KANEMOTO, K. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 5, n. 6, p. 845–853. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-021-01417-z>.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, [s. l.], v. 349, n. 6250, p. 827–832. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaa9932>.

MALAVIYA, D. R. *et al.* Effects of shade on guinea grass genotypes *Megathyrsus maximus* (Poales: Poaceae). *Revista de Biología Tropical*, [s. l.], v. 68, n. 2, p. 563–572. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i2.38362>. Disponível em: [http://scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442020000200563](http://scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442020000200563).

MELO, F. P. L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: SILVA, J. M. C. da; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Orgs.). In: *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, 369–382. 2017.

MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 79–90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3693>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3693>.

OLIVEIRA, W. *et al.* Chronic anthropogenic disturbances and aridity negatively affect specialized reproductive traits and strategies of edible fruit plant assemblages in a Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 514, p. 120214. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120214>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722002080>.

OLIVEIRA, E. M. de. *et al.* Evaluation of *Megathyrsus maximus* genotypes under water stress conditions. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, [s. l.], v. 44. 2022. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasctanimsci.v44i1.54975>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asas/a/KGPZKkWBWCPM4H4LRHH9pfc/>.

PARKER, I. M. *et al.* Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, [s. l.], v. 1, p. 3–19. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010034312781>.

PEGADO, C. M. A. *et al.* Efeitos da invasão biológica de algaroba: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, [s. l.], v. 20, n. 4, p. 887-898. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/xr5hgcsVTfjYbmbX5sMXHRS/abstract/?lang=pt>.

PENÉLOPE HOLLAND, E. *et al.* Low soil nitrogen and moisture limit the expansion of the invasive grass, *Megathyrus maximus* (Guinea grass) in semi-arid soils. *Journal of Arid Environment*, [s. l.], v. 204, p. 104788. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104788>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196322000830>.

PEJCHAR, L.; MOONEY, H. A. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 24, n. 9, p. 497-504. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534709001761>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/fullrefman.pdf>.

RHODES, A. C. *et al.* The dilemma of Guinea grass (*Megathyrus maximus*): A valued pasture grass and a highly invasive species. *Biological Invasions*, [s. l.], v. 23, n. 12, p. 3653-3669. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02607-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02607-3>.

RIITERS, K. *et al.* Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 3. 2000. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3/>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

SANTOS, M. *et al.* Dynamics of nonstructural carbohydrates in a deciduous woody species from tropical dry forests under recurrent water deficit. *Physiologia Plantarum*, [s. l.], v. 174, n. 1, p. e13632. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/ppl.13632>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ppl.13632>.

SOBRINHO, M. S. *et al.* Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 48, n. 5, p. 586-597. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12334>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12334>.

SOTI, P.; THOMAS, V. Review of the invasive forage Grass, Guinea grass (*Megathyrus maximus*): Ecology and potential impacts in arid and semi-arid regions. *Weed Research*, [s. l.], v. 62, n. 1, p. 68-74. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/wre.12512>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/wre.12512>.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 155, p. 136-140. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320712002893>.

## Efeito do uso do solo sobre a biocrosta em solos da Caatinga

Gabriela Pachêco<sup>1</sup> / Graziela de Araújo Lima<sup>2</sup>  
Ciro Félix<sup>3</sup> / Bruna Braga<sup>3</sup> / Sara Alves<sup>3</sup>

### RESUMO

Florestas secas como a Caatinga têm sido modificadas por perturbações antrópicas ao longo dos séculos. Ecossistemas como esses podem apresentar solos cobertos por microrganismos que juntos formam uma estrutura conhecida como biocrosta. Essas estruturas desempenham importantes funções ecológicas, sobretudo em processos de regeneração natural e tendem a se expandir em áreas de perturbação mediana servindo como importante bioindicador de estágios de sucessão biológica no solo. Esse estudo visa compreender como perturbações típicas da Caatinga afetam a cobertura das biocrostas. O estudo foi realizado em uma área de Caatinga, no Nordeste brasileiro onde mensuramos diferenças na cobertura de biocrosta em áreas sujeitas a diferentes tipos de perturbação do solo (floresta madura – pecuária extensiva – agrofloresta). A cobertura média de biocrosta foi de  $8,34\% \pm 10,78\%$ , e variaram dependendo do ambiente analisado. O ambiente com maior cobertura média foi a área de pecuária extensiva ( $19,27\% \pm 11,78\%$ ), seguido pela área de

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS).

3 Programa de Pós-Graduação em Análise de Sistemas Ambientais, Centro Universitário Cesmac.

agrofloresta ( $3,0\% \pm 3,2\%$ ) e a área de floresta madura ( $2,75\% \pm 3,2\%$ ). Isto corrobora nossa hipótese de que tratamentos de áreas consideradas mais perturbadas apresentariam maiores coberturas de biocrosta o que pode ser devido à menor cobertura vegetal e conseqüente maior exposição solar que áreas mais perturbadas tendem a ter. Ao mesmo tempo, áreas com atividades consideradas de menor impacto (agrofloresta) e que tendem a ser menos relacionadas à perda de cobertura vegetal e diversidade de plantas apresentaram menores coberturas de biocrosta. Esse achado corrobora com a proposição de que um dos fatores-chave para estabelecimento desse tipo de estrutura é a exposição luminosa, uma vez que os dosséis dos tratamentos controle e agrofloresta tendem a ser mais densos pelo porte arbóreo. Além disso, foi demonstrado que biocrostas podem ser utilizadas como uma métrica bioindicadora de estágios de sucessão e perturbação em solo de Caatinga. Esse estudo adicionou mais uma evidência mostrando que a biocrosta é afetada pela heterogeneidade do hábitat servindo como bioindicador de estados de sucessão ecológica e pode subsidiar futuras propostas que busquem compreender como a ocupação humana interfere na estrutura da biocrosta e de como esse conhecimento pode nos ajudar a pensar o manejo de processos de regeneração.

#### PALAVRAS-CHAVE

Floresta seca; ciclagem de nutrientes; regeneração; *soil crust*.

#### INTRODUÇÃO

As perturbações antrópicas têm modificado a maior parte dos ecossistemas ao redor do mundo (LAURANCE *et al.*, 2014), operando como fatores dominantes das mudanças na biodiversidade e na interrupção de processos ecossistêmicos nas florestas tropicais (ACHARD *et al.*, 2002). Neste contexto, a Caatinga está entre as florestas mais vulneráveis às pressões antrópicas devido a diferentes usos de recursos pela população que nela vive (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012). A Caatinga é uma das florestas sazonalmente secas mais ameaçadas do mundo e apresenta alto endemismo/diversidade da fauna e da flora (Dryflor *et al.*, 2016). Além disso, os solos de florestas tropicais secas como a Caatinga tendem a ser mais pobres em nutrientes (Vitousek, 1984), fator que dificulta os processos de regeneração deste ecossistema. Uma das mais importantes fontes de renda e que mais contribui para a alteração ecossistêmica na Caatinga é a pecuária extensiva de caprinos (SU *et al.*, 2017). Além da pecuária, este ecossistema está ainda exposto à outras perturbações crônicas causadas por atividades extrativistas como coleta de lenha,

introdução de espécies exóticas, coleta seletiva de madeira e outros recursos florestais não madeireiros (SCHULZ *et al.*, 2016). Neste ecossistema, também é possível encontrar sistemas agroflorestais que consistem em sistemas de produção diversificada com cultivos consorciados que possuem menores riscos associados a doenças e pragas (IZAC; SANCHES, 2001) e menores impactos ecológicos.

As crostas biológicas do solo (biocrostas) são associações de organismos agregados às partículas superficiais do solo, tais como, cianobactérias, líquens, musgos, fungos e bactérias (GUAN *et al.*, 2022; Ladrón de GUEVARA; MAESTRE 2022). Estas associações são identificadas como um componente ecológico chave em muitas regiões áridas e semiáridas (BELNAP *et al.*, 2016; CHILTON *et al.*, 2021) em relação à biodiversidade e funções do ecossistema. Elas promovem sucessão primária e secundária e impulsionam muitos processos ecológicos associados a comunidades em estágios iniciais de sucessão (Szyja *et al.*, 2019). Tais organismos compreendem uma diversidade de seres vivos que apresentam elevada tolerância à luminosidade e baixa precipitação, com importantes funções ecológicas na manutenção de processos de ciclagem de nutrientes (BELNAP *et al.*, 2016). As biocrostas oferecem benefícios aos ecossistemas (CHILTON *et al.*, 2021) e são conhecidas por regular vários processos essenciais em solo seco, constituindo agentes importantes para reabilitação de áreas (ANTONINKA *et al.*, 2016).

As funções ecológicas destes organismos ainda não são amplamente estudadas, sobretudo em ambientes secos, porém são fortemente associadas a áreas de alto potencial de entrada de radiação solar (RODRÍGUEZ-CABALLERO *et al.*, 2019). Alguns estudos apontam a importância da biocrosta para estimar a respiração do solo em terras secas (GUAN *et al.*, 2022) e promover maior retenção de umidade no solo (BOWKER *et al.*, 2005); atuando na ciclagem de nutrientes (BELNAP 2006; BOWKER *et al.*, 2013), e até mesmo na estruturação de comunidades de plantas vasculares (BAO *et al.*, 2019). Já foi demonstrado que as comunidades de biocrosta se beneficiam da redução de serapilheira e baixa pressão caprina (SZYJA *et al.*, 2019), o que sugere que ambientes mais perturbados e que tendem a ter maior exposição à luminosidade apresentam maiores coberturas de biocrosta nos solos. Por estes motivos, estas estruturas atuam como organismos pioneiros na sucessão ecológica (CHEN *et al.*, 2020) e podem também ser um importante modelo bioindicador de estágios de sucessão iniciais da Caatinga.

Neste contexto, este trabalho busca compreender como os diferentes usos do solo influenciam a cobertura de biocrostas como forma de bioindicação de potencial estágio de sucessão ecológica. Acreditamos que maiores coberturas de biocrosta serão observadas em locais mais perturbados e com menor cobertura de dossel. Assumimos como premissas que o tratamento de agrofloresta não apresentará diferença quando comparado ao tratamento controle devido

à baixa exposição solar; e que o tratamento de pecuária extensiva apresentará maior taxa de cobertura de biocrosta comparado aos outros tratamentos por tender a possuir menor diversidade de plantas e biomassa acima do solo (MENEZES *et al.*, 2020), apresentando assim, maior exposição solar.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, localizado no estado de Pernambuco, do Nordeste do Brasil, uma área de Caatinga. Este bioma, apresenta uma vegetação xerofítica, com predomínio de arbustos e árvores de pequeno porte, adaptados às condições de seca (SILVA *et al.*, 2017). A Caatinga é caracterizada por sua marcada sazonalidade e alta variabilidade pluviométrica (NÍMER, 1972). Possui clima predominante semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen) e a precipitação média anual varia entre 650 e 1100 mm, apresentando bastante irregularidade interanual, com temperatura média anual de 23°C (SNE 2002).

### Amostragem da cobertura de biocrosta

Com o intuito de medir as diferenças nas taxas de cobertura de biocrosta em ambientes com diferentes tipos de perturbação e cobertura de dossel, nós comparamos 3 áreas: (P1) floresta madura (controle), (P2) agrofloresta e (P3) pecuária extensiva, utilizando 5 parcelas de 5x5 m em cada categoria, totalizando 15 parcelas. No interior de cada parcela, um grid 20x20cm foi arremessado cinco vezes aleatoriamente para estimar a taxa de cobertura de biocrosta utilizando o método de quadrantes.

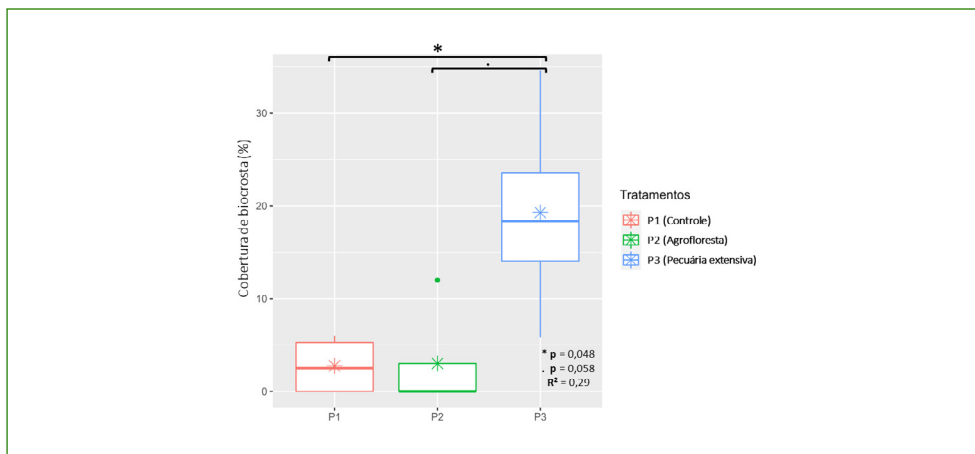
### Análise de dados

O efeito dos ambientes (controle, agrofloresta e pecuária extensiva) sobre a taxa de biocrosta foi verificada a partir de um modelo linear generalizado (GLM) usando uma distribuição binomial negativa para lidar com a sobredispersão dos dados, os valores de  $p \leq 0.05$  foram considerados significativos e o  $R^2$  foi calculado através do produto da deviance explicada pela variável preditora (ambientes) pela deviance total. As análises foram realizadas com uso do programa R versão 4.1.3 (R Core Team 2022).

## RESULTADOS

A cobertura média de biocrosta foi de  $8,34\% \pm 10,78\%$  (média  $\pm$  desvio padrão), porém os valores médios de cobertura foram distintos dependendo do ambiente analisado. O ambiente com maior cobertura média foi a área de pecuária extensiva ( $19,27\% \pm 11,78\%$ ), seguido pela área de agrofloresta ( $3,0\% \pm 3,2\%$ ) e a área controle composta por uma área florestada em exclusão de pastagem ( $2,75\% \pm 3,2\%$ ) (Figura 1). Houve diferença significativa entre a área de pecuária extensiva e o ambiente controle ( $p = 0,048$ ), mas entre a área de pecuária extensiva e a agrofloresta a diferença foi marginalmente significativa ( $p = 0,058$ ) e não foi observada diferença entre a área controle e a agrofloresta ( $p = 0,93$ ).

**Figura 1.** Cobertura de biocrosta em diferentes tipos de uso do solo em uma floresta seca de Caatinga, Brasil. O asterisco refere-se a média de cobertura em cada área.



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados indicaram que a biocrosta não foi abundante na agrofloresta, o que pode ser explicado pelo fato de que sistemas agroflorestais podem melhorar a qualidade biológica do solo promovendo a manutenção dos ecossistemas da Caatinga (MIGUEL *et al.*, 2020), o que pode contribuir com menor exposição do solo à luz solar não favorecendo assim a presença de biocrosta no solo. Esse achado corrobora a proposição de que um dos fatores chave para estabelecimento desse tipo de estrutura é a exposição luminosa, o dossel na área controle e na agrofloresta tende a ser mais denso pelo porte arbóreo, o que se refletiu nas baixas taxas de cobertura de biocrosta.

Nossos achados sugerem que as maiores coberturas de biocrosta observadas nas áreas de pecuária extensiva podem ser devido à menor cobertura vegetal e

consequente maior exposição solar que áreas mais perturbadas tendem a ter. No entanto, alguns estudos já demonstraram que altos níveis de distúrbios levam a uma diminuição pronunciada no crescimento da biocrosta e sequestro carbono (SZYJA *et al.*, 2019). Essa dualidade nos leva a uma relação paradoxal do biocrostas, pois ainda que áreas abertas típicas de ambientes alterados e mais expostas a radiação luminosa direta os beneficie, essa comunidade de micro-organismos também é sensível a processos de degradação como pisoteio e compactação do solo. Este fato sugere que biocrostas podem ser usadas como um importante bioindicador de perturbações causadas pelo uso do solo de nível intermediário.

É importante ressaltar que diversos fatores podem ser responsáveis pelas diferentes coberturas de biocrostas, tais como o tipo de solo, cobertura de serapilheira, cobertura vegetal, umidade do solo, entre outros. Isto reforça a importância de se avaliar outros parâmetros como índices de cobertura do dossel, uma vez que a exposição à luz solar aparenta ser um dos fatores mais limitantes para o estabelecimento e sobrevivência de biocrostas em florestas secas. Por fim, a cobertura de biocrosta mostrou-se como um bioindicador com grande potencial que pode ser utilizado como métrica em estudos relacionados a sucessão biológica de ambientes que sofreram algum tipo de perturbação antrópica.

## CONCLUSÃO

A biocrosta é um importante mecanismo de regeneração biológica, sobretudo em florestas secas, onde o longo período de insuficiência hídrica gera uma demanda onerosa por manutenção da umidade e dos ciclos de nutrientes. O ambiente pautado como o mais modificado (pecuária extensiva) apresentou a maior taxa de biocrosta, provavelmente pela maior exposição solar. Nosso estudo pode subsidiar futuras propostas que busquem compreender como a ocupação humana interfere na cobertura da biocrosta servindo assim de métrica bioindicadora em estudos relacionados à regeneração de ecossistemas. Indicamos que em estudos posteriores, a intensidade do uso do solo seja graduada de forma mais refinada para que as nuances do uso do solo e da heterogeneidade sejam melhor esclarecidas quanto sua relação com a biocrosta.

## REFERÊNCIAS

ACHARD, F. *et al.* Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, v. 297, n. 5583, p. 999–1002, 2002. DOI: 10.1126/science.1070656.x. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1070656.x>. Acesso em: 8 ago. 2022.

- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*, v. 2012, p. 1–18, 2012. DOI: 10.1100/2012/205182. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2012/205182/>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- ANTONINKA, A.; BOWKER, M. A.; REED, S. C.; DOHERTY, K. D. Production of greenhouse-grown biocrust mosses and associated cyanobacteria to rehabilitate dryland soil function. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 3, p. 324–335, 2016. DOI: 10.1111/rec.12311. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.12311>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- BAO, T. *et al.* Moss-dominated biocrusts improve the structural diversity of underlying soil microbial communities by increasing soil stability and fertility in the Loess Plateau region of China. *European Journal of Soil Biology*, v. 95, p. 103120, 2019. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2019.103120. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556319300636>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- BELNAP, J.; WEBER, B.; BÜDEL, B. Biological soil casts as an organizing principle in drylands. In: WEBER, B.; BÜDEL, B.; BELNAP, J. (eds.). *Biological soil crusts: an organizing principle in drylands*. Dordrecht: Springer International Publishing, 2016. p. 3–14. DOI: 10.1007/978-3-319-30214-0\_1. Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-30214-0\\_1](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-30214-0_1). Acesso em: 8 ago. 2022.
- BELNAP, J. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 15, p. 3159–3178, 2006. DOI: 10.1002/hyp.6325. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.6325>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- BOWKER, M. A.; BELNAP, J.; DAVIDSON, D. W.; PHILLIPS, S. L. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: importance to arid-lands. *Ecological Applications*, v. 15, n. 6, p. 1941–1951, 2005. DOI: 10.1890/05-0439. Disponível em: <https://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:1939481>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- BOWKER, M. A.; ELDRIDGE, D. J.; VAL, J.; SOLIVERES, S. Hydrology in a patterned landscape is co-engineered by soil-disturbing animals and biological crusts. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 61, p. 14–22, 2013. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.02.002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071713000471>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- CHEN, N.; YU, K.; JIA, R.; TENG, J.; ZHAO, C. Biocrust as one of multiple stable states in global drylands. *Science Advances*, v. 6, n. 39, eaay3763, 2020. DOI: 10.1126/sciadv.aay3763. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aay3763>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- CHILTON, A. M. *et al.* Climate dictates microbial community composition and diversity in Australian biological soil crusts (biocrusts). *Environmental Microbiology*, v. 24, n. 11, p. 5467–5482, 2022. DOI: 10.1111/1462-2920.16154. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1462-2920.16154>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- DRYFLOR, M. *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, v. 353, n. 6306, p. 1383–1387, 2016. DOI: 10.1126/science.aaf5080. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf5080>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- GUAN, C. *et al.* Contrasting effects of biological soil crusts on soil respiration in a typical steppe. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 169, p. 108666, 2022. DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108666. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071722001703>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- IZAC, A. M. N.; SANCHEZ, P. A. Towards a natural resource management paradigm for international agriculture: The example of agroforestry research. *Agricultural Systems*, v. 69, n. 1-2, p. 5-25, 2001. DOI: 10.1016/S0308-521X(01)00017-7. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00017-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00017-7). Acesso em: 8 ago. 2022.

- LADRÓN DE GUEVARA, M.; MAESTRE, F. T. Ecology and responses to climate change of biocrust-forming mosses in drylands. *Journal of Experimental Botany*, v. 73, n. 13, p. 4380–4395, 2022. DOI: 10.1093/jxb/erab098. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erab098>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014. DOI: 10.1016/j.tree.2013.12.001. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, v. 32, n. 1, p. 79–90, 2020. DOI: 10.1002/ldr.3589. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.3589>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- MIGUEL, D.; SILVA, E.; PEREIRA, M.; LEITE, L. Soil microbiological properties and enzyme activity in agroforestry systems compared with monoculture, natural regeneration, and native Caatinga. *Bioscience Journal*, v. 36, n. 1, p. 1–16, 2020. DOI: 10.14393/BJ-v36n1a2020-44557. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n1a2020-44557>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- NÍMER, E. Ensaio de um novo método de classificação climática: contribuição à climatologia inter-tropical e subtropical, especialmente do Brasil. *Boletim de Geografia*, Rio de Janeiro, 1972. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.). Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. Springer, 2017.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, E. *et al.* Biocrust landscape-scale spatial distribution is strongly controlled by terrain attributes: Topographic thresholds for colonization in a semiarid badland system. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 44, n. 14, p. 2771–2779, 2019. DOI: 10.1002/esp.4665. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/esp.4665>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- SCHULZ, K. *et al.* Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 367, p. 62–70, 2016. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.02.020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.020>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. [S. l.]: Springer, 2017.
- SNE (SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA). Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Camimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife, 2002.
- SU, R.; CHENG, J.; CHEN, D. *et al.* Effects of grazing on spatiotemporal variations in community structure and ecosystem function on the grasslands of Inner Mongolia, China. *Nature Scientific Reports*, v. 7, n. 40, p. 1–10, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-03970-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03970-2>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- 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. 7, p. 1–18, 2019. DOI: 10.3389/fevo.2019.00482. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00482>. Acesso em: 8 ago. 2022.
- VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, v. 65, n. 1, p. 285–298, 1984. DOI: 10.2307/1937427. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1937427>. Acesso em: 8 ago. 2022.

## Relação entre a densidade de folhas na copa e fotossíntese corticular em *Commiphora leptophloeos* (MART.) J. B. GILLET (Burseraceae)

Joana Sherylyn Nicodemos Cordeiro<sup>1</sup>

Byanca Nilda Tavares Cavalcante<sup>1</sup> / Ana Carolina Sabino-Oliveira<sup>1</sup>

Marcos Rafael Severgnini<sup>2</sup> / Sabrina Silva Oliveira<sup>1</sup>

### RESUMO

Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) apresentam altas temperaturas, baixa precipitação e irregularidade espaço-temporal das chuvas que são capazes de limitar o desenvolvimento e a performance das espécies vegetais. Essas condições fizeram com que ao longo da evolução as plantas pudessem desenvolver estratégias e adaptações ecofisiológicas como a fotossíntese corticular (do caule) para garantir maior sobrevivência frente a condições ambientais limitantes. O presente estudo busca verificar se existe uma demanda conflitante (*trade-off*) entre a densidade de folhas na copa e a fotossíntese corticular de uma espécie decídua com capacidade fotossintética amplamente distribuída na Caatinga. Esperamos que indivíduos com menor densidade de folhas na copa compensem a fotossíntese com maior área de exposição do caule. A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau com a espécie *Commiphora leptophloeos* usada como modelo. Para mensurar a densidade de folhas da copa, contabilizamos todas as folhas de dez ramos

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

2 Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

de dez indivíduos. Para mensurar a exposição do caule verde utilizamos seis amostras de 10 cm x 10 cm por indivíduo de 10 indivíduos e medimos a área total e área exposta do caule com o *software* Image J. Para verificar a relação entre densidade de folhas na copa e a exposição do caule verde realizamos uma regressão linear. Encontramos uma associação positiva entre a densidade de folhas na copa e a exposição do caule verde, de modo que quanto maior a densidade, maior também foi a exposição do caule, padrão oposto ao esperado. Apesar do nosso estudo não ter mensurado tais atributos, é possível que esta relação positiva esteja associada às condições ecofisiológicas em que estas plantas estão inseridas. Uma vez que se estas variáveis atuam em conjunto, podem proporcionar maior desempenho fotossintético das plantas frente a estratégia de perda de folhas em situações de escassez de água.

#### PALAVRAS-CHAVE

Caatinga; caule fotossintetizante; ecofisiologia; floresta seca.

#### INTRODUÇÃO

Em ambientes áridos e semiáridos, como as florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS), a disponibilidade de água é um fator limitante capaz de influenciar o desempenho e as estratégias de sobrevivência das espécies vegetais (CHAVES *et al.*, 2016). Em vista disso, algumas espécies de plantas apresentam hábito decidual, dado pela perda de folhas durante a estação seca, como forma de auxiliar na economia de água durante o período de baixa disponibilidade hídrica (FALCÃO *et al.*, 2017). Esta estratégia é bem marcada e amplamente difundida não apenas nas FTSS, mas é comum também em outros ambientes áridos e semiáridos como savanas (CARVALHO *et al.*, 2007) e desertos (CESTARO; SOARES, 2004).

Existem duas consequências negativas do déficit hídrico na fisiologia das plantas. A primeira delas envolve o fechamento estomático que diminui as taxas de fotossíntese e transpiração e, conseqüentemente, reduz a disponibilidade de carbono, sendo esse um processo comum de plantas que reduziram gradualmente suas trocas gasosas desde o início do déficit hídrico (SANTOS *et al.*, 2021). O outro mecanismo considera que a planta, mesmo sendo capaz de fotossintetizar durante um período de deficiência hídrica, não consegue movimentar os metabólitos necessários para sua sobrevivência devido a falhas no sistema hidráulico (PIMENTEL, 2004; ZWIENIECKI; HOLBROOK, 2000; COCHARD *et al.*, 2002). Isso se dá quando a taxa de transpiração é maior que a captação da raiz, criando uma alta tensão nos vasos do xilema provocando a embolia e

perda de condutividade no sistema de transporte (MCDOWELL *et al.*, 2008, SANTOS, *et al.*, 2021, SEVANTO *et al.*, 2014).

Estudos têm mostrado que algumas espécies são capazes de realizar fotossíntese através dos seus caules, uma importante fonte local de carbono para o funcionamento da planta, especialmente durante o estresse hídrico, quando a fotossíntese foliar e o transporte pelo floema são limitados após o fechamento estomático (ROO *et al.*, 2020). Nesse sentido, estas espécies apresentam um tecido clorofilado abaixo do ritidoma, uma parte da epiderme do caule constituída por uma camada fina. O ritidoma é naturalmente descartado e pode atenuar as taxas de transpiração permitindo que a fotossíntese ocorra mesmo com a ausência de folhas durante a estação seca (ARAÚJO *et al.*, 2007).

Espécies decíduas com essa capacidade fotossintética podem apresentar uma maior resiliência à seca em razão dessa fonte adicional de carboidratos (ROO *et al.*, 2020). Desta forma, a fotossíntese corticular é considerada um mecanismo eficaz para recapturar o carbono respiratório antes de se difundir para fora do caule (PFANZ *et al.*, 2002) e uma das espécies que apresenta estas características é a *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillet (Burseraceae), se mostrando como um excelente modelo para investigar esses padrões.

Diante desse cenário, buscamos responder a seguinte questão: como a densidade de folhas na copa está associada à exposição do caule verde? Hipotetizamos que essa associação será negativa pois a perda de folhas, seu principal órgão fotossintetizante, seria compensado com ganho adicional de CO<sub>2</sub> proporcionado pelos caules. Assim, esperamos que indivíduos com menor densidade de folhas na copa apresentem maior área de exposição do caule.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau localizado no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. O Parque possui uma área de aproximadamente 670 km<sup>2</sup> coberta por floresta seca de Caatinga de baixa estatura (RITO *et al.*, 2017). O clima é semiárido, com temperatura média de 23° C e precipitação variando de 480 a 1100mm, com grande variação espaço-temporal e longos períodos de estiagem (RITO *et al.*, 2017). Os solos são predominantemente areias quartzíticas (RITO *et al.*, 2017). A vegetação apresenta diversas adaptações fisiológicas, morfológicas e anatômicas para o clima semiárido, como a caducifolia, o armazenamento de água em diferentes partes vegetais (*e.g.*, folhas, caules e raízes) e também a presença de caules verdes fotossintetizantes (PFANZ *et al.*, 2002).

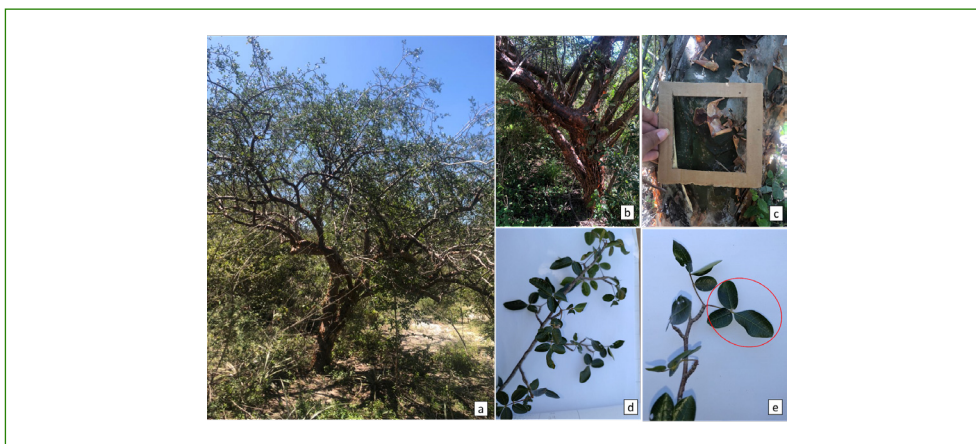
## Espécie modelo

Nós selecionamos a espécie *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillet (Burseraceae) (Figura 1A), que é nativa e uma das mais representativas plantas lenhosas da Caatinga, além de ocorrer de forma descontínua nos biomas Mata Atlântica e Cerrado (MEDEIROS *et al.*, 2022; CARVALHO, 2009). É uma planta caducifólia que perde as folhas durante os períodos de restrição hídrica e, em paralelo, descarta porções do ritidoma, expondo uma camada clorofilada do caule (ARAÚJO *et al.*, 2007). Além disso, é uma espécie que se destaca quanto aos seus diversos usos madeireiros e não madeireiros, como ração animal, energia, medicina, artesanato, paisagismo, carpintaria e construção (SILVA *et al.*, 2017). É ainda capaz de fornecer abrigo em seus troncos ocos para as abelhas nativas, além de pólen e néctar, sendo também indicada para a primeira fase de recuperação de áreas degradadas e para enriquecimento das matas devastadas (MEDEIROS *et al.*, 2022; CARVALHO, 2009).

## Coleta de dados

Para mensurar a densidade da copa, coletamos aleatoriamente dez ramos com diâmetro menor que 2 cm de dez indivíduos e contabilizamos todas as folhas presentes em cada ramo. Posteriormente, dividimos o número de folhas de cada ramo por seu comprimento e obtivemos uma proporção padronizada de folhas por ramo. Para medir a exposição do caule verde, utilizamos seis amostras de 10 cm x 10 cm dos dez indivíduos (Figura 1C), que variaram de diferentes locais do caule, todas sendo fotografadas em campo (Figura 1E-E). Posteriormente,

**Figura 1.** Registros metodológicos do estudo: (a) Indivíduo de *C. leptophloeos*; (b) caule de *C. leptophloeos*; (c) amostra de 10 cm x 10 cm do caule; (d) exemplo de ramo coletado; (e) folha composta de *C. Leptophloeos*



Fonte: autoria própria.

mensuramos a área total e área exposta do caule a partir das fotografias em cada amostra com a utilização do *software* Image J 5.0 (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Análise de dados

Para verificar a relação entre a área de exposição do caule com o número de folhas por ramo, realizamos uma regressão linear entre a porcentagem média de exposição do caule em função da razão de folhas por comprimento dos ramos, usando a função *lm* do pacote *stats*. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* R (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

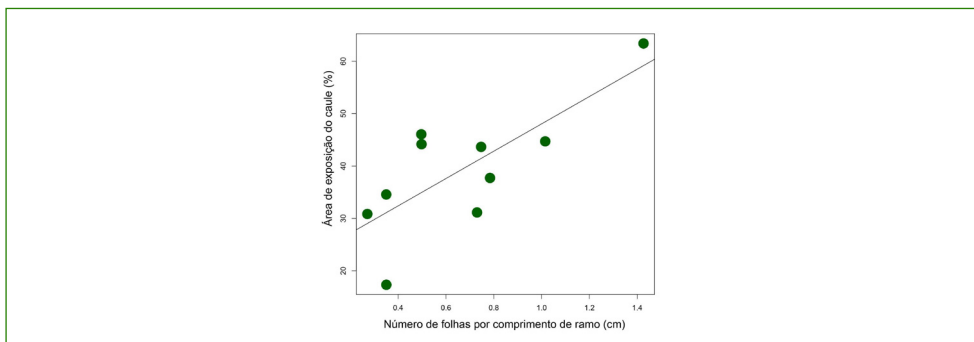
A proporção do número de folhas por comprimento de ramo variou entre 0,27 e 1,43 folhas/cm. Já a exposição do caule entre indivíduos variou de 17,3 a 63,4%. Ainda, a relação entre as duas variáveis foi diretamente proporcional, mostrando que quanto maior a exposição do caule maior a quantidade de folhas por ramo ( $p = 0.010$ ;  $R^2 = 0.57$ ; tabela 1; Figura 2).

**Tabela 1.** Resultado da regressão linear entre a área de exposição do caule e o número de folhas por ramo de indivíduos de *Commiphora leptophloeos*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil

Preditores	Est.	Erro padrão	t	R <sup>2</sup>	F	p
Intercepto	21.92	5.98	3.71	-	-	0.005
Proporção média de folhas/ ramo	26.08	7.91	2.29	0.57	10.85	0.010

Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Relação linear mostrando a inclinação positiva da reta entre a exposição média da área do caule e o número médio de folhas por ramo de indivíduos de *Commiphora leptophloeos*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos achados não suportam nossa hipótese inicial, em que a planta compensaria uma perda na fotossíntese foliar aumentando a área fotossintética cortical. Ao contrário, encontramos uma relação positiva entre a quantidade de folhas e a exposição do caule. Esse resultado propõe que a espécie é capaz de usar as duas estratégias de aquisição de carbono para melhor manutenção das condições frente às limitações do ambiente.

Essa estratégia aditiva de fotossíntese cortical pode ser considerada como um mecanismo eficaz para recapturar o dióxido de carbono respiratório antes de se difundir para fora do caule (PFANZ *et al.*, 2002), garantindo uma fonte de reserva a ser utilizada em estresses futuros, fazendo com que a queda foliar não leve necessariamente a morte da árvore. Estudos realizados com outras espécies de árvores de região subtropical (*Castanopsis hystrix*, *Michelia macclurei*, *Eucalyptus citriodora* e *Eucalyptus grandis* × *urophylla*) mostram que espécies de caule fotossintético apresentam melhor rendimento fotoquímico em comparação com espécies que não apresentam essa característica (CHEN *et al.*, 2018). Isso demonstra o papel da fotossíntese cortical como uma importante estratégia ecofisiológica.

Dados preliminares ainda não publicados revelam a capacidade de fotossíntese através do tecido lenhoso da espécie estudada, de forma que a saúde do aparato fotossintético entre folha e caule não diferem entre si. Essa característica é um fator chave na resiliência das árvores em relação ao estresse hídrico, mantendo tanto a economia de carbono da planta quanto a função hidráulica (BLOEMEN *et al.*, 2016). Ainda, estudos apontam que a perda das folhas não levaria necessariamente à morte final da planta, pois a fotossíntese através do caule faria a ponte da fixação do CO<sub>2</sub> e transporte dos carboidratos (PFANZ *et al.*, 2002).

Portanto, apesar do nosso estudo não ter mensurado tais atributos, é possível que a relação positiva observada esteja associada às condições ecofisiológicas em que estas plantas estão inseridas. Uma vez que, diante das previsões futuras sobre as mudanças climáticas, em que haverá aumento de temperatura principalmente nas regiões áridas e semiáridas (IPCC, 2014), estas variáveis podem proporcionar um cenário adequado para maior cobertura de folhas e maiores taxas fotossintéticas pelo caule verde.

## CONCLUSÃO

Encontramos que a exposição do caule, por não estar associada à perda de folhas, pode funcionar como uma estratégia aditiva à capacidade fotossintética

nessa espécie. O caule verde funciona como uma fonte adicional de carbono atuando junto com as folhas e não apenas quando as plantas perdem as folhas. Sendo assim, o caule verde pode tornar-se uma importante fonte local de carbono para a sobrevivência da planta durante períodos de déficit hídrico, especialmente para espécies caducifólias. *Commiphora leptophloeos* constitui um importante modelo para estudos que busquem entender as respostas e estratégias adotadas pelas plantas em ambientes secos a fim de atender a elaboração de medidas de conservação e plano de manejo de espécies exploradas de forma mais eficiente. Ainda, estudos futuros podem explorar essa relação de fotossíntese cortical em outros modelos, bem como avaliar fluorescência da clorofila para entender quais mecanismos são responsáveis por essa relação de exposição do caule em períodos de estresse hídrico.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos a comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga pelo suporte intelectual, de infraestrutura e logístico, assim como ao PPGVB-UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradecemos ao Prof. Dr. Felipe Melo, ao Prof. Dr. Helder Araújo e ao Prof. Dr. Rodrigo Carmo pela discussão teórica que enriqueceu o trabalho.

#### REFERÊNCIAS

ARAÚJO, E. *et al.* Dynamics of Brazilian Caatinga – A Review Concerning the Plants, Environment and People. *Functional Ecosystems and Communities*, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 15–28. 2007. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/282363215\\_Dynamics\\_of\\_Brazilian\\_Caatinga\\_-\\_A\\_Review\\_Concerning\\_the\\_Plants\\_Environment\\_and\\_People](https://www.researchgate.net/publication/282363215_Dynamics_of_Brazilian_Caatinga_-_A_Review_Concerning_the_Plants_Environment_and_People).

BLOEMEN, J. *et al.* Internal recycling of respired CO<sub>2</sub> may be important for plant functioning under changing climate regimes. *Plant Signaling & Behavior*, [s. l.], v. 8, n. 12, p. e27530. 2013. DOI: <https://doi.org/10.4161/psb.27530>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.4161/psb.27530>.

CARVALHO, A. P. F. *et al.* Variações sazonais nas concentrações de pigmentos e nutrientes em folhas de espécies de cerrado com diferentes estratégias fenológicas. *Revista Brasileira de Botânica, Brasília*, [s. l.], v. 30, p. 19–27. 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/WGY7S6JgzdSwc9c5WMQMQH/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 23 ago. 2022.

CESTARO, L. A.; SOARES, J. J. Variações florística e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, [s. l.], v. 18, n. 2, p. 203–218. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000200001>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/8K8jXjsdgQFXRWTZRydxzCS/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 23 ago. 2022.

CHAVES, M. M. *et al.* Controlling stomatal aperture in semi-arid regions—The dilemma of saving water or being cool? *Plant Science*, [s. l.], v. 251, p. 54–64. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.06.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168945216301340>.

CHEN, X. *et al.* Tree species with photosynthetic stems have greater nighttime sap flux. *Frontiers in Plant Science*, [s. l.], v. 9, p. 1–9. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00030>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2018.00030/full>.

COCHARD, H. *et al.* Unraveling the effects of plant hydraulics on stomatal closure in walnut. *Plant Physiology*, [s. l.], v. 128, p. 282–290. 2002. Disponível em: <https://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.010400>.

DE ROO, L.; SALOMÓN, R. L.; STEPPE, K. Woody tissue photosynthesis reduces stem CO<sub>2</sub> efflux by half and remains unaffected by drought stress in young *Populus tremula* trees. *Plant, Cell & Environment*, [s. l.], v. 43, p. 981–991. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/pce.13711>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/pce.13711>.

FALCÃO, H. M. *et al.* Leaf construction cost is related to water availability in three species of different growth forms in a Brazilian tropical dry forest. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, [s. l.], v. 29, p. 95–108. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40626-017-0087-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40626-017-0087-9>.

IPCC. Climate Change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of working group iii to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. [s. l.]: Cambridge University Press. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/>.

MCDOWELL, N. *et al.* Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist*, [s. l.], v. 178, n. 4, p. 719–739. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.

MEDEIROS, W. *et al.* Population structure, diametric distribution and use of *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett in arboreal Caatinga. *Revista Ceres*, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 62–69. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/0034-737X202269010009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rceres/a/BGTM9P5zm3ZczzMMTfdnQ/>.

OLIVEIRA, A. C. S. *et al.* Attraction of florivores and larcenists and interaction between antagonists in *Senna rugosa* (Fabaceae). *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 15, p. 535–544. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11829-021-09843-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-021-09843-3>.

PFANZ, H. *et al.* Ecology and ecophysiology of tree stems: corticular and wood photosynthesis. *Naturwissenschaften*, [s. l.], v. 89, p. 147–162, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00114-002-0309-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00114-002-0309-z#citeas>.

PIMENTEL, C. Respostas fisiológicas à falta d'água: limitação difusiva ou metabólica? In: NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, E. de L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTE, U. M. T. (Ed.). *Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas*. [s. l.]: Imprensa Universitária UFRPE, 2002. p. 13–21. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/280943775\\_Respostas\\_fisiologicas\\_a\\_falta\\_d'agua\\_limitacao\\_difusiva\\_ou\\_metabolica](https://www.researchgate.net/publication/280943775_Respostas_fisiologicas_a_falta_d'agua_limitacao_difusiva_ou_metabolica).

PIMENTEL, C. A relação da planta com a água. Seropédica - RJ: Edur – Editora da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2004. 191 p. Disponível em: [https://www.esalq.usp.br/lepse/imgs/conteudo\\_thumb/mini/A-rela--o-da-Planta-com-a-Agua-by-Carlos-Pimentel--2004-.pdf](https://www.esalq.usp.br/lepse/imgs/conteudo_thumb/mini/A-rela--o-da-Planta-com-a-Agua-by-Carlos-Pimentel--2004-.pdf).

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

SANTOS, M. *et al.* Whole plant water status and non-structural carbohydrates under progressive drought in a Caatinga deciduous woody species. *Trees*, [s. l.], v. 35, p. 1257–1266. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02113-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-021-02113-y>.

SEVANTO, S. *et al.* How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. *Plant, Cell & Environment*, [s. l.], v. 37, p. 153–161. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/pce.12141>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/pce.12141>.

SILVA, P. C. G. da. *et al.* Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos. [s. l.]: *Embrapa Semiárido*. 2010. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/861906/caracterizacao-do-semiarido-brasileiro-fatores-naturais-e-humanos>.

ZWIENIECKI, M. A.; HOLBROOK, N. M. Bordered pit structure and vessel wall surface properties. Implications for embolism repair. *Plant Physiology*, [s. l.], v. 123, n. 3, p. 1015–1020, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.123.3.1015>. Disponível em: <https://academic.oup.com/plphys/article-abstract/123/3/1015/6087567?redirectedFrom=fulltext>.

PARTE 3

**RELATÓRIOS  
DOS PROJETOS  
INDIVIDUAIS**



## Influência da cobertura de dossel sobre o índice de herbivoria foliar em *Peltogyne pauciflora* Benth. (Fabaceae)

Adglecianne Melo<sup>1</sup>

### RESUMO

A herbivoria é um dos principais mecanismos que afetam a aptidão das plantas, em consequência do consumo de tecido fotossintético, por exemplo, sendo influenciada por vários fatores ambientais. Há evidências de que dentro de uma mesma região, as microcondições diferentes da área como os índices de aridez, podem gerar diferentes efeitos sobre a intensidade das interações de herbivoria, influenciando suas taxas. Esse trabalho investigou o efeito da cobertura de dossel como proxy de exposição e visibilidade no ambiente sobre o índice de dano foliar na espécie modelo *Peltogyne pauciflora*. O índice de dano foliar de dez folhas por indivíduo (5) foi avaliado, além de mensurações da área, espessura e dureza das folhas. A cobertura de dossel apresentou efeito significativo sobre o índice de dano foliar. Os indivíduos a pleno sol apresentaram mais dano foliar ( $3.92 \pm 0.9$ ) do que os sombreados ( $1.56 \pm 0.2$ ). A área foliar e demais atributos não apresentaram diferenças para o padrão de resposta de herbivoria encontrada, exceto a espessura da folha ( $0.9 \pm 0.4\text{mm}$ ) que se mostrou um atributo pouco explicativo visto que o dano foliar predominante foram galhas e isso invariavelmente

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

afeta a espessura do tecido. No ambiente com menor cobertura de dossel as plantas podem ter estratégia mais aquisitiva dentro do espectro de economia da folha em resposta à luminosidade, o que ajuda a explicar o maior índice de dano foliar encontrado nas plantas com 0% cobertura, pois assim as plantas teriam folhas com um tempo de vida mais curto, menos defesas, mas uma taxa de renovação mais rápida o que poderia minimizar o *trade-off* dessa interação. Esse é um aspecto interessante a ser investigado em estudos futuros e abordagens mais aprofundadas com análises de custo de construção da folha, por exemplo, e compostos secundários de defesas podem confirmar essa hipótese.

#### PALAVRAS-CHAVE

Caatinga; folivoria; insetos galhadores; luminosidade.

#### INTRODUÇÃO

As relações plantas - herbívoros envolvem mais de 40% de toda a biodiversidade, sendo a depender da sua intensidade, uma interação antagônica, proeminentemente estabelecida por insetos, que molda o padrão de organização biológica desde respostas em características individuais até ao nível de funcionamento do ecossistema (SANTOS-NETO *et al.*, 2022). A herbivoria é um dos principais mecanismos que afetam a aptidão das plantas, levando a um consumo de cerca de 10 a 20% da produtividade primária anual (DOSTÁLEK *et al.*, 2018) Vários fatores ambientais podem influenciar essa relação, sejam eles bióticos como a riqueza de espécies, animais e vegetais, bem como das estratégias de defesa das plantas, ou abióticos como o estresse hídrico, luminosidade e demais condições do hábitat (SANTOS-NETO *et al.*, 2022).

Para se estabelecer, a relação de herbivoria depende tanto de características da planta quanto do tipo de herbívoro, assim como das condições adequadas para o desenvolvimento de ambos (ANDRADE *et al.*, 2020). Sob o ponto de vista do herbívoro é interessante que a planta seja palatável e ofereça recurso nutritivo de qualidade, alto conteúdo de nitrogênio por exemplo (KAROLEWSKI *et al.*, 2013; SANTOS-NETO *et al.*, 2022), sob o ponto de vista da planta seu vigor e sobrevivência dependem da disponibilidade de recursos essenciais como água, luz e nutrientes ou até mesmo das estratégias de tolerância à escassez desses recursos, o que pode influenciar também na resistência à herbívoros. Assim, as condições ambientais podem fortalecer ou enfraquecer essa relação de interação (SANTOS; BENÍTEZ-MALVIDO, 2012).

A folha é o principal órgão consumido pelos herbívoros, alguns estudos apontam que a incidência do dano foliar, por insetos especificamente, pode ser influenciada pelas condições ambientais, uma vez que estas influenciam traços funcionais das plantas (FALCÃO *et al.*, 2015), como área foliar, espessura, custo de construção da folha (FALCÃO *et al.*, 2017), o que reflete diretamente em aspectos de defesa das plantas ou de qualidade do recurso para o herbívoro, como a concentração de nitrogênio na folha, por exemplo (KAROLEWSKI *et al.*, 2013). Foi demonstrado que plantas com menos exposição à luminosidade sofrem mais danos foliares (KAROLEWSKI *et al.*, 2008a), por outro lado, encontra-se também registro de resultados opostos afirmando que há maiores taxas de herbivoria em plantas mais expostas à luz (ROBERTS; PAUL, 2006). Em florestas tropicais, uma das teorias utilizadas para explicar o padrão de herbivoria por insetos é a hipótese de disponibilidade de recurso (ENDARA; COLEY, 2011). Essa hipótese postula que espécies em ambientes com menor disponibilidade de recursos apresentam características mais conservadoras, como por exemplo, crescimento mais lento, folhas mais longevas e, portanto, mais investimento em defesas (ANDRADE *et al.*, 2020) o que levaria a menor incidência de danos por herbivoria. Em ambientes com mais disponibilidade aconteceria o contrário.

Muitos estudos trazem à discussão essas duas teorias mencionadas para entender e explicar diferenças interespecíficas das plantas em resposta à herbivoria (ANDRADE *et al.*, 2020; ENDARA; COLEY, 2011; HAHN; MARON, 2016), mas muito raramente focam em diferenças no padrão de herbivoria dentro da mesma espécie. Alguns estudos apontam que em florestas secas há tendência de maior taxa de herbivoria e que dentro de uma mesma área, diferentes condições como por exemplo o índice de aridez, pode ter efeitos nessa interação antagônica (ANDRADE *et al.*, 2020; SANTOS-NETO *et al.*, 2022). Nesse contexto, a proposta desse trabalho foi investigar o efeito da cobertura de dossel como proxy de exposição e visibilidade no ambiente sobre o índice de dano foliar em espécie modelo na floresta seca da caatinga. A hipótese testada é de que a maior exposição à luminosidade tem efeito sobre as taxas de herbivoria. Assim, nossa predição é que indivíduos mais expostos, ou seja, em locais de menor cobertura de dossel, apresentam maior incidência de dano foliar.

## MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e espécie modelo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau – PARNA do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°00'30" e 37°10'40" W), área de um mosaico de

floresta tropical sazonalmente seca, denominado de Caatinga (RITO *et al.*, 2016). O PARNA do Catimbau cobre uma área de 602 km<sup>2</sup> caracterizada por solos em sua maioria (70%) arenosos, onde o padrão de regime hídrico é irregular, que é característico de clima semiárido tipo Bsh na escala de Köppen's (TRINDADE *et al.*, 2020). Dentre as famílias botânicas mais abundantes na área destaca-se Fabaceae (RITO *et al.*, 2017), a qual pertence nossa espécie modelo *Peltogyne pauciflora* Benth. Essa espécie lenhosa é endêmica do Brasil, nativa do domínio fitogeográfico da Caatinga. Apresenta porte de árvore ou arvoreta de até 3 metros de altura. Suas folhas são compostas bifolioladas.

Padrões de uso da vegetação por parte da população residente na área (BEZERRA *et al.*, 2022), caracterizados como distúrbios crônicos, alteram processos ecológicos na caatinga, tais como herbivoria, regeneração da vegetação, produção de biomassa que tem efeitos consideráveis sobre a estrutura das comunidades, como por exemplo declínio da cobertura vegetal. Tudo isso somado faz da área do Parque Nacional do Catimbau um excelente sítio de estudo para avaliar os efeitos da cobertura do dossel sobre padrões de herbivoria.

#### Desenho experimental

Para avaliar o efeito da exposição das plantas sobre a incidência dano foliar, primeiramente foram estabelecidos os tratamentos de cobertura de dossel, para o qual mensuramos a porcentagem de cobertura no local onde havia ocorrência de indivíduos de *P. pauciflora*. A porcentagem de cobertura de dossel foi medida utilizando o aplicativo de celular CanopyCapture 1.0.2 (NIKHILPATEL, 2018), para medir a cobertura de dossel das florestas. Seleccionamos cinco indivíduos onde a porcentagem de cobertura foi zero (0%) para um tratamento, e outros cinco indivíduos para o segundo tratamento cuja cobertura mínima era de 60% (+60%). O critério para a definição do segundo tratamento se deu devido ao fato de que a porcentagem de cobertura variou, tendo indivíduos sob uma cobertura de dossel de 60% até um máximo de 85%, por esse motivo eles foram agrupados como um único tratamento.

Para avaliar a incidência de dano foliar, dez folhas de cada indivíduo nos dois tratamentos foram coletadas, totalizando 100 folhas analisadas. Para maior randomização possível da amostragem, as folhas foram coletadas de ramos de diferentes partes da copa dos indivíduos. Após coletadas as folhas de cada indivíduo, foram fotografadas e posteriormente avaliadas para quantificação do índice de dano foliar por meio do método Dirzômetro (GARCÍA-GUZMÁN; DIRZO, 2001). Além disso, também foi mensurada algumas características funcionais das folhas como área foliar utilizando o software Image J, espessura com um

paquímetro digital, e a dureza da folha a partir de um equipamento que considera a força necessária aplicada na folha para perfurar o limbo como medida de dureza do tecido, sendo o valor expresso em gramas.

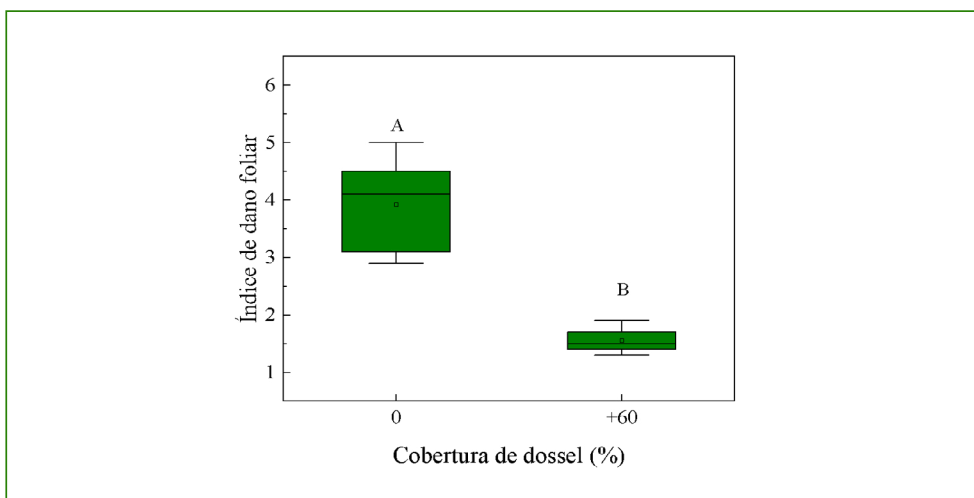
#### Análise de dados

Os dados foram analisados quanto a normalidade e homocedasticidade dos resíduos para a aplicação de análises paramétricas. Para avaliar as diferenças nas características avaliadas (índice de herbivoria, área foliar e tenacidade das folhas) entre os tratamentos (porcentagem de cobertura de dossel) aplicou-se um teste T de Student. Para identificar possíveis relações entre o dano foliar e as demais variáveis respostas foram realizadas também análise de correlações de Pearson, pois os resíduos atendem ao pressuposto da normalidade. As análises foram realizadas utilizando o software Statistica 8.0.

### RESULTADOS

As plantas totalmente expostas apresentaram média de índice de dano foliar de  $3,92 \pm 0,9$  enquanto as plantas com cobertura de dossel +60% foi de  $1,56 \pm 0,2$ . A cobertura de dossel apresentou efeito significativo sobre o índice de dano foliar (Figura 1). Os indivíduos do tratamento 0% apresentaram mais dano foliar do que o tratamento +60% (Figura 2). Em termos de porcentagem de dano foliar, as plantas totalmente expostas tiveram 20% a mais de dano foliar em comparação às folhas dos indivíduos em locais com mais cobertura de dossel.

**Figura 1.** Efeito da cobertura de dossel sobre o índice de dano foliar por herbívoros em *P. pauciflora*. Letras diferentes representam diferenças estatísticas entre os tratamentos (0% e com cobertura mínima de 60%)



Fonte: autoria própria.

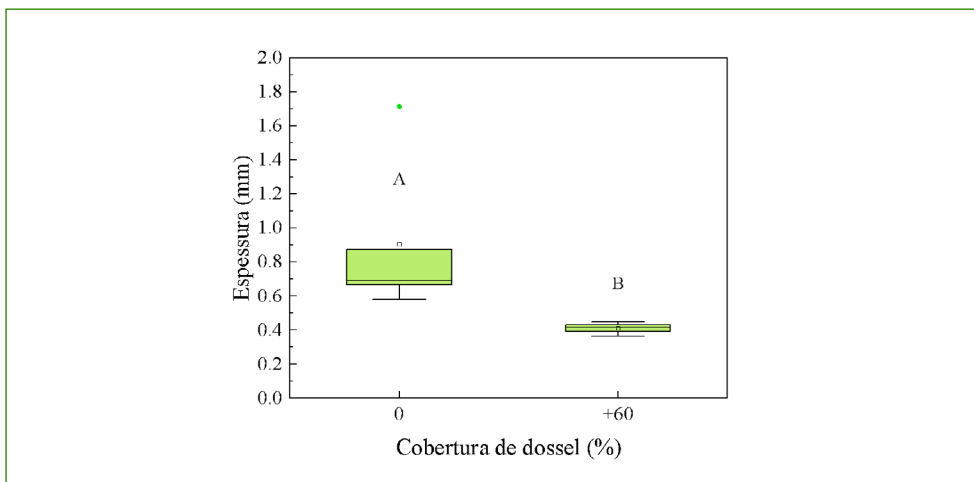
**Figura 2.** Folhas de *P. pauciflora* com incidência de estruturas de galhas de insetos



Fonte: autoria própria.

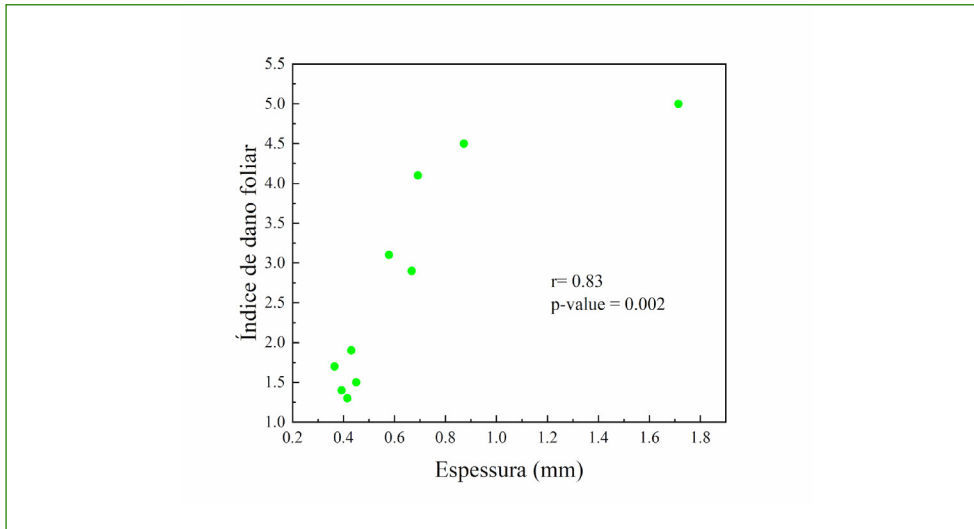
Com relação às demais variáveis avaliadas observou-se efeito da cobertura de dossel apenas sobre a espessura das folhas, onde no tratamento 0% cobertura as plantas apresentaram também maior espessura da folha ( $0.9 \pm 0.4 \text{ mm}$ ) em comparação aos indivíduos do tratamento de cobertura +60% ( $0.4 \pm 0.03 \text{ mm}$ ) (Figura 3). Para essa variável também foi verificado o único coeficiente de correlação significativo com o dano foliar, embora isso não demonstre uma relação de causa e efeito ( $r = 0.83$ ) (Figura 4).

**Figura 3.** Efeito da cobertura de dossel sobre a espessura foliar em *P. pauciflora*. Letras diferentes representam diferenças estatísticas entre os tratamentos (0% e com cobertura mínima de 60%)



Fonte: autoria própria.

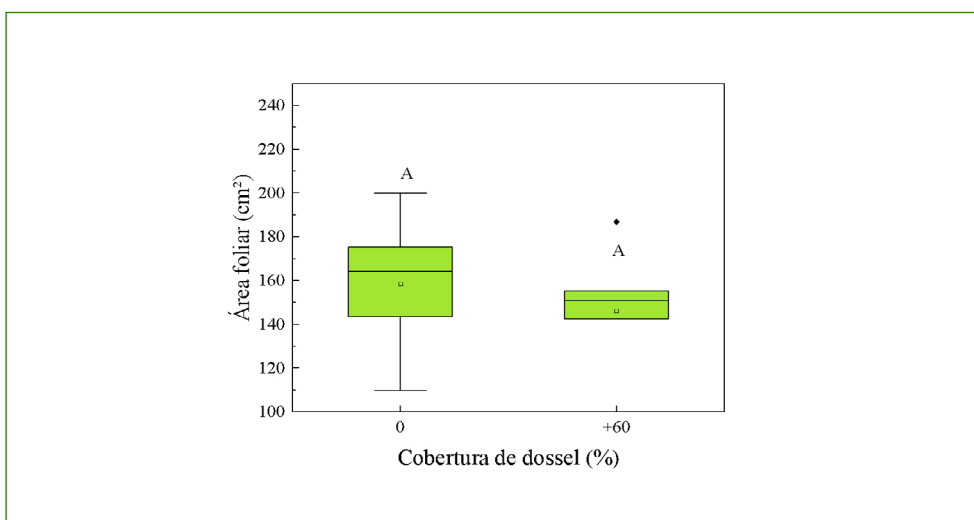
**Figura 4.** Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis índice de dano foliar e espessura da folha em *P. pauciflora*



Fonte: autoria própria.

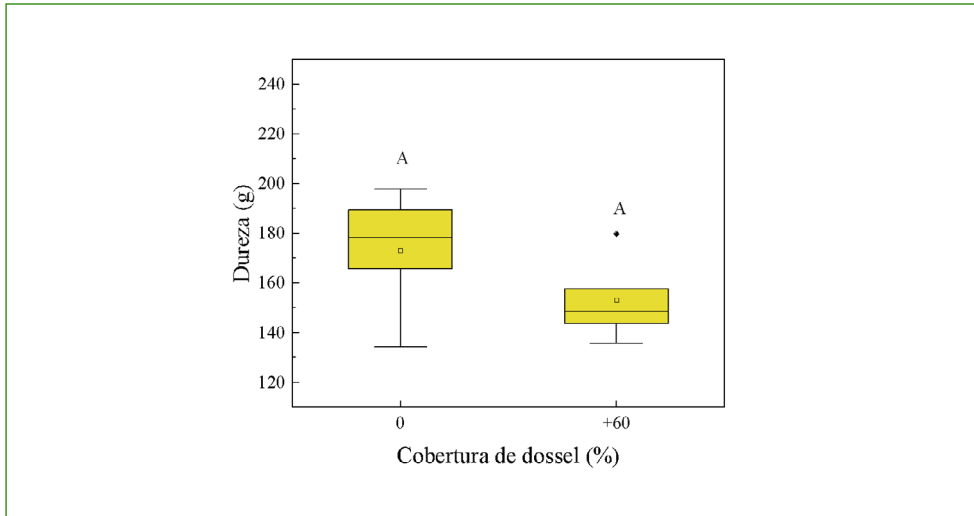
A área foliar não mostrou diferença entre os tratamentos, apresentando uma média de  $158.5 \pm 34 \text{ cm}^2$  e  $146 \pm 32.8 \text{ cm}^2$  para os indivíduos sob 0% e +60% de cobertura, respectivamente (Figura 5). Com relação a dureza da folha, a cobertura de dossel também não exerceu efeito significativo e as folhas dos indivíduos sob 0% e +60% apresentaram respectivamente os valores de média de  $173 \pm 24.8 \text{ g}$  e  $153 \pm 16 \text{ g}$  (Figura 6).

**Figura 5.** Efeito da cobertura de dossel sobre a área foliar de *P. pauciflora*. Letras iguais representam ausência de diferenças estatísticas entre as os tratamentos (0% e com cobertura mínima de 60%)



Fonte: autoria própria.

**Figura 6.** Efeito da cobertura de dossel sobre a dureza foliar de *P. pauciflora*. Letras iguais representam ausência de diferenças estatísticas entre as os tratamentos (0% e com cobertura mínima de 60%)



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a cobertura de dossel é um fator que pode influenciar as taxas de herbivoria, pelo menos para o padrão endofítico de dano por insetos galhadores, na floresta seca da Caatinga. Mesmo dentro de uma mesma zona climática, diferenças ambientais em menor escala provocadas por maior exposição das plantas no ambiente, como foi o caso para espécie modelo desse estudo, geram diferenças intraespecíficas na taxa de herbivoria foliar. Maiores condições de luminosidade e visibilidade da planta hospedeira dentro da paisagem podem ser o fator determinante para a preferência dos herbívoros galhadores, pois a cobertura de dossel não teve influência em nenhuma outra característica foliar analisada que poderia atuar como uma barreira física para defesa anti-herbivoria ou maior atratividade.

Dados indicando maior taxa de dano foliar por herbivoria em plantas mais expostas a luminosidade são apontados como raros na literatura (KAROLEWSKI *et al.*, 2008a), pois esse não parece ser o padrão para as espécies quando mais de uma é estudada no mesmo trabalho (KAROLEWSKI *et al.*, 2013), nossos dados somam-se, portanto, a esses raros casos relatados (KAROLEWSKI *et al.*, 2008; ROBERTS; PAUL, 2006). Nossos achados não podem suportar a hipótese da aparência das plantas (FEENY, 1976) para explicar a variação intraespecífica na taxa de dano foliar, visto que para tal a menor cobertura de dossel tornaria a planta mais visível no espaço e aparente aos insetos herbívoros em relação àquelas sombreadas, portanto, seria esperado que as folhas em florestas secas apresentassem

mais defesas e conseqüentemente menor taxa de dano (ENDARA; COLEY, 2011). Por outro lado, a outra hipótese que é de disponibilidade de recurso só poderia ajudar a explicar o padrão encontrado, se considerarmos a luz como o recurso limitante, o que não é o caso na floresta seca da Caatinga. De acordo com essa teoria, plantas em ambientes com mais recursos teriam maiores taxas de crescimento, maior taxa de renovação das folhas, menos defesas o que suportaria maiores taxas de herbivoria (ANDRADE *et al.*, 2020; ENDARA; COLEY, 2011).

Embora na floresta seca da Caatinga, geralmente, a luz não seja um recurso limitante, indivíduos da mesma espécie se desenvolvendo em um ambiente a pleno sol e outros em ambientes parcialmente sombreados podem apresentar estratégias ecofisiológicas distintas em resposta a essa variação ambiental de disponibilidade luminosa (ROBERTS; PAUL, 2006). No ambiente com menor cobertura de dossel, portanto mais luminosidade, as plantas podem ter estratégia mais conservativa, o que dentro do espectro de economia da folha reflete em folhas mais caras em termos de custo de construção, associadas a uma maior longevidade foliar e compostos de defesa (FALCÃO *et al.*, 2017). Embora à primeira vista isso pareça ir de encontro aos nossos achados, em que maior taxa de dano foi observada nesse contexto de maior luminosidade, é importante considerarmos que embora não mensurado exatamente, o tipo predominante de danos foram galhas, o que pode ser favorecido pelo cenário descrito acima. Insetos galhadores podem apresentar essa preferência por plantas em ambientes mais expostos devido a presença de mais defesas químicas características de folhas conservativas, o que garantiria barreira a outros herbívoros, mastigadores por exemplo, garantindo menor competição e maior chance de sobrevivência e desenvolvimento das larvas dos insetos nas galhas induzidas, visto que a co-ocorrência de mais de um tipo de guilda de herbívoros exercendo efeito negativo uma sobre a outra (DE FARIAS *et al.*, 2021) Isso poderia explicar o maior índice de dano foliar encontrado nas plantas com 0% cobertura.

Nosso estudo não acessou informações do tipo de galha e inseto indutor e nem o efeito disso sobre as características fotossintéticas, porém a incidência das galhas sobre a lâmina foliar é proeminente (Figura 1) ocupando boa parte da área da folha. Embora a indução de galhas não seja um tipo de interação que causa prejuízo de perda de área foliar direta (STONE; SCHÖNRÖGGE, 2003), como é com os mastigadores, ela poderia ser um fator negativo sobre a aptidão da planta a longo prazo, pois pode interferir na fotossíntese (HUANG *et al.*, 2014). Outros estudos com abordagens complementares que considerem avaliar a caracterização de compostos secundários nas folhas, poderiam fornecer informações sobre um possível investimento diferencial em defesas moldadas pela condição ambiental. Análises de custo de construção foliar que reflete a

estratégia de investimento do carbono e envolve a quantificação de nitrogênio no tecido foliar, também seria muito relevante para ajudar a explicar o padrão de respostas de interação planta-herbívoros na floresta seca da Caatinga.

## CONCLUSÃO

A maior exposição à luminosidade é um fator ambiental importante na relação ecológica de herbivoria na floresta seca da Caatinga, pelo menos quando a relação parece envolver insetos galhadores. Considerando a constante perturbação antrópica que as florestas secas sofrem em todo o mundo não sendo diferente para a Caatinga, onde há frequente retirada de biomassa viva levando a formação de clareiras na floresta, é razoável pensar diante dos nossos dados que isso pode interferir nos padrões de interação planta-herbívoros nesse ecossistema.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à comissão organizadora do XIII ECCA nas pessoas das monitoras Adrielle e Lígia e dos monitores Renato e David por todo o suporte logístico e intelectual em campo, e dos professores responsáveis: Dra. Inara Leal, Dr. Marcelo Tabarelli e Dr. Felipe Melo pela oportunidade de poder desfrutar de seus ricos ensinamentos. Também aos demais professores visitantes nesta edição pelas contribuições valiosas. Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBio e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte logístico e financeiro. Por último, aos meus colegas desta edição do ECCA pelos marcantes momentos que tornaram essa experiência ainda mais inesquecível.

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, J. F. *et al.* Rainfall reduction increases insect herbivory in tropical herb communities. *Journal of Vegetation Science*, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 487–496. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12870>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jvs.12870>.
- BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.
- FARIAS, R. P. *et al.* Interactions of gall-formers and leaf-chewers on a tropical tree fern: evidence for non-repulsion and co-occurrence between insect guilds. *Plant Biology (Stuttg)*, [s. l.], v. 23, n. 6, p. 1037–1043. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/plb.13298>. Disponível: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/plb.13298>.
- DOSTÁLEK, T., ROKAYA, M. B., MÜNZBERGOVÁ, Z. Altitude, habitat type and herbivore damage interact in their effects on plant population dynamics. *PLOS One*, [s. l.], v. 13, n. 12, p. e0209149. 2018. DOI:

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209149>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0209149>.

ENDARA, M. J., COLEY, P. D. The resource availability hypothesis revisited: A meta-analysis. *Functional Ecology*, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 389-398. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01803.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2435.2010.01803.x>.

FALCÃO, H. M. *et al.* Leaf construction cost is related to water availability in three species of different growth forms in a Brazilian tropical dry forest. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, [s. l.], v. 29, p. 95-108. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40626-017-0087-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40626-017-0087-9>.

FALCÃO, H. M. *et al.* Phenotypic plasticity and ecophysiological strategies in a tropical dry forest chronosequence: A study case with *Poincianella pyramidalis*. *Forest Ecology Management*, [s. l.], v. 340, p. 62-69. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714007452>.

GARCÍA-GUZMÁN, G., DIRZO, R., Patterns of leaf-pathogen infection in the understory of a Mexican rain forest: Incidence, spatiotemporal variation, and mechanisms of infection. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 634-645. 2001. DOI: <https://doi.org/10.2307/2657063>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/2657063>.

HUANG, M. Y. *et al.* Herbivorous insects alter the chlorophyll metabolism of galls on host plants. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 431-434. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2014.04.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S122686151400051X>.

HAHN, P. G., MARON, J. L. A Framework for predicting intraspecific variation in plant defense. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 31, n. 8, p. 646-656. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534716300647>.

KAROLEWSKI, P. *et al.* Season and light affect constitutive defenses of understory shrub species against folivorous insects. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 53, p. 19-32. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.08.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X13001288>.

KAROLEWSKI, P. *et al.* The effect of light conditions on leaf injury in underbrush shrubs caused by leaf-eating insects. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio Et Industria Lignaria*, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 47-57. 2008. Disponível em: <https://www.forestry.actapol.net/volume7/issue3/abstract-5.html>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

ROBERTS, M. R.; PAUL, N. D. Seduced by the dark side: Integrating molecular and ecological perspectives on the influence of light on plant defence against pests and pathogens. *New Phytologist*, [s. l.], v. 170, n. 4, p. 677-699. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01707.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2006.01707.x>.

SANTOS-NETO, P. E. *et al.* Aridity, but not disturbance, reduces the specialization and modularity of plant-insect herbivore interaction networks in Caatinga dry forest. *Journal of Insect Conservation*, [s. l.], v. 26, p. 175-189. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00376-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-022-00376-5>.

SANTOS, B. A., BENÍTEZ-MALVIDO, J. Insect herbivory and leaf disease in natural and human disturbed habitats: Lessons from early-successional *Heliconia* herbs. *Biotropica*, [s. l.], v. 44, n. 1, p. 53–62. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00765.x> Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2011.00765.x>.

STONE, G. N., SCHÖNRÖGGE, K. The adaptive significance of insect gall morphology. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 18, n. 10, p. 512–522. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00247-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00247-7). Disponível: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534703002477>.

## Luz do sol para o lanche: efeitos da exposição ao sol na capacidade fotossintética e atributos reprodutivos de *Cereus jamacaru* DC na Caatinga

Ailza Maria de Lima-Nascimento<sup>1</sup>

### RESUMO

A absorção de energia luminosa pela fotossíntese é a condição básica do crescimento, desenvolvimento e produção de biomassa das plantas. Objetivou-se entender quais efeitos da exposição ao sol na eficiência fotossintética (*i.e.*, fluorescência da clorofila) e nos atributos reprodutivos e vegetativos de *Cereus jamacaru* DC na caatinga. A hipótese foi que a eficiência da capacidade fotossintética (*i.e.*, PSII e ETR) das plantas depende do sombreamento do dossel. Analisou-se a fluorescência da clorofila em indivíduos sob diferentes condições de sombreamento. A proporção média de luz incidente absorvida pelo fotossistema II (PSII) nos indivíduos de *C. jamacaru* foi de  $0.59 \pm 0.09$ , representando 68% de eficiência fotossintética. O percentual de cobertura do dossel influenciou positivamente nas medidas de fotossíntese. Houve correlação negativa entre PSII e crescimento vegetativo, onde quanto maior o PSII houve menos brotamento de novos cladódios. O fitness reprodutivo tendeu ser maior com o aumento da taxa de transporte de elétrons (ETR). Não houve correlação da quantidade de espinhos com a cobertura do dossel, assim como entre a cobertura do dossel e a quantidade de matéria orgânica no solo. Esses resultados fortalecem a ideia de que assim como muitos cactos colunares em desertos e florestas secas,

<sup>1</sup> Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

o desenvolvimento de *C. jamaru* na Caatinga pode estar associado à presença de plantas enfermeiras. Uma vez que, o rendimento fotossintético do PSII e ETR parecem ter sido beneficiados pelo sombreamento. Além disso, reforça a concepção de que o crescimento vegetativo e o período reprodutivo em cactáceas ocorrem em momentos distintos.

#### PALAVRAS-CHAVE

Cactaceae; fotossíntese; metabolismo ácido das crassuláceas (CAM); plantas enfermeiras.

#### INTRODUÇÃO

Existem condições ideais de crescimento para as plantas que podem ser definidas como aquelas que permitem o alcance do seu potencial reprodutivo e do crescimento máximo, condições que são medidas pela biomassa total das plantas (IZADI *et al.*, 2022; SHI *et al.*, 2022). Luz e água são os principais recursos que regulam esse crescimento e a sobrevivência das espécies vegetais determinando sua distribuição em escala global (CODY, 1984). A luz através da fotossíntese fornece energia para a assimilação de carbono inorgânico em material orgânico (*i.e.*, autotrofia). Ou seja, a luz absorvida é convertida em energia química em forma de carboidratos usados no crescimento e diferenciação celular, entre outros (TAIZ *et al.*, 2017).

Em cactáceas essa autotrofia acontece por meio de uma adaptação fisiológica que visa reduzir a perda de água através do metabolismo ácido das crassuláceas (CAM) (HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ; VILLARREAL, 2007). Porém, a quantidade de luz que uma planta CAM recebe pode afetar o equilíbrio entre a fixação de CO<sub>2</sub> e o acúmulo de ácidos orgânicos (LÜTTGE, 2002). Desse modo, para se aclimatar em ambientes com alta intensidade de luz, as plantas CAM devem ser capazes de otimizar sua eficiência fotossintética (LÜTTGE, 2004) para descarboxilar malato e mitigar a fotoinibição, que é a consequência do excesso de luminosidade absorvida (TAIZ *et al.*, 2017), evitando assim que o fotossistema II fique superenergizado (PSII) (ADAMS; DEMMING-ADAMS, 1989). Esse fotossistema é o centro de reação responsável por aprisionar a energia luminosa e levá-la até as moléculas de clorofila. Quando excitadas, seus elétrons são energizados e transportados em direção a um receptor de elétrons (TAIZ *et al.*, 2017). A taxa de transporte de elétrons (ETR) então é responsável pela produção de ATP. Sendo assim, estas medidas trazem respostas do aparato fotossintético das plantas,

sendo possível através delas, identificar a influência das condições ambientais sobre o seu rendimento (MAXWELL; JOHNSON, 2000).

O mecanismo CAM aumenta a eficiência do uso da água nas plantas (NOBEL, 1988), através da abertura noturna dos estômatos para fixação do CO<sup>2</sup> somente quando as temperaturas do ar são mais baixas e a umidade relativa é mais alta (TAIZ *et al.*, 2017). Além dessa capacidade ecofisiológica, há também a adaptação evolutiva por meio da conversão de folhas em espinhos, aos quais, é atribuída, a função principal de redução da exposição da cactácea ao sol para evitar danos ao aparelho fotossintético (ROSA-MANZANO *et al.*, 2016). Sendo assim, os cactos apresentam caules suculentos como os principais órgãos fotossintéticos, apesar de o hábito colunar, arborescente produzir madeira fibrosa à medida que planta se torna adulta (ARRUDA; MELO-DE-PINNA, 2010). Mas, em muitos cactos colunares a medula e o córtex são amplamente expandidos e capazes de armazenar significativas quantidades de água e de outros recursos imprescindíveis para uso durante longos períodos de escassez (TAIZ *et al.*, 2017).

Com base nisso, há razões para que essa relação com a disponibilidade de luz seja estudada caso a caso para as cactáceas. Há espécies como *Ferocactus acanthodes* que podem ser tolerantes a altas temperaturas e se favorecer em ambientes abertos (FRANCO; NOBEL, 1989). Porém, para algumas, sobretudo as colunares como *Hylocereus undatus* tolerante à sombra, a eficiência fotossintética pode ser maior quando a planta está em baixa emissão de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos saturados (PPFDs) especialmente sob condições ambientais estressantes (RAVEH *et al.*, 1995). Nesse sentido, é possível que os cloroplastos de cactos em locais sombreados se movam para maximizar a fotossíntese, de modo que a luz que passa pela copa das plantas é difusa, fraca e transitória devido a movimentação do sol ao longo do dia (DELGADO-SÁNCHEZ *et al.*, 2013). Os ambientes sombreados também podem facilitar o estabelecimento e desenvolvimento de plântulas de cactáceas colunares (CARES *et al.*, 2013; LANDERO; VALIENTE-BANUET, 2010; MIRANDA-JÁCOME *et al.*, 2013), proporcionando um micro-habitat com maior nível de nitrogênio no solo com efeitos na produção de aréolas por mudas (FRANCO; NOBEL, 1989). Além de levar a melhores rendimentos e precocidade da produção (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

De modo geral, estudos sobre ecofisiologia de cactáceas são limitados, sendo mais concentrados em gêneros comerciais como *Hylocereus* (RAVEH *et al.*, 1995; WEISS *et al.*, 2010), *Stenocereus* (GALLARDO-VÁSQUEZ; BARRERA, 2007; PIMENTA-BARRIOS *et al.*, 2004) e *Opuntia* (NOBEL, 1980; PIMENTA-BARRIOS *et al.*, 2007). No Brasil, estudos sobre ecofisiologia das espécies nativas que ocorrem na floresta seca da Caatinga são insuficientes, mas evidências empíricas documentadas em pesquisas etnobotânicas revelam ligação entre a ocorrência

da espécie *Cereus jamacaru* DC com locais sombreados e presença de plantas enfermeiras (LUCENA *et al.*, 2015). A espécie *C. jamacaru* possui hábito colunar, formado por cladódios alongados. É nativa e endêmica do Brasil com ampla ocorrência no Nordeste e na Caatinga (ZAPPI; TAYLOR, 2020).

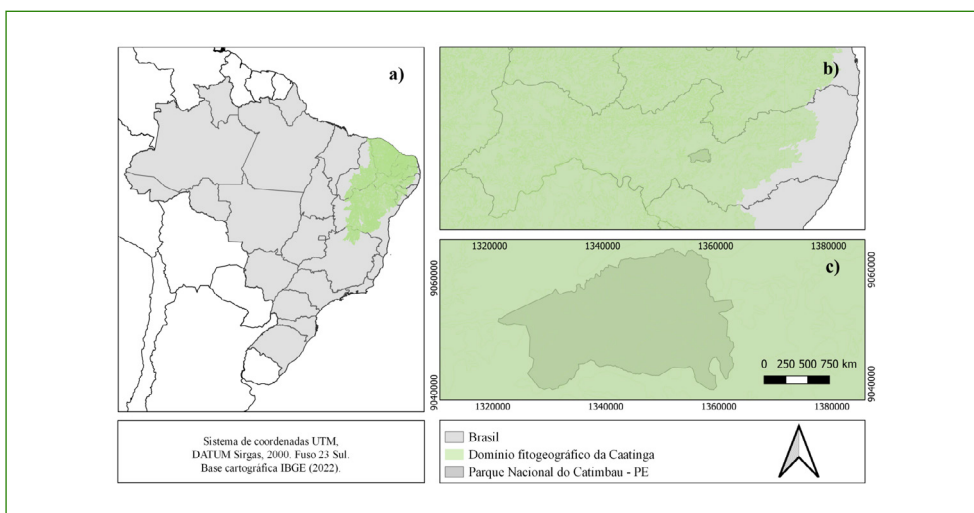
Com base nisto, o objetivo do estudo foi entender quais os efeitos da exposição ao sol na eficiência fotossintética (*i.e.*, fluorescência da clorofila) de *Cereus jamacaru* DC e nos seus atributos reprodutivos e vegetativos. A hipótese testada foi a de que, medidas da capacidade fotossintética (*i.g.*, PSII e ETR) das plantas dependem do percentual de sombreamento do dossel gerando diferentes efeitos em atributos funcionais das plantas. Esperou-se que: 1) quanto maior o rendimento fotossintético das plantas maior também seria a quantidade de cicatrizes reprodutivas e brotamento de novos cladódios; 2) quanto menor a cobertura do dossel maior seria a quantidade de espinhos por aréola e 3) as plantas com maior cobertura do dossel teriam em volta solos com maiores quantidades de matéria orgânica.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Pernambuco, Brasil ( $8^{\circ} 24'00''$  e  $8^{\circ}36'35''$  S e  $37^{\circ}09'30''$  e  $37^{\circ}14'40''$  W) (Figura. 1abc). A área possui aproximadamente 60 ha, localizada em unidade de depressão sertaneja

**Figura 1.** a) Mapa do Brasil com ênfase para o domínio fitogeográfico de distribuição da floresta seca da Caatinga; b) e c) Localização do Parque Nacional do Catimbau (PARNA) no estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

e bacia sedimentar (Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco – Condepe/Fidem, 2011). O clima é semiárido (*i.e.*, tropical quente e seco), com característica principal de baixa umidade relativa do ar e grande amplitude térmica (KÖPPEN, 1948). No local, chuvas orográficas causam variações significativas na precipitação (480 a 1100 mm). A região é composta por porção representativa de floresta seca da caatinga, com representatividade das famílias Cactaceae, Leguminosae e as Euphorbiaceae (RITO *et al.*, 2017). O Parque Nacional do Catimbau abriga comunidades rurais e indígenas, cuja subsistência depende da agricultura familiar, pecuária extensiva, caça, extração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros (MACHADO *et al.*, 2017).

#### Espécie estudada

A espécie *Cereus jamacaru* DC (Cactaceae) (Figura 2) possui hábito arborescente, colunar e é nativo e endêmico do Brasil, com ampla ocorrência na região Nordeste (ZAPPI; TAYLOR, 2020). A floração e frutificação são anuais (QUIRINO, 2006). Os cladódios são compridos não segmentados, as flores são compridas e esbranquiçadas e os frutos são deiscentes de cor vermelha (ZAPPI; TAYLOR, 2020). O modo de dispersão de sementes é zoocórica (GOMES *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2020). Além de sua importância ecológica, *Cereus jamacaru* também possui grande valor socioeconômico para moradores de comunidades rurais Caatinga que constroem cercas-vivas e utilizam as plantas para forragem animal (LIMA-NASCIMENTO *et al.*, 2021, 2019).

**Figura 2.** *Cereus jamacaru* DC (Cactaceae) apresentando fenofase reprodutivo presente em fragmento de vegetação nativa de Caatinga, localizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA) no estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. Fotografia por Marcos Severgnini



Fonte: Marcos Rafael Severgnini.

## Coleta dos dados

A coleta dos dados foi realizada em uma área com raio de aproximadamente 2km composta por fragmentos de vegetação nativa de caatinga. As medições foram realizadas em um gradiente contínuo da paisagem composta por plantas expostas a diferentes níveis de sombreamento. Doze indivíduos de *C. jamacaru* foram incluídos no estudo de forma aleatória. Primeiramente foi registrada a intensidade luminosa do ambiente através de luxímetro, posteriormente para cada indivíduo foram feitas as seguintes observações: análise de fluorescência de clorofila através de fluorômetro portátil (n = um cladódio para cada indivíduo); contagem total de cicatrizes reprodutivas e número total de frutos como medida do fitness reprodutivo; contagem total de brotamento de novos cladódios (= ou < 5cm); contagem de espinhos por auréola (n = 10 auréolas por indivíduo); percentual de cobertura do dossel através da ferramenta Canopeo, que quantifica a porcentagem de cobertura do dossel de vegetação verde viva com base em fotos voltadas para baixo tiradas com dispositivo móvel. Coleta de solo para análise da matéria orgânica a uma profundidade máxima de 10 cm circundando cada indivíduo (n = 3 amostras para cada indivíduo somando aproximadamente 400g, resultando em um esforço amostral de 36 amostras no total).

## Fluorescência de clorofila

A análise de fluorescência da clorofila foi realizada entre 13:00h e 15:00h para garantir uma interceptação semelhante de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos saturados (PPFD). Curvas de luz rápida (RLC) para fluorescência de clorofila foram produzidas usando um fluorômetro portátil (FluorPen). Os cladódios foram mantidos em cliques de folhas adaptados com fita adesiva, e os RLC foram produzidos usando escalas do programa de curva de luz para obter uma sequência de 0 a 3000  $\mu\text{mol de PPFD m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Foram obtidas as medidas de fluorescência máxima ( $F_m$ ), em seguida os cladódios foram adaptados ao escuro por 30 minutos para determinar a fluorescência mínima da clorofila ( $F_o$ ). Os parâmetros fotoquímicos foram calculados de acordo com (Baker, 2008): eficiência quântica máxima de PSII ( $F_v / F_m = (F_m - F_o) / F_m$ ), eficiência máxima PSII ( $F_v' / F_m' = (F_m' - F_o') / F_m'$ , onde  $F_o'$  é a fluorescência mínima de uma folha adaptada à luz que tem momentaneamente escurecido). A taxa de transporte de elétrons para PSII (ETR) foi calculada como  $\text{ETR} = \text{PSII} \times 0,5 \times 0,84 \times \text{PPFD}$ . Onde 0,5 foi usado como a fração de energia de excitação distribuída para PSII e 0,84 foi usado como a fração de luz incidente absorvida pelos cladódios.

Matéria orgânica do solo (MOS)

O solo de cada amostra foi revolvido, colocado em um recipiente de plástico e pesado 100g em uma balança analítica de precisão. Posteriormente foram adicionados 30 ml de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ), para destruição da matéria orgânica (*i.e.*, carbono e nitrogênio) (Verdade, 1954). Depois de observada a infiltração do  $H_2O_2$  em toda a amostra, deixou-se agir por 10 minutos para visualização do aumento da espuma gerada a partir da efervescência da mistura ao se remover a matéria orgânica. Em seguida, foi medida a altura da espuma com auxílio de um paquímetro (mm). Onde altura da espuma foi maior considerou-se que havia maior quantidade de matéria orgânica no solo.

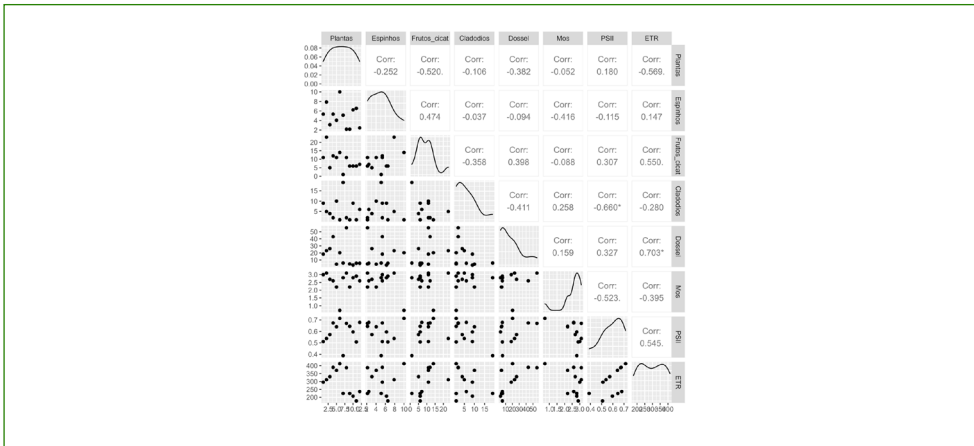
Análise dos dados

Os dados foram analisados através de correlograma e regressões lineares efetuadas em RSTUDIO v.4.0.5 (R CORE TEAM, 2021), os gráficos foram gerados através do pacote 'ggplot2' versão 3.3.6 (WICKHAM *et al.*, 2022) também em RSTUDIO v.4.0.5 (R CORE TEAM, 2021).

## RESULTADOS

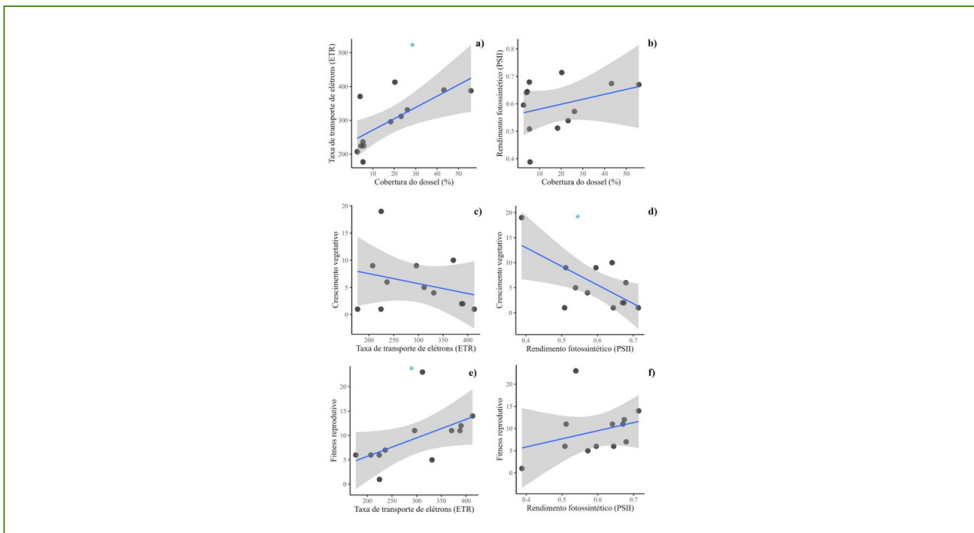
A proporção média de luz incidente absorvida pelo fotossistema II (PSII) nos indivíduos de *C. jamacaru* analisados foi de  $0.59 \pm 0.09$ . Isto representa um total de 68% da capacidade de absorção pelos fotossistemas. A taxa de transporte de elétrons (ETR) foi em média de  $297 \pm 81$ . O percentual de cobertura do dossel influenciou na capacidade fotossintética, onde quanto maior o percentual de cobertura maior também foi a ETR, mas não houve nenhuma correlação do percentual de cobertura do dossel com o PSII (Figura 3). A relação do percentual da cobertura do dossel com ETR foi de 49,48% ( $F = 9.794$ ,  $P = 0.0107$ ), com o PSII foi de 10,69% ( $F = 1.197$ ,  $P = 0.2996$ ) (Figura 4 ab). Houve correlação negativa do PSII com o crescimento vegetativo, onde quanto maior o PSII houve menos brotamento de novos cladódios nas ordens dos ramos analisados. A correlação negativa do crescimento vegetativo com o PSII foi de 43,61% ( $F = 7.734$ ,  $P = 0.01942$ ) (Figura 4 cd). O fitness reprodutivo tendeu a ser maior com o aumento da ETR ( $F = 4.345$ ,  $P = 0.06373$ ) (Figura 4 ef) com uma relação de 30,29%. Não houve correlação da quantidade de espinhos com a cobertura do dossel. Assim como não houve correlação entre a cobertura do dossel e a matéria orgânica solo. Desse modo, em parte os resultados encontrados não corroboraram com algumas expectativas.

**Figura 3.** Correlograma das medidas de fotossíntese (PSII e ETR); percentual de cobertura do dossel e matéria orgânica no solo com o crescimento vegetativo, fitness reprodutivo e quantidade de espinhos por aréola em indivíduos de *Cereus jamacaru* em área de floresta seca de caatinga



Fonte: autoria própria.

**Figura 4.** Análises de regressão linear do percentual de cobertura do dossel, medidas de fotossíntese (PSII e ETR), crescimento vegetativo e fitness reprodutivo em indivíduos de *Cereus jamacaru* em área de floresta seca de caatinga.



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

A eficiência da capacidade fotossintética de *C. jamacaru*, em especial a taxa de transporte de elétrons parece está fortemente relacionada com o percentual de cobertura do dossel das plantas. Demonstrando que a exposição total da espécie a luz não gera ganhos significativos nas medidas de fotossíntese. O

crescimento vegetativo através do surgimento de novos cladódios na ordem dos ramos analisadas, demonstrou não depender diretamente, ou não estar sendo favorecido no momento, pelo rendimento quântico fotossintético nem pela taxa de transporte de elétrons. Contrário ao que aconteceu com o fitness reprodutivo dos indivíduos que tendeu a ser maior à medida que aumentou a taxa de transporte de elétrons.

Esses resultados corroboram com alguns estudos realizados com outras espécies de cactáceas colunares e plantas suculentas que mostram diferentes níveis de favorecimento na fisiologia das plantas em locais sombreados (GALLARDO-VÁSQUEZ; BARRERA, 2007; DE OLIVEIRA *et al.*, 2021; PEÉREZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2015; PIMIENTA-BARRIOS *et al.*, 2007). Em tratamento experimental, plântulas suculentas apresentaram maior PSII quando relacionadas à presença de plantas enfermeiras, e mudas em espaços abertos apresentaram maior estresse fisiológico (PEÉREZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2015). A cactácea colunar *Stenocereus queretaroensis* diferiu nas respostas fisiológicas a partir dos microambientes criados pelos tratamentos de sombreamento. Em geral, indivíduos sombreados apresentaram melhor desempenho do que aqueles não sombreados (GALLARDO-VÁSQUEZ; BARRERA, 2007). Para a espécie *Hylocereus costaricensis* (pitaya) o sombreamento melhorou o crescimento inicial da planta e proporcionou alto desempenho fisiológico, aumentando a eficiência quântica máxima do fotossistema II e o acúmulo de clorofila total, resultando na ausência de fotoinibição e queimadura solar (M. M. T. OLIVEIRA *et al.*, 2021). Porém, nem todas as espécies de cactáceas em ambientes xéricos são favorecidas pela sombra. Em determinados casos o estresse fisiológico causado por efeitos combinados de sombra, déficit hídrico e crescimento de cladódios-filhos pode reduzir a capacidade fotossintética dos cladódios-mãe (PIMIENTA-BARRIOS *et al.*, 2007).

O crescimento vegetativo de ramos laterais em cactáceas pode ser maior quando a planta absorve mais CO<sup>2</sup> (WEISS *et al.*, 2010), condição que está relacionada à absorção diurna de energia. Porém, sabe-se que em algumas espécies esse efeito positivo está envolvido apenas nos seguimentos de ramos iniciais (*i.e.*, ramos de primeira ordem) (CUI; NOBEL, 1994). Como visto para a espécie *Opuntia ficus-indica*, onde o aumento da absorção de fótons fotossinteticamente ativos saturados e CO<sup>2</sup> elevado resultaram em maior crescimento de cladódios-filhos (*i.e.*, aqueles que saem do ramo principal chamados de primeira ordem), mas diminuiu o crescimento dos cladódios de ordem seguinte (CUI; NOBEL, 1994). Isso é particularmente relevante, pois, os indivíduos de *C. jamacaru* analisados no presente estudo já apresentavam até terceira e quarta ordem de segmentação de ramos laterais e não se sabe como se dá a partição de energia na planta para que haja o crescimento vegetativo dos ramos de ordens mais avançadas.

Para *Hylocereus undatus* o aumento de CO<sup>2</sup> não influenciou significativamente no número total de brotos, mas aumentou seu comprimento médio e reduziu a espessura dos ramos (WEISS *et al.*, 2010).

Por outro lado, o crescimento vegetativo dos indivíduos pode não coincidir com o reprodutivo (PIMIENTA-BARRIOS *et al.*, 2004). De modo que, enquanto a planta está investindo na reprodução sexuada através da alta produção de flores é comum que haja uma redução da produção de cladódios (BOWERS *et al.*, 1996). Isto por sua vez, explicaria melhor a correlação negativa entre o crescimento vegetativo de *C. jamacaru* com as medidas de fotossíntese analisadas, já que o crescimento reprodutivo aparentemente estava sendo priorizado nas plantas com maior rendimento da fotossíntese. Tendo em vista que, o aumento do fitness reprodutivo em cactáceas também é reportado quando relacionado a uma maior absorção de energia. Isso resulta em melhor qualidade da floração, maior produção de botões e flores (CHO *et al.*, 2020, 2019; WEISS *et al.*, 2010). Esse aumento foi visto para as espécies *Hylocereus undatus* e *Selenicereus megalanthus* que apresentaram o número de gemas reprodutivas significativamente maiores (175%, 233%) sob condições de CO<sup>2</sup> elevado em comparação com o CO<sup>2</sup> ambiente, e esse crescimento reprodutivo foi maior do que o vegetativo pra essas plantas (WEISS *et al.*, 2010).

Contudo, embora os cactos sejam plantas emblemáticas CAM e a disponibilidade de luz pode ser considerada um fator limitante para o desenvolvimento de cactos colunares em função da sua localização geográfica e ambiental (CODY, 1984). A absorção e o aproveitamento de energia pelas plantas CAM em seu ambiente natural devem ser observados caso a caso. Uma vez que condições como o tamanho do caule (NOBEL, 1980), idade das plantas (GALLARDO-VÁSQUEZ; BARRERA, 2007), temperatura e nível de sombreamento (RAVEH *et al.*, 1995) podem influenciar na interceptação, dissipação e aproveitamento de energia fotossinteticamente ativa nos indivíduos. Por outro lado, os resultados encontrados reforçam a ideia de que, mesmo que *C. jamacaru* seja uma espécie adaptada ao clima seco da Caatinga, aparentemente ela se desempenha melhor em locais sombreados. Desse modo, a característica natural de sazonalidade que compõe a caatinga, altera a densidade de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFD). Fazendo com que indivíduos de *C. jamacaru* cresçam entre a luz necessária e a luz excessiva algo que pode ser prejudicial. Isto por sua vez, se configura em preocupação do ponto de vista de mudanças climáticas e impactos antrópicos através da perda da vegetação nativa. Uma vez que em cenários futuros de mudanças climáticas esta é uma espécie que sofrerá reduções em suas áreas de habitats adequados (SILVA *et al.*, 2022). Partindo desse cenário, pode haver impacto negativo no desempenho fotossintético da espécie, com menor eficiência

quântica máxima do fotossistema II ( $F_v / F_m$ ), rendimento quântico efetivo do fotossistema II e taxa de transporte de elétrons (ETR) (ARAGÓN-GASTÉLUM *et al.*, 2014). Afetando o crescimento máximo e o potencial reprodutivo da espécie.

## CONCLUSÃO

Os resultados encontrados fortalecem a ideia de que cactáceas colunares são associadas à presença de plantas enfermeiras. Além disso, que plantas enfermeiras contribuem não só no estabelecimento de plântulas, mas também na interceptação de energia pela planta associada. Já que para *C. jamacaru*, o rendimento fotossintético do fotossistema II (PSII) e a taxa de transporte de elétrons (ETR), parecem ser beneficiados pela proteção contra a radiação solar direta e contra altas temperaturas quando ocorrem em locais com maior percentual de cobertura de dossel. Além disso, reforça a concepção de que o crescimento vegetativo e o reprodutivo em cactáceas ocorrem em momentos distintos.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, W. W.; DEMMING-ADAMS, B. Energy dissipation and the xanthophyll cycle in CAM plants. *In*: LANGE, O.L.; MOONEY, H. A. (Eds.). *Crassulacean Acid Metabolism: Biochemistry, Ecophysiology and Evolution*. Springer, Germany and Stanford, USA, 1989. p. 97.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO - CONDEPE/FIDEM. *Pernambuco em Mapas*. 2011. Disponível em: <http://www2.condepefidem.pe.gov.br/web/condepe-fidem/publicacoes>. Acessado em: Agosto de 2022.
- ARAGÓN-GASTÉLUM, J. L. *et al.* Induced climate change impairs photosynthetic performance in *Echinocactus platyacanthus*, an especially protected Mexican cactus species. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, [s. l.] v. 209, n. 9, p. 499–503. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.06.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253014000711>.
- ARRUDA, E.; MELO-DE-PINNA, G. F. Wide-band tracheids (WBTS) of photosynthetic and non-photosynthetic stems in species of Cactaceae. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, [s. l.], v. 137, p. 16–29. 2010. DOI: <https://doi.org/10.3159/09-RA-052.1>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/the-journal-of-the-torrey-botanical-society/volume-137/issue-1/09-RA-052.1/Wide-band-tracheids-WBTS-of-photosynthetic-and-non-photosynthetic-stems/10.3159/09-RA-052.1.short>.
- BAKER, N. R. Chlorophyll fluorescence: A probe of photosynthesis in vivo. *Annual Review of Plant Biology*, [s. l.], v. 59, p. 89–113. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092759>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092759>.
- BOWERS, J. E.; SURVEY, U. S. G., RD, W. A. More flowers or new cladodes? Environmental correlates and biological consequences of sexual reproduction in a Sonoran Desert Prickly Pear Cactus, *Opuntia engelmannii*. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, [s. l.], v. 123, p. 34–40. 1996. DOI: <https://doi.org/10.2307/2996304>. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/publication/70018810>.

- CARES, R. A. *et al.* Factors affecting cactus recruitment in semiarid Chile: A role for nurse effects? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, [s. l.], v. 208, n. 5-6, p. 330-335. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2013.04.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253013000595>.
- CHO, A. R. *et al.* CO<sub>2</sub> Enrichment with higher light level improves flowering quality of *Phalaenopsis* queen beer 'Mantefon.' *Scientia Horticulturae* (Amsterdam), [s. l.], v. 247, p. 356-361. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2018.12.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304423818309026>.
- CHO, A. R.; CHUNG, S. W.; KIM, Y. J. Flowering responses under elevated CO<sub>2</sub> and graded nutrient supply in *Phalaenopsis* Queen Beer 'Mantefon.' *Scientia Horticulturae* (Amsterdam), [s. l.], v. 273, p. 109602. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109602>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304423820304301#:~:text=Flowering%20of%20Phalaenopsis%20Queen%20Beer,elevated%20CO2%20than%20control>.
- CODY, M. L. Branching patterns in columnar cacti. In: KHAN, M. A.; WEBER, D. J. (Eds.). *Tasks for Vegetation Science*. Los Angeles, California, USA, 1984. pp. 201-233.
- CUI, M.; NOBEL, P. S. Gas exchange and growth responses to elevated CO<sub>2</sub> and light levels in the CAM species *Opuntia ficus-indica*. *Plant, Cell & Environment*, [s. l.], v. 17, n. 8, p. 935-944. 1994. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1994.tb00322.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-3040.1994.tb00322.x>.
- DELGADO-SÁNCHEZ, P. *et al.* Ecophysiological and anatomical mechanisms behind the nurse effect: Which are more important? A multivariate approach for cactus seedlings. *PLOS One*, [s. l.], v. 9, n. 4, p. e95405. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081513>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0081513>.
- FRANCO, A. C.; NOBEL, P. S. Effect of nurse plants on the micro-habitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 77, n. 3, p. 870-886. 1989. DOI: <https://doi.org/10.2307/2260991>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2260991?origin=crossref>.
- GALLARDO-VÁSQUEZ, J. C.; BARRERA, E. Environmental and ontogenetic influences on growth, photosynthesis, and survival for young pitayo (*Stenocereus queretaroensis*) seedlings. *Journal of the Professional Association for Cactus Development*, [s. l.], v. 9, p. 118-135. 2007. DOI: <https://doi.org/10.56890/jpacd.v9i.270>. Disponível em: <https://www.jpacd.org/jpacd/article/view/270>.
- GOMES, V. *et al.* Frugivory and seed dispersal by birds in *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, [s. l.], v. 74, n. 1, p. 32-40. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.15312>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/KBZQZ6YVSGHBVTCJYSQMNQT/?lang=en>.
- HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, O.; VILLARREAL, O. B. Crassulacean acid metabolism photosynthesis in columnar cactus seedlings during ontogeny: The effect of light on nocturnal acidity accumulation and chlorophyll fluorescence. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 94, n. 8, p. 1344-1351. 2007. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.94.8.1344>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.3732/ajb.94.8.1344>.
- IZADI, Y.; NABIPOUR, M.; RANJBAR, G. H. Growth, development, and flowering responses of *Salicornia* genotypes to photoperiod. *International Journal of Vegetable Science*, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 40-58. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/19315260.2020.1825149>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19315260.2020.1825149>.

- KÖPPEN, W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. *Fondo de Cultura Económica*, México. 479 p. 1948. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1660392>.
- LANDERO, J. P. C.; VALIENTE-BANUET, A. Species-specificity of nurse plants for the establishment, survivorship, and growth of a columnar cactus. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 97, n. 8, p. 1289–1295. 2010. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.1000088>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.3732/ajb.1000088>.
- LIMA-NASCIMENTO, A. M. *et al.* Ethnobotany of native cacti in the northeast region of Brazil: can traditional use influence availability? *Acta Botanica Brasilica*, v. 33, n. 3, p. 350–359. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abbo166>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/35hMPJHXRHZk7v6DgXLJPTX/>.
- LIMA-NASCIMENTO, A. M. *et al.* Traditional management of Cactaceae: *Cereus jamacaru* DC as the native cactus most managed by rural communities in areas of Caatinga in Brazil. *Ethnobotany Research and Applications*, [s. l.], v. 21, p. 1–12. 2021. Disponível em: <https://ethnobotanyjournal.org/index.php/era/article/view/2657>.
- LUCENA, C. M. *et al.* Conhecimento botânico tradicional sobre cactáceas no semiárido do Brasil. *Gaia Scientia*, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 77–90. 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/gaia/article/view/24207>.
- LÜTTGE, U. CO<sub>2</sub>-concentrating: Consequences in crassulacean acid metabolism. *Journal of Experimental Botany*, [s. l.], v. 53, n. 378, p. 2131–2142. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/erfo81>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jxb/article/53/378/2131/426549>.
- LÜTTGE, U. Ecophysiology of Crassulacean Acid Metabolism (CAM). *Annals of Botany*, [s. l.], v. 93, n. 6, p. 629–652. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcho87>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/93/6/629/255485?redirectedFrom=fulltext>.
- MACHADO, C. C. C. *et al.* Protected areas and their multiple territorialities - a social and environmental reflection on Catimbau National Park - Brazil. *Ambiente & Sociedade*, [s. l.], v. 20, p. 239–260. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150172RIV2012017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/SGCpSwt4wNL6nnKRkp7Hy4C/?lang=en>.
- MAXWELL, K.; JOHNSON, G. N. Chlorophyll fluorescence: a practical guide. *Journal of Experimental Botany*, [s. l.], v. 51, n. 345, p. 659–668. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.345.659>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jxb/article/51/345/659/652534>.
- MIRANDA-JÁCOME, A. *et al.* Sun/shade conditions affect recruitment and local adaptation of a columnar cactus in dry forests. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 111, n. 2, p. 293–303. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs255>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/111/2/293/254784?redirectedFrom=fulltext>.
- NOBEL, P. *Environmental biology of agaves and cacti*. Cambridge University Press, Nova York, EUA. 1988.
- NOBEL, P. S. Interception of photosynthetically active radiation by cacti of different morphology. *Oecologia*, [s. l.], v. 45, p. 160–166. 1980. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00346455>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00346455#citeas>.
- OLIVEIRA, C. S. *et al.* Vegetative and reproductive phenology in a tropical grassland–savanna–forest gradient. *Journal of Vegetation Science*, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 1–16. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12997>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12997>.

- OLIVEIRA, M. M. T. *et al.* Shade improves growth, photosynthetic performance, production and post-harvest quality in red pitahaya (*Hylocereus costaricensis*). *Scientia Horticulturae* (Amsterdam), [s. l.], v. 286, p. 110217. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.110217>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304423821003241>.
- PEÉREZ-SÁNCHEZ, R. M. *et al.* Growth and ecophysiology of succulent seedlings under the protection of nurse plants in the Southern Chihuahuan Desert. *Ecosphere*, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 1-21. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES14-00408.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/ES14-00408.1>.
- PIMIENTA-BARRIOS, E. *et al.* Effects of shade, drought and daughter cladodes on the CO<sub>2</sub> uptake by cladodes of *Opuntia ficus-indica*. *Annals of Applied Biology*, [s. l.], v. 151, n. 2, p. 137-144. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00160.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7348.2007.00160.x>.
- PIMIENTA-BARRIOS, E.; NOBEL, P. S. Ecophysiology of the pitayo de Queretaro (*Stenocereus queretaroensis*). *Journal of Arid Environment*, [s. l.], v. 59, n. 1, p. 1-17. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196304000114>.
- QUIRINO, Z. G. M. *Fenologia, síndromes de polinização e dispersão e recursos florais de uma comunidade de caatinga no cariri paraibano*. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.
- R CORE TEAM. A language and environment for statistical computing [*Computer software manual*]. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/fullrefman.pdf>.
- RAVEH, E.; GERSANI, M.; NOBEL, P. S. CO<sub>2</sub> uptake and fluorescence responses for a shade-tolerant cactus *Hylocereus undatus* under current and doubled CO<sub>2</sub> concentrations. *Plant Physiology*, [s. l.], v. 93, n.3, p. 505-511. 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1995.tb06850.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1399-3054.1995.tb06850.x>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- ROSA-MANZANO, E. D. L. A.; FLORES, J.; DELGADO-SÁNCHEZ, P. Effects of spine-shading on aspects of photosynthesis for three cactus species. *Botanical Sciences*, [s. l.], v. 94, n. 2, p. 301-310. 2016. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.458>. Disponível em: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2007-42982016000200301](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-42982016000200301).
- SANTOS, L. D. N. *et al.* Frugivory by birds in four species of Cactaceae in the Caatinga, a dry forest in Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, [s. l.], v. 109. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019034>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/GbkmRKKXcyCfz8pvgWGTHsH/>.
- SHI, D. *et al.* Radiation use efficiency and biomass production of maize under optimal growth conditions in Northeast China. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 836, p. 155574. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155574>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722026705>.
- SILVA, É. E. de M. e. *et al.* Fruiting phenology and consumption of zoochoric fruits by wild vertebrates in a seasonally dry tropical forest in the Brazilian Caatinga. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 105, p. 103553. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103553>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X2030045X>.
- SILVA, J. L. S. *et al.* Climate change will likely threaten areas of suitable habitats for the most relevant medicinal plants native to the Caatinga dry forest. *Ethnobiology and Conservation*, [s. l.], v. 11. 2022.

DOI: <https://doi.org/10.15451/ec2022-06-11.15-1-24>. Disponível em: <https://ethnobiococonservation.com/index.php/ebc/article/view/537>.

TAIZ, L. *et al.* *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*, 6. ed. Artmed, Porto Alegre, 2017.

VERDADE, F. da C. Ação da água oxigenada sobre a matéria orgânica do solo. *Bragantia*, [s. l.], v. 13. 1954. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87051954000100024>.

WEISS, I. *et al.* Effect of elevated CO<sub>2</sub> on vegetative and reproductive growth characteristics of the CAM plants *Hylocereus undatus* and *Selenicereus megalanthus*. *Scientia Horticulturae* (Amsterdam), [s. l.], v. 123, n. 4, p. 531–536. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2009.11.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304423809004865>.

WICKHAM, H. *et al.* *Package 'ggplot2'*. 2022. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>.

ZAPPI, D.; TAYLOR, N. Cactaceae in Flora do Brasil 2020. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. 2020. Disponível em: <https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/FB616542>.

## Assimetria flutuante e herbivoria foliar em áreas de Caatinga com diferentes níveis de perturbação antrópica

Ana Carolina Sabino-Oliveira<sup>1</sup>

### RESUMO

A Assimetria flutuante (AF) são pequenas variações aleatórias dos lados direito e esquerdo de organismos com simetria bilateral e tem sido utilizada para quantificar a instabilidade causada por perturbações do ambiente. Além disso, a AF pode ser usada por herbívoros como um previsor da qualidade da planta, uma vez que é esperado uma maior qualidade nutricional nas folhas assimétricas. Diante disto, esse estudo buscou responder duas questões: 1) Como ambientes submetidos à diferentes perturbações afetam a assimetria flutuante em folhas? e 2) Como a assimetria flutuante em folhas está associada à herbivoria foliar? O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau com a espécie *Croton heliotropiifolius* Kunth. Foram utilizados 10 plots para mensurar os níveis de perturbação antrópica através da densidade de lenhosas. A assimetria flutuante foi calculada a partir de fotografias padronizadas de 300 folhas. A herbivoria foi obtida pela mensuração da área total e área restante a partir de fotografias em 300 folhas. A densidade de plantas lenhosas, que foi usada como *proxy* de perturbação nesse estudo, não apresentou relação com a assimetria na espécie. A quantidade de tecido foliar de *C. heliotropiifolius* consumida por herbívoros

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

ocorreu independente do nível de assimetria. Portanto, apesar da assimetria ser apontada como um biomarcador sensível ao estresse do ambiente, esse padrão não foi visto com *C. heliotropiifolius*. Isso sugere tolerância da planta a tal estresse por ser uma espécie pioneira de sucessão inicial. A herbivoria ocorreu independentemente da variação de simetria nas folhas, e é possível que a baixa assimetria não tenha sido critério de escolha dos herbívoros, ou que folhas assimétricas dessa espécie não sejam mais nutritivas.

#### PALAVRAS-CHAVE

Assimetria foliar; bioindicador ambiental; estresse ambiental; herbívoros.

#### INTRODUÇÃO

Os organismos podem sofrer diversas perturbações ao longo do seu desenvolvimento ontogênico, como o crescimento em ambientes estressantes, e a energia destinada ao desenvolvimento de estruturas morfológicas pode ser reduzida quando se atinge a tolerância máxima, alterando tamanho corporal e simetria (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Um dos tipos de alterações morfológicas em espécies vegetais é a assimetria, que pode ser mensurada através da assimetria flutuante (AF). A AF são pequenas variações aleatórias dos lados direito e esquerdo de organismos com simetria bilateral (GRAHAM *et al.*, 2010) e tem sido utilizada como uma das formas de se quantificar a instabilidade e plasticidade no desenvolvimento de plantas causadas por perturbações do ambiente, no qual quanto maiores os níveis de AF, maior o estresse sofrido pela planta (CORNELISSEM; STYLLING, 2005).

A AF vem sendo cada vez mais utilizada como indicador de perturbações antropogênicas. Evidências apontam que a simetria em plantas é uma característica sensível ao estresse ambiental (FREEMAN *et al.*, 2005; MOURA *et al.*, 2017), inclusive, outros autores mostram inconsistência com espécies que não responderam à esta variável (VALKAMA; KOZLOV, 2001; WIGGINS, 1997). Logo, estes padrões evidenciam que os organismos são expostos a muitos fatores ambientais, e a depender das condições investigadas e da espécie, o efeito da AF como indicador de instabilidade ambiental pode ser reduzido.

Além de ser um indicador de instabilidade da planta em ambientes submetidos à perturbação, a assimetria flutuante foliar pode ser usada por herbívoros como um indicador da qualidade da planta (CORNELISSEM; STILING, 2005). Uma vez que é esperado uma maior qualidade nutricional nas folhas assimétricas (LEMPA *et al.*, 2000), a herbivoria foliar deveria ser maior, o que é suportado pela

hipótese do estresse, que afirma que plantas submetidas à condições estressantes serão mais consumidas (WHITE, 1984). Apesar de herbívoros também serem considerados como estressores que podem afetar a assimetria, correlações entre AF foliar e herbivoria são improváveis de serem causais (LEMPA *et al.*, 2000).

A AF vem sendo estudada em ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica (MOURA *et al.*, 2017; OLIVEIRA, 2020). No entanto, apesar de alguns estudos mostrarem espécies que apresentam AF associadas às perturbações em ambientes semiáridos (LIMA, 2016; COSTA *et al.*, 2022), esses padrões ainda não estão claros, sobretudo para espécies pioneiras em áreas de Caatinga e relevantes nos processos de regeneração natural. Além disso, os níveis de perturbação crônica na Caatinga têm crescido de forma exponencial nas últimas décadas (RIBEIRO *et al.*, 2015) e a AF vem sendo utilizada como um dos métodos mais aconselháveis para avaliar instabilidades no desenvolvimento vegetal (CUEVAS-REYES *et al.*, 2013; SHADRINA *et al.*, 2020).

Diante desse contexto, este estudo foi norteado por duas questões: 1) Como ambientes submetidos à diferentes perturbações afetam a assimetria flutuante em folhas? e 2) Como a assimetria flutuante em folhas está associada à herbivoria foliar? Hipotetizamos que: 1) Ambientes submetidos à maiores perturbações irão apresentar maior assimetria flutuante em folhas devido as consequências no desenvolvimento geradas pelo estresse ambiental, de modo que quanto menor a densidade de plantas lenhosas maior será a assimetria; e 2) Folhas com maior assimetria flutuante serão mais consumidas por herbívoros foliares devido à diferenças na qualidade nutricional. Portanto, estas hipóteses foram testadas com a espécie *Croton heliotropiifolius* Kunth. por se tratar de uma espécie amplamente distribuída no gradiente de perturbação antrópica e pela sua importância na regeneração natural em áreas de caatinga.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, uma área de floresta seca de Caatinga, com área de 62.300 há no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (8° 24' 00" W e 8° 36' 35" S). O clima é tropical semiárido, possui temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual variando de 486 mm a 975 mm (VIEIRA *et al.*, 2022). A vegetação de Caatinga vem sofrendo há décadas com distúrbios antropogênicos (RIBEIRO *et al.*, 2015). A maioria dos moradores permaneceram no Parque após sua criação em 2002. Essas pessoas possuem grande dependência dos recursos florestais para subsistência, como extração de madeira, mas também praticam atividades de caça e pecuária (caprinos e

gado). Isso faz com que a região do Parque seja um ambiente marcado pela perturbação antrópica (LEAL *et al.*, 2005; RITO *et al.*, 2017).

#### Espécie modelo

Para avaliar aspectos relacionados à assimetria flutuante e herbivoria foliar utilizei a espécie *Croton heliotropiifolius* (Figura 1A). Esta espécie possui indumento denso em ambas as faces foliares, epiderme simples com paredes periclinais externas espessas e cutícula delgada na face adaxial, folhas anfiestomática, com predominância dos estômatos na face abaxial (BARROS; SOARES, 2013). A *C. heliotropiifolius* possui um papel importante dentro do ecossistema terrestre e atua como colonizadora de áreas perturbadas, além disso, apresenta ampla distribuição nas áreas de estudo.

#### Coleta de dados

##### *Gradiente de perturbação antrópica*

Para obter os níveis de perturbação antrópica foram escolhidos 10 plots de 5m x 5m com distância mínima de 300 metros entre si. Como *proxy* de perturbação antrópica foi utilizada a densidade de lenhosas com a contagem do número de plantas em cada plot, uma vez assumido que quanto menor esta densidade, maior seriam os níveis de perturbação da área.

##### *Assimetria flutuante foliar*

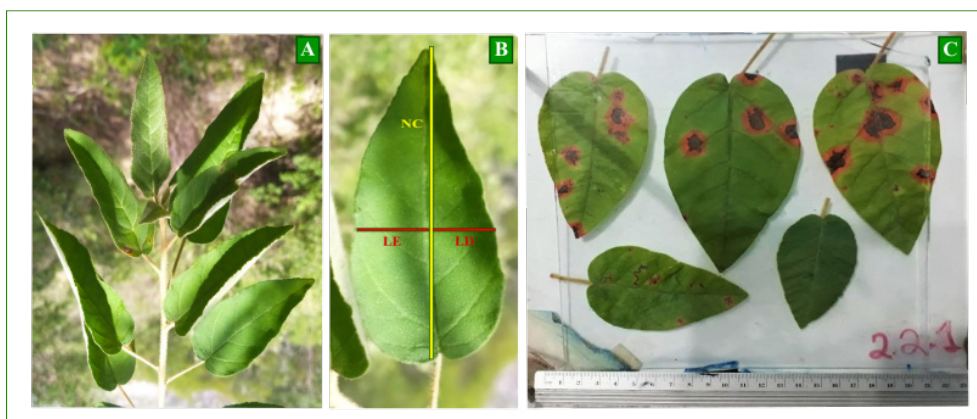
Para obter o índice de assimetria flutuante foliar foram utilizadas 10 folhas por indivíduo de 30 indivíduos (n=300 folhas). Em cada gradiente de perturbação foram escolhidos três indivíduos e a coleta foi realizada no terceiro nó de diferentes ramos como forma de padronizar a escolha. Todas as folhas foram fotografadas com distâncias iguais e foi medido o comprimento da nervura central do pecíolo até o ápice. No ponto médio do comprimento da nervura central e a um ângulo de 90°, foram medidos os valores da largura foliar à direita (D) e à esquerda (E) utilizando o *software ImageJ* 5.0. A partir desses valores, foi calculado o índice de assimetria flutuante pela razão entre o valor absoluto das diferenças das larguras e a largura total ( $|D-E|/D+E$ ) (PALMER; STROBECK, 1986).

##### *Herbivoria foliar*

Para mensurar a área foliar consumida por herbívoros, foram utilizadas as mesmas folhas da assimetria flutuante, totalizando 10 folhas de três indivíduos em

cada um dos 10 gradientes de perturbação antrópica (n=300 folhas). Posteriormente, foram medidas a área total e área restante de todas as folhas a partir de fotografias com distâncias padronizadas, e estas duas medidas foram subtraídas para obter a área consumida por herbívoros. Todas as medições foram feitas com o *software* Image J 5.0.

**Figura 1.** Folhas de *Croton heliotropiifolius* Kunth. A) Ramos com folhas; B) Folha com as indicações das medidas feitas para mensuração da assimetria flutuante: NC = nervura central, LE = lado esquerdo, LD = lado direito; C) Folhas fotografadas para mensuração da herbivoria foliar



Fonte: autoria própria.

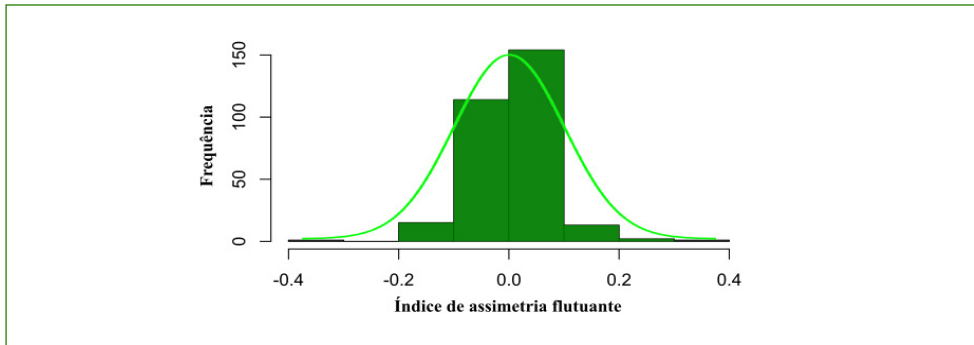
#### Análises de dados

Para avaliar o efeito dos diferentes níveis de perturbação antrópica na assimetria flutuante foliar foi utilizada uma regressão linear simples, no qual a variável preditora foi a densidade de plantas lenhosas e a variável resposta foi o índice de assimetria flutuante. Para avaliar a correlação entre assimetria flutuante e herbivoria foliar foi utilizada uma correlação de Pearson, no qual a variável preditora foi o índice de assimetria e a variável resposta foi a área foliar consumida por herbívoros. Todos os pressupostos foram analisados e as análises foram feitas com o *software* R (R CORE TEAM, 2022).

#### RESULTADOS

Das 300 folhas mensuradas de *C. heliotropiifolius*, apenas 24 foram perfeitamente simétricas ( $LD - LE = 0$ ). O grau de ajuste dos valores com a curva esperada para a distribuição normal foi atendido, indicando que valores positivos e negativos de assimetria se anulam e não se desviam significativamente de zero, ou seja, *C. heliotropiifolius* possui assimetria flutuante verdadeira (Figura 2).

**Figura 2.** Distribuição da assimetria flutuante em *C. heliotropiifolius*, demonstrando o ajuste dos valores observados à curva esperada para a normalidade



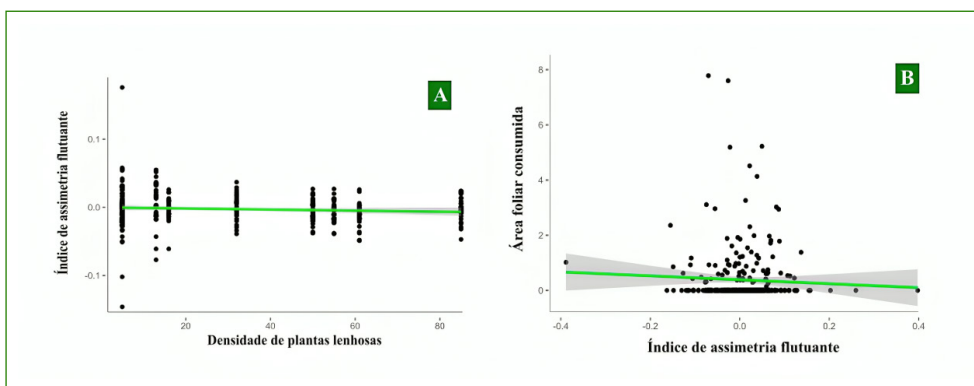
Fonte: autoria própria.

A densidade de plantas lenhosas variou entre 5 e 85 indivíduos em cada área do gradiente de perturbação antrópica. Os índices de assimetria flutuante foliar encontrados variaram entre -0,39 e 0,40. Apesar de, a área com o maior indicador de perturbação antrópica (menos plantas lenhosas) ser a mesma que apresentou maior variação no índice de assimetria flutuante, não encontramos esse efeito ao longo do gradiente.

Logo, a densidade de plantas lenhosas não influenciou esta assimetria em folhas de *C. heliotropiifolius* ( $r^2 = 0,0043$ ,  $F = 2,305$ ,  $p > 0,05$ ) (Figura 3-A).

A área consumida por herbívoros variou entre 0 e 7,785 cm<sup>2</sup>. No entanto, a assimetria flutuante em folhas de *C. heliotropiifolius* não teve correlação com a herbivoria, ou seja, com a área foliar consumida ( $r^2 = 0,0004$ ,  $F = 0,126$ ,  $p > 0,05$ ) (Figura 3-B).

**Figura 3.** Relações entre: A) Assimetria flutuante foliar em *C. heliotropiifolius* e o número de plantas lenhosas; e B) Grau de herbivoria em folhas com diferentes índices de assimetria flutuante de *C. heliotropiifolius* em uma área de caatinga



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Embora a densidade de plantas lenhosas seja um bom indicador de instabilidade em ambientes de caatinga pelas altas taxas de extração de madeira, os níveis de perturbação antrópica através da densidade de lenhosas não foi suficiente para provocar alterações na simetria das folhas de *C. heliotropiifolius*, ao contrário do esperado de que a assimetria flutuante (AF) aumentaria sob condições estressantes. Este padrão sugere que a espécie é capaz de compensar a perturbação imposta pelo ambiente. Além disso, mesmo a espécie apresentando assimetria flutuante foliar, esta característica não influenciou na preferência de herbívoros.

Apesar da assimetria flutuante ser apontada na literatura como um biomarcador sensível ao estresse ambiental, como é mostrado pela metanálise realizada por (BEASLEY *et al.*, 2013), algumas espécies podem não responder à esta variável e a AF não ser um bom medidor ao estresse (ISHINO *et al.*, 2012; SANDNER; MATTHIES., 2017; MOURA *et al.*, 2017), uma vez que algumas espécies podem apresentar diferentes estratégias de plasticidade e resistência (COSTA *et al.*, 2022) e o efeito da instabilidade ambiental sob as plantas pode depender da duração do estresse, população do estudo e traços medidos (SANDNER; MATTHIES, 2017). No entanto, nos casos em que a assimetria em folhas não apresenta associação com a perturbação do ambiente, a AF pode se tornar uma boa característica diagnóstica da tolerância à ambientes perturbados, como encontrado por VELICKOVIC; PERISIC (2006), que encontraram plantas mais simétricas em ambientes poluídos, indicando a tolerância desse caractere as condições do ambiente. Além disso, condições estressantes podem levar a uma rápida mudança evolutiva com a aclimação do organismo, causando intensa seleção natural (PARSONS, 1993).

Espécies pioneiras podem apresentar características que as tornam mais tolerantes às condições de estresse fisiológico (LUTTGE, 2008), e espécies do gênero *Croton* geralmente são colonizadoras nos estágios iniciais de sucessão em áreas de Caatinga (FABRICANTE, 2012; BARROS; SOARES, 2013; ALVES *et al.*, 2014). Portanto, *C. heliotropiifolius* pode ser capaz de suportar determinados níveis de estresse sem alterações expressivas na sua simetria, e os efeitos do estresse causado em ambientes perturbados podem ser amenizados através do seu potencial de plasticidade fenotípica sob as condições impostas no ambiente (CHAGAS *et al.*, 2011), tornando a planta mais tolerante e estável ao longo de seu desenvolvimento.

Apesar de esperarmos que plantas de *C. heliotropiifolius* com maiores níveis de assimetria foliar apresentem maiores níveis de herbivoria devido à maior qualidade nutricional das folhas assimétricas (LEMPA *et al.*, 2000), esta relação não foi encontrada nesta espécie, e esse padrão pode estar associado à baixa assimetria encontrada na espécie. Portanto, é possível que a pouca flutuação

entre os lados foliares não tenha sido um critério de escolha dos herbívoros e que eles não usariam a AF como um guia na busca por alimento, ou que folhas assimétricas dessa espécie não sejam mais nutritivas.

## CONCLUSÃO

Esse estudo buscou compreender a assimetria flutuante sob diferentes perspectivas, tanto como uma resposta à perturbação antrópica, quanto como variável associada à herbivoria. Apesar da assimetria ser apontada como um biomarcador sensível ao estresse do ambiente, esse padrão não observado para *C. heliotropiifolius*, e a herbivoria ocorreu independentemente da variação de simetria nas folhas. Portanto, estudos futuros que busquem investigar a assimetria com espécies pioneiras e de sucessão inicial devem buscar a associação de outras variáveis associadas à níveis de estresse no ambiente, para que, caso a simetria da planta seja sensível às mudanças no ambiente, a mesma ser identificada. Além disso, testes a priori para investigar qual tipo de assimetria está presente na espécie mostra-se de grande relevância, uma vez que não há indícios para o efeito de perturbação no ambiente em alguns tipos de desvio de simetria, como por exemplo a assimetria direcional.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga por todo suporte de infraestrutura e logístico, assim como ao PPGBV - UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, G. S. *et al.* Contribuição do *Croton blanchetianus* Baill na produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em área do Seridó da Paraíba. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 50-57. 2014. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v9i3.2819>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/2819>.
- BARROS, I. O.; SOARES, A. A. Adaptações anatômicas em folhas de marmeleiro e velame da caatinga brasileira. *Revista Ciência Agronômica*, [s. l.], v. 44, n. 1, p. 192-198. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000100024>. Disponível em: <https://www.scielo.br/rca/a/5mYPH6svY3jH4F8mhPCjYvj/>.
- BEASLEY, D. A. E.; BONISOLI-ALQUATI, A.; MOUSSEAU, T. A. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 30, p. 218-226. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X13000988>.

CORNELISSEN, T.; STILING, P. Perfect is best: low leaf fluctuating asymmetry reduces herbivory by leaf miners. *Oecologia*, [s. l.], v. 142, p. 46–56. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1724-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-004-1724-y>.

COSTA, A. C. B. *et al.* Bioindicação vegetal em espaços públicos urbanos: análise da assimetria flutuante em folhas de *Schinus terebinthifolia* Raddi (Anacardiaceae) Plant bioindication in urban public spaces : analysis of floating asymmetry in leaves of *Schinus*. *Research, Society and Development*, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 1–10, 2022 DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i7.30192>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/30192>.

CUEVAS-REYES, P. *et al.* Patterns of herbivory and fluctuating asymmetry in *Solanum lycocarpum* St. Hill (Solanaceae) along an urban gradient in Brazil. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 24, p. 557–561. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X12003020>.

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A.; TERCEIRO, R. G. D. Divergências na composição e na estrutura do componente arbustivo-arbóreo entre duas áreas de caatinga na região do Submédio São Francisco (Petrolina, PE/Juazeiro, BA). *Biotemas*, [s. l.], v. 25, n. 3. 2012. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p97>. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2012v25n3p97>.

FREEMAN, D. C. *et al.* Leaf fluctuating asymmetry, soil disturbance and plant stress: a multiple year comparison using two herbs, *Ipomoea pandurata* and *Cnidocolus stimulosus*. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 85–95. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.05.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X04000536>.

GRAHAM, J. H. *et al.* Fluctuating asymmetry: Methods, theory, and applications. *Symmetry*, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 466–540, 2010. DOI: <https://doi.org/10.3390/sym2020466>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-8994/2/2/466>.

ISHINO, M. N.; SIBIO, P. R.; ROSSI, M. N. Edge effect and phenology in *Erythroxylum tortuosum* (Erythroxylaceae), a typical plant of the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, [s. l.], v. 72, n. 3, p. 587–594, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000300023>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/9fdwNYCRZmbppTmc6zKqhwm/?lang=en>.

LEAL, I. R. *et al.* Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 19, p. 701–706. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.

LEMPA, K. *et al.* Covariation of fluctuating asymmetry, herbivory and chemistry during birch leaf expansion. *Oecologia*, [s. l.], v. 122, p. 354–360. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050041>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050041>.

LIMA, C. B. S. *et al.* Morphometric differences and fluctuating asymmetry in *Melipona subnitida* Ducke 1910 (Hymenoptera: Apidae) in different types of housing. *Brazilian Journal of Biology*, [s. l.], v. 76, n. 4, p. 845–850. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01015>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/WBSXXW57KSZCW7W7H5RVH3d/?lang=en>.

MOURA, R. F.; ALVES-SILVA, E.; DEL-CLARO, K. Patterns of growth, development and herbivory of *Paliourea rigida* are affected more by sun/shade conditions than by Cerrado phytophysiognomy. *Acta Botanica Brasílica*, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 286–294, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abbo446>. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-33062017000200286&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062017000200286&lng=en&tlng=en).

- OLIVEIRA, T. C. T.; MONTEIRO, A. B.; FARIA, L. D. B. Can multitrophic interactions shape morphometry, allometry, and fluctuating asymmetry of seed-feeding insects?. [s. l.], v. 15, n. 11, p. e0241913. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0241913>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0241913>.
- PALMER, A. R.; STROBECK, C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics*, [s. l.], v. 17, p. 391–421. 1986. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.002135>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.es.17.110186.002135>.
- PARSONS, P. A. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity*, [s. l.], v. 68, p. 361–364. 1992. DOI: <https://doi.org/10.1038/hdy.1992.51>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/hdy199251>.
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- SANDNER, T. M.; MATTHIES, D. Fluctuating asymmetry of leaves is a poor indicator of environmental stress and genetic stress by inbreeding in *Silene vulgaris*. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 79, p. 247–253. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X17302066>.
- SHADRINA, E. *et al.* Fluctuating asymmetry in morphological characteristics of *Betula pendula* Roth leaf under conditions of urban ecosystems: evaluation of the multi-factor negative impact. *Symmetry*, [s. l.], v. 12, n. 8, p. 1317. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/sym12081317>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-8994/12/8/1317>.
- VALKAMA, J.; KOZLOV, M. V. Impact of climatic factors on the developmental stability of mountain birch growing in a contaminated area. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 38, n. 33, p. 665–673. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00628.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2664.2001.00628.x>.
- VELICKOVIC, M.; PERISIC, S. Leaf fluctuating asymmetry of common plantain as an indicator of habitat quality. *Plant biosystems - an international journal dealing with all aspects of plant biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*. [s. l.], v. 140, p. 37–41, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263500600756322>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11263500600756322>.
- WHITE, T. C. R. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia*, [s. l.], v. 63, p. 90–105, 1984. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00379790>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00379790#citeas>.
- WIGGINS, D. A. Fluctuating asymmetry in *Colophospermum mopane* leaves and oviposition preference in an african silk moth *Imbrasia belina*. *Oikos*, [s. l.], v. 79, n. 3, p. 484–488. 1997. DOI: <https://doi.org/10.2307/3546891>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3546891>.

## Riqueza de formigas (Formicidae) não responde a um gradiente de perturbação antrópica crônica em área de Caatinga

Andressa Fraga Cotta<sup>1</sup>

### RESUMO

A perda de hábitat é globalmente reconhecida como uma das maiores causas de declínio na biodiversidade, mas a porção de habitats remanescentes pode experimentar perturbações antrópicas crônicas (CADs). Os efeitos dos CADs sobre a biota nativa variam desde negativos, positivos ou neutros, e formigas são consideradas um grupo com uma alta capacidade preditiva em relação a respostas de espécies a distúrbios. Uma vez que o grau em que perturbações antrópicas afetam uma comunidade biológica pode depender da sua proximidade com os diferentes vetores de perturbação, o presente estudo teve como objetivo estabelecer um gradiente de perturbação antrópica em área de Caatinga a fim de avaliar a variação na riqueza de espécies de formigas. Para isso, a densidade de lenhosas e o índice NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) foram utilizados como descritores de perturbação antrópica crônica. Foram amostradas 10 parcelas de 5x5m com distância mínima de 300 metros ao longo de 6km. A região apresenta o mesmo tempo de regeneração e está sob pressão antrópica crônica dos moradores locais. Os resultados indicam que a riqueza de formigas não respondeu a nenhum dos descritores de perturbação, sugerindo que áreas

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

mais preservadas e mais afastadas dos assentamentos humanos não expressaram diferença significativa na riqueza de formigas. Tal achado pode ser explicado pela ideia de que os efeitos das perturbações crônicas sobre a comunidade de formigas podem ser indiretos, como por exemplo, através de modificações sobre interações interespecíficas que não necessariamente implicam em uma mudança na riqueza taxonômica absoluta. Nesse sentido, os efeitos dos CADs podem ser mais visíveis nas alterações em composição funcional de formigas, favorecendo espécies que prosperam em ambientes perturbados em detrimento de espécies de vida longa e de hábito florestal. Portanto, torna-se necessário avaliar de que maneira a riqueza de formigas em termos funcionais pode variar ao longo do gradiente de perturbação estabelecido.

#### PALAVRAS-CHAVE

Regimes de distúrbio; floresta seca; riqueza de formigas; NDVI.

#### INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas vêm causando uma severa redução da cobertura vegetal a nível global e são reconhecidas como uma das maiores causas de perda de biodiversidade (HADDAD *et al.*, 2015). As manchas de habitats remanescentes podem experimentar perturbações antrópicas crônicas (CAD), um tipo particular distúrbio (*i.e.*, eventos que levam a perda total ou parcial de biomassa de organismos; GRIME, 1977) que leva a uma alteração sutil e contínua na estrutura e composição de comunidades (ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020). Essas perturbações crônicas não implicam em uma perda adicional de habitat nas áreas remanescentes, mas na remoção frequente de pequenas porções de biomassa florestal através da exploração de recursos madeireiros e não-madeireiros, introdução de espécies invasoras e criação extensiva de animais domésticos (MARTORELL; PETERS, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2017). Nesse sentido, florestas tropicais sazonalmente secas como a Caatinga são consideradas altamente ameaçadas dentre os ecossistemas tropicais (MILES *et al.*, 2006), e estão associadas a uma alta densidade populacional aliada a uma forte dependência da população dos recursos naturais para subsistência (SINGH, RAWAT, ; GARKOTI, 1997). Por consequência, observa-se a formação de mosaicos de paisagens com múltiplos usos do solo e diferentes gradientes de perturbação antrópica crônica (MARTORELL; PETERS, 2005; RIBEIRO, ARROYO-RODRÍGUEZ, SANTOS, TABARELLI ; LEAL, 2015).

O grau em que perturbações antrópicas crônicas afetam uma comunidade biológica vai depender da sua proximidade com os diferentes vetores de perturbação, onde regiões mais próximas desses vetores são mais impactadas (TABUTI, DHILLION; LYE, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2015; TAVARES, *et al.*, 2016; ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020;). Sob esse contexto, efeitos negativos das perturbações antrópicas crônicas já foram observados na biota nativa da Caatinga, como mudanças na composição de espécies vegetais, a partir do favorecimento de espécies ruderais em detrimento de espécies florestais (SAGAR *et al.*, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2015) e reduções na riqueza taxonômica e funcional de espécies de plantas e formigas (SAGAR *et al.*, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2015, 2016; RITO *et al.*, 2017). Uma vez que são considerados animais altamente sensíveis a mudanças ambientais (ANDERSEN *et al.*, 2004; LEAL *et al.*, 2010; RIBEIRO-NETO *et al.*, 2016), as formigas (Formicidae) são um grupo com uma alta capacidade preditiva em relação a respostas de espécies a distúrbios (ANDERSEN *et al.*, 2004; LEAL *et al.*, 2010; RIBEIRO-NETO *et al.*, 2016). Isso porque a riqueza de espécies de formigas em uma escala local está positivamente associada a estrutura e complexidade do hábitat, devido a maior diversidade de recursos e de micro-hábitats em regiões mais complexas em termos de estrutura da vegetação (RIBAS *et al.*, 2003; MARQUES ; DEL-CLARO, 2006; RIBAS ; SCHOEREDER, 2007; PACHECO ; VASCONCELOS, 2012; FAGUNDES *et al.*, 2015). Assim, as formigas são sensíveis a uma série de distúrbios típicos de cenários de CADs, como a retirada de madeira e alteração da composição vegetal (VASCONCELOS *et al.*, 2000).

Além disso, são animais que ocupam uma ampla variedade de guildas tróficas, como predadores, formigas-cortadeiras, decompositores, coletores de pólen e de sementes (FOWLER *et al.*, 1991, SILVA ; BRANDÃO, 1999, 2010, BRANDÃO *et al.*, 2012) e exibem uma alta diversidade nos padrões de comportamento que permite o forrageamento em múltiplos tipos de hábitats, desde áreas preservadas até regiões altamente antropizadas (FOWLER *et al.*, 1991, OLIVEIRA ; PIE 1998, WARD, 2006). Por mediar uma série de processos ecológicos e, por extensão, importantes funções ecossistêmicas como polinização, dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes (WHEELER, 1910; HOOLDOBLER; WILSON, 1990), compreender respostas a perturbações em formigas permite prever os efeitos desses distúrbios sobre as funções ecossistêmicas exercidas por elas.

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar a riqueza de espécies de formigas ao longo de um gradiente de perturbação antrópica crônica em área de Caatinga. Para isso, utilizamos a densidade de lenhosas e o índice NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) como descritores de perturbação antrópica crônica. Espera-se que em áreas mais preservadas e mais

afastadas dos assentamentos humanos, a riqueza de formigas seja maior, devido à complexidade do hábitat conferir uma maior disponibilidade de recursos.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), que engloba uma área de aproximadamente 670 km<sup>2</sup> coberta por floresta seca de Caatinga (RITO *et al.*, 2017). No contexto geomorfológico, o PARNA do Catimbau está inserido na bacia sedimentar do Jatobá em unidade de depressão sertaneja (Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco – Condepe/Fidem, 2011). Essa região possui clima semiárido, quente e seco (KÖPPEN, 1948), com temperatura média anual de 25° C, grande amplitude térmica e variação de precipitação (de 1.100 mm a 480 mm) na escala da paisagem (RITO *et al.*, 2017). O PARNA do Catimbau foi criado em 2002, porém ainda abriga assentamentos humanos que exploram recursos naturais para sua subsistência como coleta de lenha e madeira, exploração de produtos florestais não madeireiros, criação de caprinos e agricultura (RITO *et al.*, 2017).

### Desenho amostral

Para acessar a variação em riqueza em um gradiente de perturbação antrópica crônica, foram amostradas 10 parcelas de 5x5m com distância mínima de 300 metros entre elas. A região apresenta o mesmo tempo de regeneração e está sob pressão antrópica crônica dos moradores locais. Portanto, para avaliar o grau de perturbação em cada área amostrada utilizamos a densidade de lenhosas (*i.e.*, quantidade de plantas lenhosas por parcela) como fator descritor de complexidade de hábitat e, por consequência, nível de perturbação da área. O gradiente foi estabelecido em um total de 6 km de área de Caatinga.

### Índice NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)

O índice NDVI foi utilizado para acessar o estado da vegetação ao longo do gradiente de perturbação antrópica estabelecido pela densidade de lenhosas. O cálculo do NDVI é feito a partir da diferença entre as reflectâncias das bandas 4 (infravermelho próximo) e 3 (visível – vermelho) dividido pela soma das reflectâncias dessas duas bandas. Quanto maior o contraste das reflectâncias, maior o vigor da vegetação na área amostrada. A análise foi realizada no Quantum GIS

versão 1.8.0. a partir das coordenadas geográficas do gradiente de perturbação. O resultado varia de -1 a 1, de modo que quanto mais próximo de 1, maior índice da presença de vegetação, e quanto mais próximo de -1, maior o índice de solos descobertos e rochas.

#### Coleta e triagem dos dados

A fim de acessar a variação na riqueza de formigas foram instaladas 5 armadilhas de queda (*pitfall*) em cada uma das parcelas ao longo do gradiente de perturbação, deixadas por 48 horas. O esforço amostral foi de 50 armadilhas e a triagem do material coletado foi realizada no laboratório, onde identificamos os indivíduos a nível de espécie.

#### Análises estatísticas

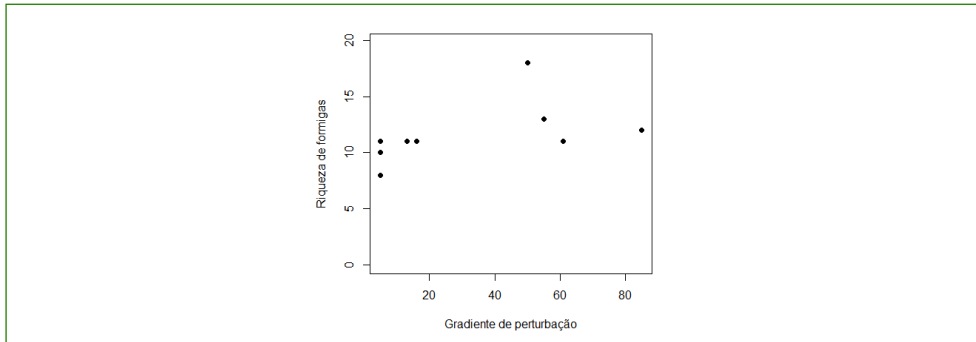
Para investigar as correlações entre os dados mensurados foi utilizado o coeficiente de Pearson entre as seguintes variáveis: (i) riqueza de formigas e o gradiente de perturbação; (ii) riqueza de formigas e o índice NDVI; (iii) gradiente de perturbação e o índice NDVI. Em seguida, regressões lineares simples foram conduzidas entre a riqueza de espécies e cada uma das variáveis preditoras (gradiente de perturbação e o índice NDVI) separadamente. Para acessar o efeito das duas variáveis preditoras sobre a variável resposta (riqueza de formigas) conjuntamente, uma regressão linear múltipla foi realizada. Todas as análises foram feitas no software Rstudio.

### RESULTADOS

Os resultados indicam que a riqueza de formigas não apresentou variação significativa ao longo do gradiente de perturbação (Fig. 1,  $p=0.17$ ;  $R^2= 0.24$ ), assim como não foi possível observar uma diferença significativa na riqueza de formigas a partir do índice NDVI (Fig. 2,  $p=0.14$ ;  $R^2= 0.27$ ). A regressão linear múltipla também não mostrou uma relação significativa entre as variáveis (Fig. 3,  $p=0.35$ ;  $R^2= 0.29$ ).

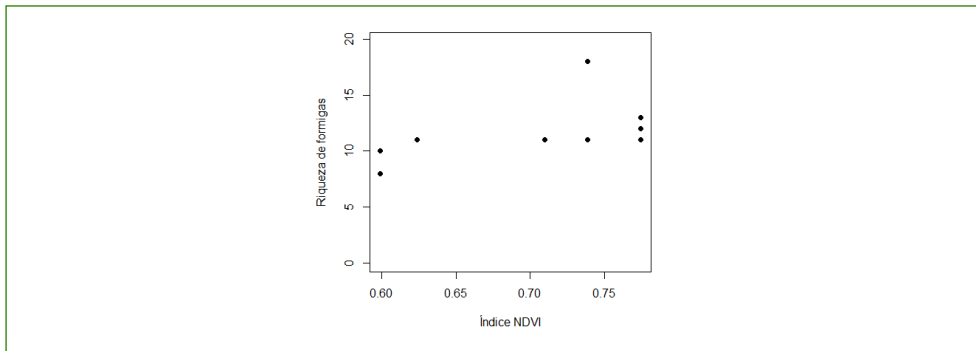
Para as correlações de Pearson (Tabela 1), a única relação significativa obtida foi entre o gradiente de perturbação e o índice NDVI (0.831). A forte correlação sugere que o gradiente de perturbação estabelecido está de acordo com a variação na estrutura da vegetação indicada pelo índice NDVI.

**Figura 1.** Regressão linear simples entre a riqueza de formigas e o gradiente de perturbação acessado através da densidade de lenhosas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. ( $p=0.17$ ;  $R^2= 0.24$ )



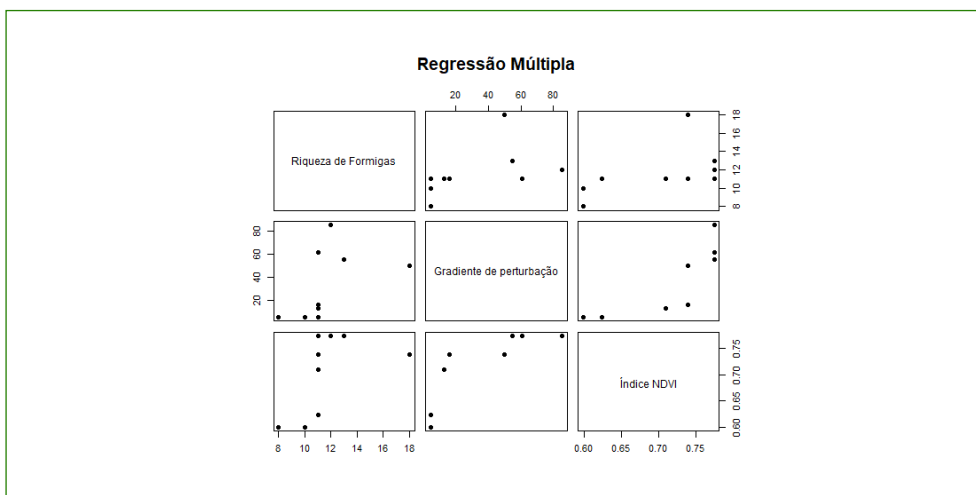
Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Regressão linear simples entre a riqueza de formigas e índice de NDVI no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. ( $p=0.14$ ;  $R^2= 0.27$ )



Fonte: autoria própria.

**Figura 3.** Regressão linear múltipla entre a riqueza de formigas, o gradiente de perturbação e o índice de NDVI no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. ( $p=0.35$ ;  $R^2= 0.29$ )



Fonte: autoria própria.

**Tabela 1.** Valores de correlação de Pearson entre as variáveis de riqueza de formigas, o gradiente de perturbação (densidade de lenhosas) e índice NDVI. Valores próximos de zero indicam uma correlação fraca entre as variáveis, enquanto valores próximos dos 1 indicam uma forte correlação

Riqueza de formigas – Índice NDVI	Riqueza de formigas – Gradiente de perturbação	Densidade de lenhosas – Índice NDVI
0.5288527	0.4960571	0.8305636

Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que o componente de riqueza de formigas não respondeu a ambos os descritores de perturbação antrópica crônica - densidade de lenhosas e o índice NDVI. Diferente do esperado pela hipótese inicial, as áreas mais preservadas e mais afastadas dos assentamentos humanos não expressaram diferença significativa na riqueza de formigas.

Embora a redução na cobertura florestal seja um fator importante na mudança na composição de comunidades de formigas (UNDERWOOD; FISHER, 2006; YUSAH; FOSTER, 2016; SOLAR *et al.*, 2016; CRIST; CAMPBELL, 2017; DALLE LASTE *et al.*, 2018), os efeitos das perturbações antrópicas crônicas (CADs) observados em formigas variam desde efeito positivos, negativos e até mesmo neutros (RIBEIRO-NETO *et al.*, 2016). No presente estudo, a relação encontrada foi neutra, isto é, a riqueza não apresenta uma variação ao longo do gradiente de perturbação.

Esse cenário pode ser explicado pela ideia de que os efeitos das perturbações sobre a comunidade de formigas podem ser indiretos, através de modificações no microclima, na disponibilidade de recursos e sobre interações interespecíficas como competição (ANDERSEN *et al.*, 2012; FAGUNDES *et al.*, 2015; FRIZZO *et al.*, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2016; VASCONCELOS *et al.*, 2017). Os efeitos diretos das perturbações sobre as comunidades de formigas estão associados a mudanças em condições edáficas, uma vez que a maior parte de formigas fazem ninhos no solo (LESSARD, 2019). Nesse caso, perturbações antrópicas crônicas que causam um efeito direto sobre processos edáficos.

Entretanto, é importante ressaltar que as perturbações antrópicas crônicas podem levar a alterações significativas na composição funcional de formigas nas comunidades, mesmo que a riqueza taxonômica não mude (HOFFMANN, 2010; FRANKLIN, 2012), sobretudo porque as respostas de espécies a condições ambientais e a disponibilidade de recursos podem ser descritas pelo componente funcional (TILMAN, 2001). Por exemplo, a redução de cobertura vegetal pode alterar a composição funcional de formigas a partir da redução progressiva de

espécies especialistas e tolerantes a sombra em detrimento de um aumento na dominância de espécies pioneiras e generalistas (TABARELLI *et al.*, 2012). Uma vez que CADs resultam em reduções nas áreas basais de vegetação, alterações na estrutura da comunidade vegetal e na riqueza de plantas, esse cenário poderia favorecer espécies que prosperam em ambientes perturbados em detrimento de espécies de vida longa e de hábito florestal.

## CONCLUSÃO

O presente estudo não detectou uma variação significativa da riqueza de formigas ao longo de um gradiente de perturbação antrópica no Parque Nacional do Catimbau, acessado pela densidade de lenhosas e pelo índice NDVI. Isso mostra que a resposta de formigas a distúrbios pode ser variada, sobretudo em um contexto de mosaico de usos do solo como o que é observado na área de estudo. Além disso, a riqueza taxonômica pode não ser suficiente para avaliar o grau em que as perturbações estejam afetando a estrutura da comunidade de formigas, especialmente em termos funcionais. Nesse sentido, torna-se necessário avaliar de que maneira a riqueza funcional de formigas pode variar ao longo do gradiente de perturbação estabelecido.

## REFERÊNCIAS

- ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 57, n.10, p. 2064-2074. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>.
- CÂMARA, T. *et al.* Anthropogenic disturbance and rainfall variation threaten the stability of plant-ant interactions in the Brazilian Caatinga. *Ecography*, [s. l.], v. 42, n. 11, p. 1960-1972. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04531>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ecog.04531>.
- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, [s. l.], v. 1, n. 2, p. e1500052-e1500052. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>.
- LEAL, I. R. *et al.* Ants of the Caatinga: diversity, biogeography, and functional responses to anthropogenic disturbance and climate change. *In: Caatinga* (pp. 65-95). Springer, Cham. 2017.
- LESSARD, J-P. Ant community response to disturbance: A global synthesis. *Journal of Animal Ecology*, [s. l.], v. 88, n. 3, p. 346-349. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12958>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2656.12958>.
- MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 124, n. 2, p. 199-207. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320705000522>.

OLIVEIRA, F. M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance as a secondary driver of ant community structure: interactions with soil type in Brazilian Caatinga. *Environmental Conservation*, [s. l.], v. 44, n. 2, p. 115-123. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892916000291>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/abs/chronic-anthropogenic-disturbance-as-a-secondary-driver-of-ant-community-structure-interactions-with-soil-type-in-brazilian-caatinga/370C3993DD6FD1389C3DA3BOFFBDBD3A#>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611-620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.

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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-016-1099-5>.

SOUSA-SOUTO, L. *et al.* Composition and richness of arboreal ants in fragments of Brazilian Caatinga: effects of secondary succession. *Sociobiology*, [s. l.], v. 63, n. 2, p. 762-769. 2016. DOI: <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v63i2.909>. Disponível em: <https://periodicos.uefs.br/index.php/sociobiology/article/view/909>.

TILMAN, D. Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, [s. l.], v. 3, p. 109-120. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1016/B012226865-2/00132-2>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B0122268652001322?via%3Dihub>.

## Avaliação da montagem de comunidades após curtos períodos de regeneração na Caatinga: um estudo de caso

Arthur A. de Barros Rodrigues<sup>1</sup>

### RESUMO

As perturbações antrópicas alteram a composição de espécies, substituindo espécies adaptadas a ambientes de floresta fechada por espécies oportunistas e especialistas em ambientes abertos. Essa mudança de composição pós distúrbio modifica a sucessão ecológica, alterando a trajetória de regeneração florestal e conseqüentemente os fatores que montam essa comunidade. Assim, meu objetivo foi avaliar a montagem de comunidades em fases iniciais de regeneração na Caatinga. Para isso, comparei a composição de espécies lenhosas no tempo – antes do distúrbio do corte-e-queima e após 2 anos de regeneração, por meio da PERMANOVA, além da análise de formas. Posteriormente, mensurei *proxies* determinísticos e estocásticos para entender qual o grau de relação desses fatores com a composição de espécies, utilizando o teste de correlações de Mantel. Meus resultados apontam distintos modelos de sucessão. Enquanto apenas a estocasticidade se relaciona com a alteração da composição de espécies ao longo da regeneração, a análise de forma demonstra a presença de filtros determinísticos a partir da homogeneização da comunidade. Portanto, os resultados indicam que o modelo de regeneração da Caatinga apresenta filtros

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

determinísticos que governam essa relação, mas que são secundários. De modo que inicialmente, a composição de espécies se dá por processos estocásticos ligados à distância física e a dispersão das sementes nessa distância. Assim, repetir esse estudo de caso com mais dados e utilizando proxies determinísticos associados a atributos funcionais de resistência contra o fogo, podem acrescentar uma melhor explicação ao modelo de regeneração da Caatinga, atestando de maneira mais abrangente os nossos resultados.

## INTRODUÇÃO

O efeito das perturbações humanas sobre a fauna e flora são temas frequentes na literatura acadêmica (*e.g.*, DOHERTY *et al.*, 2021). Especificamente para a flora, os distúrbios antrópicos são capazes de alterar a quantidade e qualidade de habitats, modificando a diversidade e composição das espécies (WATLING *et al.*, 2020). Em termos teóricos, a perturbação funciona como um filtro na seleção de espécies vencedoras, as quais preenchem com mais eficácia os novos nichos impostos pelas modificações trazidas pela perturbação (FILGUEIRAS *et al.*, 2021). Esse processo favorece a colonização do ambiente perturbado, por espécies turistas, oportunistas e especialistas em matriz (Veja Figura 4 de FILGUEIRAS *et al.*, 2021). Assim, avaliar o efeito da perturbação sobre a montagem de comunidades proporciona avanços científicos interessantes, identificando possíveis padrões de substituições de espécies para cada tipo de perturbação. O que de certo modo, funciona como subsídio para o entendimento de processos de regeneração associados a fatores ambientais e estocásticos.

A agricultura é um dos principais distúrbios antrópicos em todo o mundo (CARRASCO *et al.*, 2017; LUNT; SPOONER, 2005). A produção de commodities é responsável por cerca de 27% do desmatamento global (CURTIS *et al.*, 2018), e estudos anteriores demonstram que a intensificação das práticas agrícolas é acompanhada por cada vez mais áreas destinadas a cultivo (RUDEL *et al.*, 2009), retroalimentando essa perturbação. Em escala local, a agricultura é praticada para comércios locais e subsistência, apresentando práticas milenares amplamente empregadas, como o corte-e-queima (DUSSOL *et al.*, 2021). Essa prática envolve o corte e posterior queima da biomassa, plantio, colheita e pousio da terra, apresentando efeitos bem descritos sobre o ecossistema. Por exemplo, essa atividade provoca a degradação do solo (LINTEMANI *et al.*, 2020; mas veja também SOBRINHO *et al.*, 2016) e modifica a composição de espécies, necessitando de longos períodos para restauração a composição original em algumas sistemas (MONTFORT *et al.*, 2021). Embora o efeito do corte-queima (CQ) seja majoritariamente negativo, a etapa de pousio e consequente regeneração

florestal, controlada para um mesmo tipo de distúrbio, propicia uma oportunidade ímpar de usar esse sistema como um modelo nos estudos de montagem de comunidades.

No Brasil, a prática do CQ é amplamente empregada, principalmente na Caatinga, a única Floresta Tropical Seca brasileira (SILVA; BARBOSA, 2017). Para essa região, o efeito dessa atividade sobre a montagem de comunidades, apresenta resultados recentes. Por exemplo, para fauna, FILGUEIRAS *et al.*, (2021) encontraram a ausência de direção sucessional e manutenção da composição de besouros em um gradiente de regeneração florestal após CQ. Enquanto na flora, esse tipo de prática parece ter um efeito negativo sobre a diversidade taxonômica e alterar a diversidade funcional do banco de sementes (BEZERRA *et al.*, 2022), tendo o fogo como um forte filtro na montagem de comunidade. Apesar da Caatinga apresentar lacunas de conhecimento sobre restauração ecológica (GUERRA *et al.*, 2020), estudos recentes sobre modelos de regeneração e o impacto dessas perturbações, como o CQ, sobre a montagem de comunidades apresentam resultados importantes (BARROS *et al.*, 2021; TRINDADE, 2017). Em conjunto, ambos estudos evidenciam que os filtros ambientais são secundários e fracos, sendo relacionados com atributos funcionais específicos, como a rebrota (BARROS *et al.*, 2021; TRINDADE, 2017). Ainda segundo TRINDADE, (2017), a distância é um forte fator na montagem de comunidades, embora seja um fator comum em modelos de regeneração nulos (*i.e.*, estocásticos). Além disso, BARROS *et al.*, (2021), sugere que o modelo da Caatinga seja composicional, com certos fatores estocásticos sendo importantes. No entanto, o intervalo de 4 anos – cronossequência comumente avaliada (BARROS *et al.*, 2021; TRINDADE *et al.*, 2020) – pode não ser o melhor para captar fatores estocásticos como a distância, sendo importante então avaliar a montagem de comunidades e os modelos de regeneração da Caatinga em períodos menos longevos.

Assim, meu objetivo é investigar a montagem de comunidades em fases iniciais de regeneração da Caatinga (*i.e.*, abaixo de 4 anos de regeneração). De forma específica, objetivo comparar a composição de espécies no tempo (antes do CQ e após dois anos de regeneração), além de identificar se a regeneração em fases iniciais segue um modelo determinístico. A partir das evidências de (BARROS *et al.*, 2021; TRINDADE, 2017) minha hipótese é que a Caatinga segue um modelo determinístico com filtros ecológicos atuando de maneira fraca e secundária e fatores estocásticos sendo importantes no início da regeneração. Desse modo, espero encontrar i) composições de espécies diferentes entre antes do CQ e após dois anos em regeneração, bem como que ii) parcelas com composições similares antes do CQ continuem similares após CQ enquanto as parcelas dissimilares passem a ser mais similares. Por fim, iii) espero que

a distância física entre as parcelas – proxy de modelo estocástico – seja mais correlacionada com a composição de espécies do que a estrutura vegetacional – proxy de modelo determinísticos. Assim, diferentes composições ao longo dos dois anos irão corresponder a fatores estocásticos mais fortes (predições i e iii), embora o filtro determinístico faça com que as parcelas (inicialmente semelhantes ou dissimilares) passem a ser mais similares entre si (predição ii). Concluo sugerindo como novas evidências podem ser geradas para testar essa hipótese em escala maior e mesclando atributos funcionais e filogenéticos.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de preservação permanente de Caatinga (Parque Nacional do Catimbau), situada no agreste do estado de Pernambuco (Buíque, PE). O parque foi criado em 2002 com foco em preservar sítios históricos, mas devido a suas características biofísicas singulares – diferentes solos e um gradiente de precipitação bem demarcado – e alta diversidade biológica, é utilizado por diversos grupos de pesquisa (*e.g.*, PELD – Catimbau, <https://peldcatimbau.com.br/>). Embora ilegais, as atividades humanas dentro do parque ainda são realizadas e provocam a conversão da floresta em um mosaico de florestas secundárias de diferentes idades (SOUZA *et al.*, 2019). No entanto, a floresta é a base de diversos serviços essenciais (lenha, construção, caça) e o alto grau de restrição do parque influencia negativamente a renda e bem-estar das pessoas dentro e ao redor dele (GONÇALVES *et al.*, 2021; GONÇALVES; MEDEIROS; ALBUQUERQUE, 2021; SPECHT *et al.*, 2019). Assim, o parque se apresenta como um complexo sistema socioecológico, com desafios alarmantes sobre a proteção da biodiversidade e do bem-estar humano.

Esse mesmo cenário descrito para o Parque, pode ser generalizado para toda a Caatinga. A região da Caatinga apresenta solos sedimentares e cristalinos, alta variabilidade na precipitação à depender da região – indo de 500 mm até 1300 mm em regiões de brejo de altitude, diversas fitofisionomias e elevada diversidade de organismos endêmicos para diferentes táxons (LEAL *et al.*, 2005; PRADO, 2003). Além disso, esse ecossistema está imerso em um contexto socioeconômico de vulnerabilidade e alta densidade populacional (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017), de modo que, ao passo que o ecossistema é responsável por gerar bem-estar pela prestação de serviços ecossistêmicos (ALENCAR *et al.*, 2022), perde biodiversidade e é ameaçado pelos distúrbios antropogênicos (ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020).

Desenho experimental e coleta de dados

O desenho proposto consiste em identificar a composição de parcelas de floresta antes do CQ e após períodos de um e dois anos de pousio. Para isso, utilizei setup e dados de BEZERRA *et al.*, (2022) vinculada ao projeto PELD – Catimbau. BEZERRA *et al.*, (2022) obtinham 9 parcelas de 50 x 20 m, com dois tratamentos: CQ e Controle. Em cada uma dessas parcelas foram quantificadas a composição de espécies, diâmetro na altura do solo – DAS, altura média, entre outras métricas, no ano de 2018, 2019, e 2020. Das 9 parcelas de CQ, utilizei dados de composição e altura média das plantas em cada uma das seguintes parcelas (4, 5, 8 e 9) para compor meu To – correspondente à comunidade antes da realização do CQ. Essas parcelas foram escolhidas por ser possível repetir o inventário florístico em 2022 e serem respectivamente, similares (4 e 5) e dissimilares (8 e 9) entre si (veja apêndice A). Além disso, utilizei dados de coordenadas geográficas de cada parcela como base de cálculo da distância física entre elas.

Após obter os dados do To, inventariei as parcelas novamente que estavam com 2 e 1 ano em pousio, respectivamente. Cada parcela tinha em média 1 ha de área e para inventariá-las, dividi em 4 pseudoréplicas de 10 x 10 m<sup>2</sup> em cada um dos vértices da parcela, resultando em 0,4 ha amostrados. Para saber se essa amostragem era suficiente para extrapolar a composição para toda a parcela, menseurei a cobertura de amostragem e estabeleci o critério de mais de 80%. Utilizei o software R e o pacote entropart para calcular a cobertura de amostragem. Ao todo, para os 8 sites (4 no To e os 4 após 2 anos) obtive uma cobertura acima de 97%, sendo possível comparar a composição em ambos os anos. Por último, coletei em cada pseudoréplica a altura da estrutura da vegetação. Essa medida foi feita utilizando um cano de pvc com 2 m de altura e marcado a cada 20 cm. Para cada pseudoréplica, foram realizadas três medidas seguindo a diagonal da pseudoréplica. Entre cada medida, foram marcados 2,5 m e com uma distância de 1 m para as bordas. Por fim, os dados foram agrupados a nível de pseudoréplica e posteriormente, por parcela através da média aritmética.

Existem algumas diferenças importantes entre ambas as coletas (To e T1 – após dois anos). No inventário feito por BEZERRA *et al.*, (2022) somente espécies acima de 3 cm de DAS foram coletadas, enquanto no inventário realizado para a T1, não segui esse método. Isso porque entende-se que 2 anos de regeneração não é tempo suficiente para haver espécies com DAS acima de 3 cm. Além disso, a altura foi mensurada para cada planta no inventário de BEZERRA *et al.*, (2022), enquanto para o T1 foi medido a estrutura do plot diretamente. Para equalizar, optei por utilizar a média das alturas de cada planta para medir a estrutura da vegetação no To e assim, poder comparar ambos os dados.

## Análises estatísticas

Inicialmente, realizei uma análise prévia para identificar a composição entre as parcelas no To. Para isso, utilizei o Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS) com o método de bray-curtis para identificar a composição das parcelas antes do CQ (Figura 3 – Appendix A). Após os dados serem coletados no inventário (TI), busquei realizar análises exploratórias sobre a diversidade em ambos os tempos. Para quantificar a diversidade taxonômica em cada parcela utilizei o pacote HillR (CHAO *et al.*, 2014). Em sequência, optei por explorar se a diversidade em seus três perfis ( $q=0, 1$  e  $2$ ) era diferente após os dois anos de regeneração utilizando um modelo linear generalizado. Nos três modelos em questão, utilizei as diversidades interpoladas ( $q=0, 1$  e  $2$ ) como variável resposta, o ano como variável preditora e assumi a distribuição normal dos dados (*i.e.*, família gaussian de distribuição).

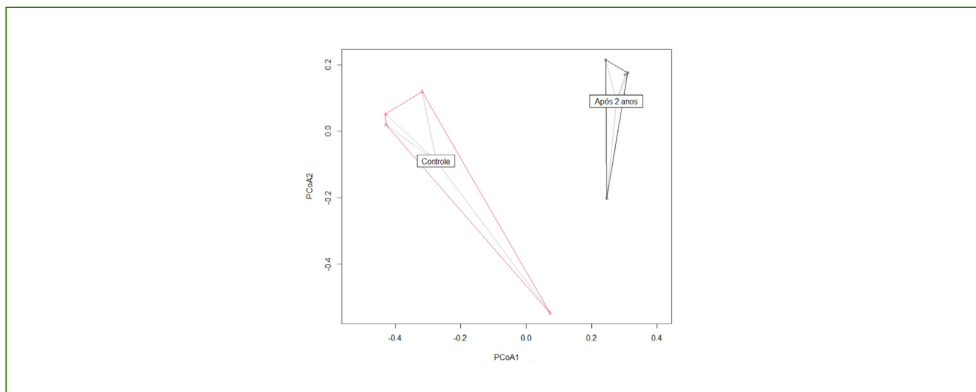
Para responder às perguntas propostas, optei por fazer diferentes análises. Objetivando comparar a composição de espécies no tempo, realizei a análise multivariada de variância (PERMANOVA) e identifiquei se os pressupostos da homogeneidade dos grupos foram atendidos por meio das funções “betadisper” e “permutest” do pacote vegan. Para complementar a explicação da composição no tempo e identificar em qual direção as comunidades estão indo considerando sua (dis)similaridade inicial, utilizei a análise de formas, denominada Procrustes. Em seguida, utilizei um teste de permutação para identificar a significância dessa análise. A análise procruste permite inferir a direção e como o filtro ambiental e os fatores estocásticos estão agindo sobre cada uma das parcelas, corroborando para inferimos o modelo de regeneração inicial da Caatinga.

Por fim, para dar maior robustez na identificação do modelo de regeneração, utilizei o teste de mantel para identificar a correlação entre as matrizes de distância de cada proxy e a matriz de distância da composição das espécies. Determinei a altura da estrutura vegetacional como um proxy de modelos de regeneração determinísticos, considerando que essa altura é capaz de informar questões relacionadas ao nicho ecológico. Uma maior altura está relacionada a parcelas mais fechadas, com provável maior umidade e menor luminosidade, enquanto alturas mais baixas estão relacionadas a ambientes mais abertos. E utilizei a distância física entre as parcelas como proxy de um modelo estocástico, dado que a distância em modelos neutros é o que determina a colonização de uma área (ROSINDELL; CORNELL, 2009). Para isso utilizei os pacotes “vegan”, “geodist” e “ecodist” e todas as etapas foram realizadas no R studio (R CORE TEAM, 2021). A análise completa pode ser encontrada online em: [https://rpubs.com/arthur\\_barros/ArthurPI](https://rpubs.com/arthur_barros/ArthurPI).

## RESULTADO

Ao todo, durante os 2 anos de estudo, aproximadamente 27,12 espécies efetivas para a diversidade local sensível às espécies raras ( $q=0$ ), 9,51 para a diversidade local sensível às espécies comuns ( $q=1$ ) e 5,34 em relação a diversidade local sensível as espécies dominantes ( $q=2$ ), foram estimadas. Após o CQ e pousio de dois anos, houve maior diversidade de espécies comuns e dominantes ( $p < 0,001$ ) e uma redução da diversidade de espécies raras ( $p < 0,01$ ). Acerca da composição de espécies, houve uma mudança nas espécies estabelecidas entre T0 e após 2 anos em pousio ( $p < 0,05$  – Figura 1), com os anos de regeneração explicando 33,59% dessa alteração na composição.

**Figura 1.** Composição de espécies no controle e após dois anos de regeneração. O controle são as parcelas no tempo 0, e cada parcela é representada por um triângulo da cor vermelha. As parcelas após dois anos (T1) são representadas por círculos pretos



Fonte: autoria própria.

Ainda, é interessante notar que existe uma diferença composicional maior entre as parcelas após o CQ do que antes dado a maior distância média entre as parcelas e o centro para esse grupo (Figura 4 – Apêndice B). A análise procrustes conseguiu especificar melhor essa relação ( $p < 0,05$  – Figura 2). Para as comunidades anteriormente similares (4 e 5), é possível identificar uma mesma trajetória composicional, ficando ainda mais similares após a regeneração de dois anos. Por outro lado, para as comunidades anteriormente dissimilares e com um ano de regeneração (8 e 9), a trajetória foi diferente, mantendo a dissimilaridade inicial (Figura 2). Embora que, quando analisadas todas as parcelas, é possível perceber que a maioria caminha em uma direção composicional semelhante após o CQ (Figura 2).

Por último, é possível identificar diferentes correlações para cada proxy (*i.e.*, determinísticos e estocásticos). A altura da estrutura vegetal não foi correlacionada com a composição de espécies, apresentando  $R$  de apenas 5% ( $p = 0,378$ ). Enquanto a distância física entre as parcelas como proxy de estocasticidade, foi correlacionada positivamente em relação a composição de espécies, com  $R$  de 56% ( $p < 0,01$ ). De modo que a diferença na composição vista entre ambos os tempos de estudo ( $T_0$  e  $T_1$ ) está relacionada à distância física entre as parcelas, mas não ao fator determinístico utilizado aqui.

## DISCUSSÃO

Os resultados de diversidade demonstram que o CQ atua um filtro ambiental, negativo para as espécies raras e positivo para espécies comuns e dominantes durante os primeiros dois anos em regeneração. Esse resultado explica a diferença composicional vista após os 2 anos de distúrbio e denota a substituição de espécies raras por comuns e dominantes. Ligeiramente diferente do hipotetizado, a diferença composicional se mostrou relacionada somente aos fatores estocásticos (*i.e.*, distância), sem nenhuma correlação com fatores determinísticos (*i.e.*, estrutura vegetacional). No entanto, a análise de direção da comunidade demonstrou que, de modo geral, elas caminham para uma maior similaridade entre si, apontando que há um filtro ambiental que seleciona as mesmas espécies mesmo que inicialmente as comunidades sejam semelhantes ou não. Portanto, de modo geral, é possível aceitar a hipótese de que a Caatinga segue um modelo determinístico com filtros ecológicos atuando de maneira fraca, ao passo que a composição de espécies se relaciona mais com os fatores estocásticos.

A montagem de comunidades na Caatinga após o processo de CQ parece caminhar para uma homogeneização (BARROS *et al.*, 2021; BEZERRA *et al.*, 2022). Inicialmente, meses após o CQ, evidências sugerem que há uma redução na diversidade de espécies raras e uma homogeneização da comunidade, com espécies abundantes e comuns sendo as únicas capazes de passar pela perturbação (BEZERRA *et al.*, 2021). Essa característica de homogeneização da comunidade é vista, posteriormente, em evidências que avaliam comunidades de 4 a 70 anos com elevada homogeneização e sem diferença na diversidade taxonômica (BARROS *et al.*, 2021). Aqui, meu resultado foi capaz de encontrar maior diversidade de espécies comuns e abundantes ( $p < 0,001$ ) e uma redução de espécies raras ( $p < 0,01$ ), reverberando em diferentes composições de espécies (Figura 1) que caminham a homogeneização. Portanto, meu resultado se encontra corroborado pelas evidências recentes e apresenta evidências interessantes sobre a sucessão ecológica das florestas secas.

A diferença composicional encontrada aqui está mais relacionada ao proxy de fatores estocásticos do que a fatores ambientais ( $p < 0,01$ ). Isso se dá porque inicialmente, os nichos estão totalmente abertos, de modo que os fatores mais limitantes são a dispersão e o recrutamento (TRINDADE, 2017). No entanto, a diferença na composição de espécies é momentânea e a comunidade tende à homogeneização ao longo do tempo (Figura 2,  $p < 0,05$ ). Se o modelo estocástico de regeneração se mantivesse com o tempo, o resultado da análise procruste seria comunidades com diferentes caminhos sucessionais. Contudo, o que encontrei vai no caminho inverso, apontando maior similaridade entre as parcelas, sendo elas similares ou não inicialmente (exceto pela parcela 9 que se distancia das demais). Assim, meu resultado se baseia em evidências recentes sobre o modelo de regeneração da caatinga, sendo esse parcialmente estocástico e relacionado à composição inicial das espécies e a presença de atributos funcionais específicos que permitem a sobrevivência após o CQ (BARROS *et al.*, 2021).

Por último, é importante ressaltar que nosso estudo apresenta algumas limitações. Sem dados funcionais e filogenéticos, não é possível entender a fundo porque a comunidade da parcela 9 apresentou um caminho diferente das demais. Isso diminui o poder de explicação do resultado sobre a montagem de comunidades da Caatinga. Somado a isso, o proxy de filtro ambiental (altura da estrutura vegetacional) pode não ter representado o filtro ambiental associado à capacidade de escapar do fogo do CQ. Os dados funcionais, principalmente quanto à rebrota, seriam interessantes de serem mensurados como possível atributo facilitador do filtro ambiental. E por último, o N amostral não é suficiente para proporcionar fortes evidências. No entanto, o resultado apresentado aqui tem o intuito de ser um estudo de caso sobre esse processo, destacando resultados interessantes sobre a montagem de comunidades em períodos iniciais de regeneração. Assim, precisa-se de estudos mais robustos para avaliar como é a montagem inicial verificando se o que foi encontrado aqui se repete em um conjunto de dados maior.

## CONCLUSÃO

Agradeço especialmente a David, Lígia e Grazi pela ajuda no inventário e identificação de morfoespécies. Agradeço também a Adrielle Leal e Jakelyne Bezerra por cederem os dados de composição, à equipe do Curso de Campo da Caatinga – 2022 pelo apoio para a realização do projeto e a Felipe, Rodrigo, Ciro e Marcos pelas sugestões de análises.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* People and Natural Resources in the Caatinga. *In*: J. M. C. DA SILVA, I. R. LEAL, & M. TABARELLI (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America* (p. 303–333). Springer International Publishing. 2017.
- ALENCAR, L. DE F. C. S. *et al.* Forest security as a fourth dimension of the water-energy-food nexus: Empirical evidence from the Brazilian Caatinga. *In*: F. de A. Moreira, M. D. Fontana, T. F. Malheiros, & G. M. Di Giulio (Eds.), *The Water-energy-food nexus: What the Brazilian research has to say*. p. 161–181.
- ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 57, n. 10, p. 2064–2074. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.
- CARRASCO, L. R. *et al.* Global economic trade-offs between wild nature and tropical agriculture. *PLOS Biology*, [s. l.], v. 15, n. 7, p. e2001657. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001657>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosbiology/article?id=10.1371/journal.pbio.2001657>.
- CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, [s. l.], v. 84, n. 1, p. 45–67. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/13-0133.1>.
- CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. *Science*, [s. l.], v. 361, n. 6407, p. 1108–1111. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>.
- DOHERTY, T. S.; HAYS, G. C.; DRISCOLL, D. A. Human disturbance causes widespread disruption of animal movement. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 513–519. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01380-1>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-020-01380-1>.
- DUSSOL, L. *et al.* How to highlight slash-and-burn agriculture in ancient soils? A modern baseline of agrarian fire imprint in the Guatemalan lowlands using charcoal particle analysis. *Journal of Archaeological Science: Reports*, [s. l.], v. 35, p. 102725. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2020.102725>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352409X20305162>.
- FILGUEIRAS, B. K. C. *et al.* Recovery of dung beetle assemblages in regenerating Caatinga dry forests following slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 496, p. 119423. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119423>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721005119>.
- FILGUEIRAS, B. K. C. *et al.* Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 545–555. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534721000562>.
- GONÇALVES, P. H. S. *et al.* Livelihood strategies and use of forest resources in a protected area in the Brazilian semi-arid. *Environment, Development and Sustainability*, [s. l.], v. 24, p. 2941–2961. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01529-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-021-01529-3>.

- GONÇALVES, P. H. S.; MEDEIROS, P. M. de; ALBUQUERQUE, U. P. Effects of domestic wood collection on tree community structure in a human-dominated seasonally dry tropical forest. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 193, p. 104554. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104554>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196321001208>.
- GUERRA, A. *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 458, p. 117802. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112719319838>.
- LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 701–706. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.
- LINTEMANI, M. G. *et al.* Long fallows allow soil regeneration in slash-and-burn agriculture. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, [s. l.], v. 100, n. 3, p. 1142–1154. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/jsfa.10123>. Disponível em: <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jsfa.10123>.
- LUNT, I. D., SPOONER, P. G. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 32, n. 11, p. 1859–1873. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01296.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2699.2005.01296.x>.
- MONTFORT, F. *et al.* Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 488, p. 119039. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721001286>.
- PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: I. R. LEAL, M. TABARELLI, & J. M. C. DA SILVA, *Ecologia e Conservação da Caatinga* (p. 822 p.). Ed. Universitária da UFPE. 2003.
- R CORE TEAM. R. A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/fullrefman.pdf>.
- ROSINDELL, J.; CORNELL, S. J. Species-area curves, neutral models, and long-distance dispersal. *Ecology*, [s. l.], v. 90, n. 7, p. 1743–1750. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-0661.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/08-0661.1>.
- RUDEL, T. K. *et al.* Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 106, n. 49, p. 20675–20680. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0812540106>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0812540106>.
- SILVA, J. M. C. DA; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: J. M. C. DA SILVA, I. R. LEAL, & M. TABARELLI (Orgs.). *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America* (p. 359–368). Springer International Publishing. 2017.
- SOBRINHO, M. S. *et al.* Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 48, n. 5, p. 586–597. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12334>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12334>.
- SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 435, p. 57–65. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112718314269>.

SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607–614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.

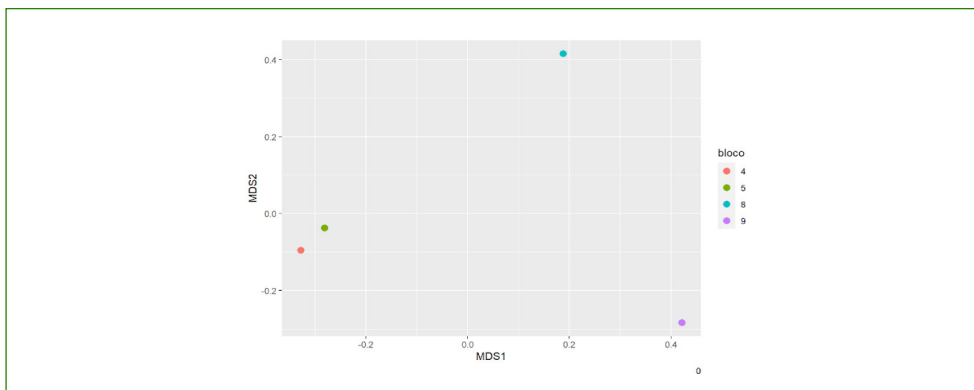
TRINDADE, D. P. F. *Montagem de comunidades durante a sucessão secundária na caatinga: Efeito da limitação de dispersão e recrutamento de plantas* [Dissertação]. 2017.

TRINDADE, D. P. F. *et al.* Water availability mediates functional shifts across ontogenetic stages in a regenerating seasonally dry tropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 31(6), 1088–1099. 2020.

WATLING, J. I. *et al.* Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters*, 23(4), 674–681. 2020.

## APÊNDICE A

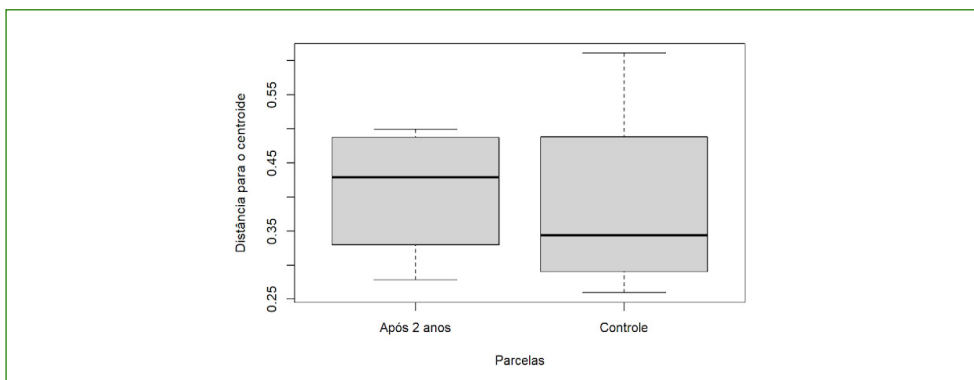
**Figura 3.** NMDS mostrando a composição inicial das parcelas 4, 5, 8 e 9 antes do CQ



Fonte: autoria própria.

## APÊNDICE B

**Figura 4.** Representação da média da distância entre os pontos da PERMANOVA e o centróide de cada grupo (Controle e Após 2 anos de regeneração). O grupo controle são as parcelas 4, 5, 8 e 9 no T0 e após 2 anos são as mesmas parcelas após o CQ e pousio de dois anos



Fonte: autoria própria.

## Influência de danos florais na polinização de *Senna rizzinii* H. s. Irwin & Barneby (Fabaceae)

Bruna Letícia Pereira Braga<sup>1</sup>

### RESUMO

A florivoria pode influenciar direta ou indiretamente a polinização e as consequências desse efeito podem reduzir o sucesso reprodutivo das plantas, sobretudo em espécies com polimorfismos florais como a enantiostílica monomórfica. O presente trabalho objetiva avaliar a influência de padrões de florivoria natural na polinização de uma espécie enantiostílica monomórfica do gênero *Senna*. O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, localizado no Nordeste brasileiro, com o modelo biológico *Senna rizzinii* H. s. Irwin & Barneby. As flores com evidência de florivoria foram contabilizadas e classificadas em três categorias de danos florais, bem como foram tomados o número de flores intactas (controle), de ovários em desenvolvimento e de frutos formados. A florivoria não afeta formação natural de frutos dos indivíduos avaliados, de modo que não houve influência significativa entre os três diferentes tipos de danos naturais observados sobre o número de ovários em desenvolvimento ou sobre o número de frutos formados. Dessa forma, é possível que em florestas sazonalmente secas como a caatinga haja uma manutenção do sistema planta-florívoro-polinizador em espécies enantiostílicas monomórficas de Cassiinae, sem prejuízos para a reprodução das espécies vegetais.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

## PALAVRAS-CHAVE

Florivoria; caatinga; formação de frutos.

## INTRODUÇÃO

Diferentes organismos interagem entre si na natureza e essas interações podem ter efeitos diretos ou indiretos sobre outras e dentre essas interações está a florivoria, onde herbívoros florais consomem partes estéreis (como pétalas e sépalas) e reprodutivas (como anteras e estiletos) das flores, causando efeitos diversos na reprodução vegetal (MCCALL, 2008; MCCALL; IRWIN, 2006). A florivoria pode afetar a polinização, e esse efeito pode ocorrer de forma direta, quando o consumo de partes reprodutivas afeta negativamente a produção de frutos e sementes, ou de forma indireta, quando reduz a atratividade floral e consequentemente a frequência de visitantes polinizadores (MALO *et al.*, 2001; MCCALL; IRWIN, 2006).

O gênero *Senna* Mill. (Fabaceae) possui ampla ocorrência na Caatinga e é característico por apresentar intensidade de florivoria em estruturas vegetativas e reprodutivas (COTARELLI; ALMEIDA, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2021). Tais espécies também são caracterizadas por apresentar enantioestilia, um polimorfismo floral caracterizado por apresentar uma diferença no posicionamento do pistilo (especificamente do estilete-estigma), que pode se posicionar à direita ou à esquerda do eixo de simetria floral, formando dois tipos/morfos florais, direito e esquerdo (JESSON; BARRETT, 2002). Espécies enantioestílicas são dependentes de abelhas fêmeas de médio a grande porte, para a liberação do pólen por vibração do corpo, um sistema de polinização especializado denominado *buzz pollination* (*sensu* BUCHMANN, 1983; VALLEJO-MARÍN, 2019).

A instabilidade de interações planta-polinizador tão especializadas como a polinização por vibração, mediada pela florivoria, sobretudo em ambientes fortemente antropizados, como a Caatinga, pode ter consequências desfavoráveis no sucesso reprodutivo dessas espécies (como aumento das taxas de geitonogamia, redução da produção de frutos e sementes e redução populacional) e até mesmo na funcionalidade da enantioestilia monomórfica. Portanto, espécies de *Senna* são interessantes modelos de estudo acerca da relação entre diferentes padrões de danos florais e a reprodução vegetal.

O presente trabalho objetiva avaliar a influência de padrões de florivoria natural na polinização de uma espécie enantioestílica monomórfica do gênero *Senna*. Hipotetiza-se que a florivoria natural afeta negativamente a produção natural de frutos de *S. rizzinii*, tendo como predição: 1) danos florais em pétalas e anteras ou somente em anteras reduzem mais o número de ovários em desenvolvimento e de frutos, comparado a danos causados apenas em pétalas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado no Nordeste brasileiro (08°24'00"S; 37°09'30"O), com área de 62.294 ha. O Parque apresenta clima semiárido quente e seco, com temperatura média anual de 25°C e precipitação variando entre 450 a 1100 mm ao ano (FREIRE, 2015; SILVA *et al.*, 2017). A região apresenta vegetação em mosaico, com tipos vegetacionais variando de Caatinga arbustiva a campos rupestres (SILVA *et al.*, 2017).

### Espécie do estudo

*Senna rizzinii* (H. S. IRWIN & BARNEBY) é uma espécie arbustiva endêmica, de ocorrência no nordeste brasileiro. Possui inflorescência do tipo racemosa terminal (4-5 cm) composta por 3-5 flores zigomorfas, com sépalas verde a amareladas e pétalas amarelas assimétricas (SANTOS *et al.*, 2020). Espécies de *Senna* são caracterizadas por apresentar enantiostilia monomórfica, flores de antese diurna, que ofertam exclusivamente pólen como recurso floral (VOGEL, 1978), presença de heteranteria e polinização por abelhas, em processo de vibração (*"buzz pollination"* *sensu* BUCHMANN, 1983; VALLEJO-MARÍN, 2019; BRAGA *et al.*, 2022).

### Desenho experimental

Foi realizado o monitoramento de 20 indivíduos de *S. rizzinii*, com cerca de 1-3m de altura, distribuídos em uma área de caatinga do PARNA do Catimbau. Em cada indivíduo foram contabilizados o número total de flores intactas e florivoradas, bem como o número total de ovários em desenvolvimento e de frutos formados. Flores com danos em estruturas estéreis (pétalas) e reprodutivas (anteras) foram consideradas florivoradas (COTARELLI; ALMEIDA, 2015) e classificadas em três tipos de categorias de danos florais: 1) dano na pétala, 2) dano na antera, 3) dano na pétala/antera (Figura 1).

**Figura 1.** Padrões de florivoria natural em *S. rizzinii* no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. A) flor com dano na pétala; B) flor com dano na antera; C) flor com dano na pétala/antera



Fonte: autoria própria.

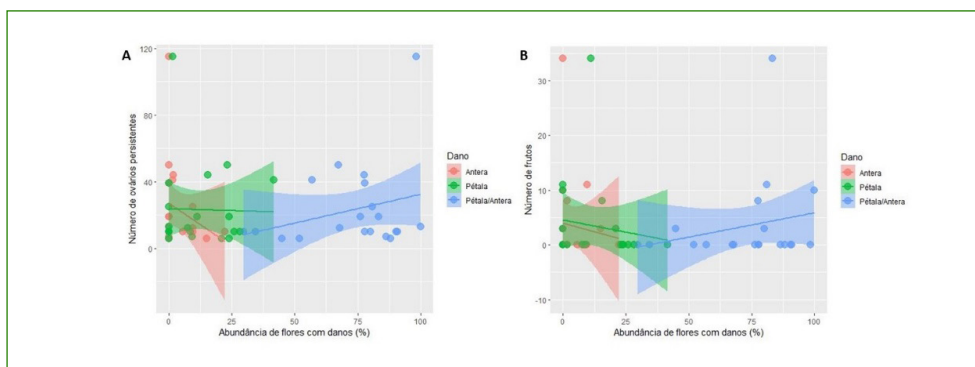
## ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar o efeito da abundância de danos na pétala, antera e na pétala/antera (variáveis preditoras) sobre o número de ovários em desenvolvimento e frutos formados (variáveis resposta), foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM), com distribuição binomial negativa para lidar com a sobredispersão dos dados. As análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016).

## RESULTADOS

Em ambas as análises realizadas, a florivoria não altera a produção natural de frutos dos indivíduos avaliados, de modo que não houve influência significativa entre os três diferentes tipos de danos (pétala, antera e pétala/antera) sobre o número de ovários em desenvolvimento ou sobre o número de frutos formados (Figura 2A, B). A abundância de danos na antera ( $p=0,7926$ ), na pétala ( $p=0,0919$ ) e na pétala/antera ( $p=0,0578$ ) não afeta significativamente o número de ovários em desenvolvimento, assim como danos na pétala ( $p=0,474$ ), na antera ( $p=0,274$ ), e na pétala/antera ( $p=0,128$ ) não afetam significativamente o número de frutos formados.

**Figura 2.** Relação entre a florivoria e a produção natural de frutos de *S. rizzinii* no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Em A é ilustrada a relação entre a abundância de flores com danos na antera, na pétala e na pétala/antera (%) e número de ovários em desenvolvimento e em B, a relação entre a abundância de flores com danos na antera, na pétala e na pétala/antera (%) e o número de frutos formados



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

A hipótese desse estudo foi refutada, pois, nenhum dos padrões de florivoria natural avaliados (danos na pétala, anteras e pétala/antera) exerce efeito significativo ( $p>0,05$ ) sobre o desenvolvimento dos ovários e a formação de frutos,

assim, a florivoria não afeta a formação natural de frutos da espécie em estudo. Isso pode estar relacionado às condições ambientais locais não estarem propícias ao forrageamento dos polinizadores visto que, o estudo foi realizado em uma área de floresta seca, a caatinga, ameaçada por apresentar mudanças climáticas marcantes. Assim, em períodos de chuva abelhas grandes, como abelhas do gênero *Xylocopa* voam por períodos curtos e breves para coleta de pólen (MARCHI; MELO, 2010), evitando selecionar apenas flores menos danificadas, devido à necessidade de obtenção de recurso em curto período de tempo. Dessa forma, na caatinga, espécies enantiostílicas monomórficas de Cassiinae, que sofrem intensa pressão ecológica por florívoros (COTARELLI; ALMEIDA, 2015) podem ser favorecidas durante a reprodução.

Estudos com outros grupos de plantas refutam nossos achados e apontam que a florivoria pode afetar direta ou indiretamente a reprodução das plantas. Em ensaios recentes com *Daustinia montana*, danos florais afetaram negativamente a atratividade de polinizadores e a formação natural de frutos (COSTA *et al.*, 2022). Em *Eurya japonica* flores, testes de florivoria artificial nas pétalas apontam para efeitos diretos, com uma redução de 50% na produção de frutos e sementes e indiretos, onde o tamanho da flor reduz a frequência de visitantes polinizadores em 75% (TSUJI; OHGUSHI, 2018). Contudo, um padrão semelhante ao encontrado em *S. rizzinii* foi evidenciado em *Senna rugosa*, onde a florivoria artificial não afetou a atratividade de abelhas pilhadoras de pólen (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Apesar de estudos com espécies da subtribo Cassiinae evidenciarem intensa atividade de insetos florívoros (COTARELLI; VIEIRA, 2009; COTARELLI; ALMEIDA, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2021), com consequências negativas para a reprodução (COTARELLI; ALMEIDA, 2015), tais padrões não corroboram com os dados aqui encontrados. Isso pode estar relacionado às condições ambientais peculiares de florestas secas como a caatinga, bastante ameaçadas pelas mudanças climáticas (*e.g.*, SILVA *et al.*, 2017; TABARELLI *et al.*, 2017). Dessa forma, na caatinga, espécies enantiostílicas monomórficas de Cassiinae, que sofrem pressão ecológica mediada por florívoros podem ser favorecidas na reprodução, pois o comprometimento de um dos morfos pela florivoria afetaria a chegada de pólen no morfo oposto, comprometendo a polinização da espécie (COTARELLI; ALMEIDA, 2015).

Além disso, *S. rizzinii* pode estar sofrendo redução na visita de polinizadores mediada pelas mudanças climáticas locais, garantindo a reprodução por geitonogamia (COTARELLI; ALMEIDA, 2015), contudo, devido às condições ambientais e logísticas do estudo, tais aspectos biológicos não foram testados neste bioensaio. Portanto, apesar deste estudo ter enfoque no efeito de diferentes tipos naturais de danos florais (dano na pétala, dano na antera e danos em ambas as estruturas

florais) na produção natural de frutos (número de ovários em desenvolvimento e frutos formados), ensaios futuros são necessários à maior compreensão da relação entre florivoria e polinização, afim de elucidar uma melhor compreensão acerca dos mecanismos biológicos que podem afetar a relação entre florivoria e reprodução de espécies enantiostílicas monomórficas.

## CONCLUSÃO

Os achados indicam que a florivoria não afeta a polinização de *S. rizzinii*, visto que os diferentes tipos de danos naturais em estruturas florais estéreis e reprodutivas não exercem qualquer influência sobre a formação natural de frutos. Dessa forma, é possível que em florestas sazonalmente secas como a caatinga haja uma manutenção do sistema planta-florívoro-polinizador em espécies enantiostílicas monomórficas de Cassiinae, sem prejuízos para a reprodução das espécies vegetais. Contudo, futuros ensaios devem considerar um desenho experimental mais robusto que possibilite a avaliação da intensidade da florivoria, da frequência de visitantes florais, do sucesso reprodutivo e do sistema de compatibilidade da(s) espécie(s) para uma melhor compreensão de quais variáveis biológicas/ambientais podem estar relacionadas ao contexto biológico estudado.

## REFERÊNCIAS

- BRAGA, B. L. P. *et al.* Inaccuracy of sexual organ position and spatial variation of styles in monomorphic enantiostylous flowers of *Senna rugosa* (Fabaceae-Caesalpinioideae). *Flora*, [s. l.], v. 293, p. 152112. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2022.152112>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253022001098>.
- BUCHMANN, S. L. Buzz pollination in angiosperms, *In*: JONES, C. E., LITTLE, R. (Eds.), *Handbook of Experimental Pollination Biology*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, pp. 73–113. 1983.
- COSTA, K. DE M. *et al.* The effects of florivory on floral attractiveness and fruit production in *Daustinia montana* (Convolvulaceae). *Flora*, [s. l.], v. 294, p. 152122. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2022.152122>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253022001190>.
- COTARELLI, V. M.; ALMEIDA, N. M. Florivory in *Senna macranthera* var. *pubibunda* (Benth.) H.S. Irwin & Barneby (Caesalpinioideae-Fabaceae). *Natureza online*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 46–49. 2015. Disponível em: <https://www.naturezaonline.emnuvens.com.br/revista/article/view/129>.
- COTARELLI, V. M.; VIEIRA, A. O. S. Herbivoria floral em *Chamaecrista trachycarpa* (Vog.) H.S. Irwin & Barneby, em uma área de campo natural (Telêmaco Borba, Pr, Brasil). *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 91–98. 2009. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/lil-549371>.
- FREIRE, N. C. F. *Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no Bioma Caatinga- Parque Nacional do Catimbau*. Recife. 2015.

- JESSON, L. K.; BARRETT, S. C. H. Solving the puzzle of mirror-image flowers. *Nature*, [s. l.], v. 417, p. 707–707. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1038/417707a>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/417707a#citeas>.
- MALO, J. E., LEIRANA-ALCOCER, J., PARRA-TABLA, V. Population fragmentation, florivory, and the effects of flower morphology alterations on the pollination success of *Myrmecophila tibicinis* (Orchidaceae). *Biotropica*, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 529–534. 2001. DOI: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00207.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00207.x>.
- MARCHI, P.; MELO, G. R. Biologia de nidificação de *Xylocopa (neoxylocopa) frontalis* (Olivier) (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini). *Oecologia Australis*, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 210–231. 2010. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8096>.
- MCCALL, A. C. Florivory affects pollinator visitation and female fitness in *Nemophila menziesii*. *Oecologia*, [s. l.], v. 155, p. 729–737. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0934-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-007-0934-5#citeas>.
- MCCALL, A. C.; IRWIN, R. E. Florivory: the intersection of pollination and herbivory. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 9, n. 12, p. 1351–1365. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00975.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1461-0248.2006.00975.x>.
- OLIVEIRA, A. C. S. *et al.* Attraction of florivores and larcenists and interaction between antagonists in *Senna rugosa* (Fabaceae). *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 15, p. 535–544. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11829-021-09843-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-021-09843-3#citeas>.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.. 2016. Disponível em: <https://www.R-project.org/.S>.
- SANTOS, T. T. *et al.* O gênero *Senna* (Leguminosae-Caesalpinioideae) no município de Caetitê, Bahia, Brasil. *Rodriguésia*, [s. l.], v. 71, p. 1–17. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/shZdv6kYKYQStyqW79DXJB/?lang=pt>.
- SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: understanding the challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.) *Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America*. Cham: Springer International Publishing, p. 3–19. 2017.
- TABARELLI, M. *et al.* The future of the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.) *Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America*. Cham: Springer International Publishing, p. 461–474. 2017.
- TSUJI, K., OHGUSHI, T. Florivory indirectly decreases the plant reproductive output through changes in pollinator attraction. *Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 2993–3001. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.3921>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.3921>.
- VALLEJO-MARÍN, M. Buzz pollination: studying bee vibrations on flowers. *New Phytologist*, [s. l.], v. 224, n. 3, p. 1068–1074. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15666>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.15666>.
- VOGEL, S. Evolutionary shifts from reward to deception in pollen flowers. In: RICHARDS, A. J. (Ed.), *The Pollination of Flowers by Insects*. Academic Press, London, p. 89–96. 1978.

## Agricultura de corte-e-queima aumenta o volume de néctar extrafloral de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson (Fabaceae) em uma floresta seca do Brasil

Byanca Nilda Tavares Cavalcante<sup>1</sup>

### RESUMO

Nectários extraflorais possuem função de atrair fauna protetora, em sua maioria formigas, que em troca de consumirem o néctar rico em nutrientes, protegem os vegetais contra ataques de herbívoros, sendo um importante atributo de defesa para a manutenção de comunidades vegetais. Entretanto, é possível que perturbações antrópicas estejam reduzindo os investimentos em néctar extrafloral e assim comprometendo o serviço de defesa como um todo, colocando em risco a resiliência de comunidades vegetais. Dessa forma, buscamos investigar os efeitos da agricultura de corte-e-queima no tamanho dos NEFs e no volume e concentração de néctar extrafloral, utilizando-os como medidas de investimento em néctar de *Pityrocarpa moniliformis*, uma planta amplamente distribuída na região do Parque Nacional do Catimbau onde ocorreu o estudo. O parque está inserido em vegetação de Caatinga, uma floresta seca brasileira. Em parcelas cortadas e queimadas experimentalmente, selecionamos 15 indivíduos de *P. moniliformis* em áreas que sofreram corte-e-queima e em áreas controle, onde não há registro de fogo. De cada planta uma folha com nectário ativo foi coletada para a medição da área do NEF e coletado o

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

volume de três NEFs distintos para a medição do volume e da concentração de açúcar no néctar. Nossos resultados mostram que perturbação por agricultura de corte-e-queima não teve influência sobre a área do NEF ( $10,45\text{cm}^2 \pm 3,32$  [Média  $\pm$  Desvio padrão] no controle e  $11,25\text{cm}^2 \pm 4,72$  no Corte-e-queima). Mas houve aumento do volume do néctar extrafloral em plantas de áreas cortadas e queimadas, que produziram em média 45,06% mais néctar do que as que se encontravam em áreas controle, variando de  $3,04\mu\text{l} \pm 1,44$  nos indivíduos de áreas cortadas e queimadas a  $1,67\mu\text{l} \pm 1,11$  nos de áreas controle. Também não encontramos variação na quantidade de açúcar presente no néctar ( $20,42\% \pm 12,33$  no controle e  $17,99\% \pm 5,74$  no corte-e-queima). Com isso, nossos achados mostram que sob perturbação de agricultura de corte-e-queima as plantas tendem a investir em uma maior produção de néctar extrafloral em busca de fortalecer seu sistema de defesa biológico, entretanto, esse investimento não é convertido em proteção contra herbívoros.

#### PALAVRAS-CHAVE

Caatinga; nectário extrafloral; perturbações antrópicas.

#### INTRODUÇÃO

Nectários extraflorais (NEFs) são glândulas secretoras de néctar que ao contrário de nectários florais, não estão diretamente ligados a reprodução vegetal (OLIVEIRA; PIE, 1998), mas sim constantemente documentados com a função de atrair fauna protetora, em sua maioria formigas, que em troca de consumirem o néctar rico em nutrientes, protegem os vegetais contra ataques de possíveis herbívoros (KEELER, 1977; DEL-CLARO; BERTO; REU, 1996; DO NASCIMENTO; DEL-CLARO, 2010; FAGUNDES *et al.*, 2017). Assim como outros mutualismos facultativos, mudanças na disponibilidade de recurso, como é o caso de néctar extrafloral, pode provocar mudanças na composição e comportamento de formigas parceiras, onde maior qualidade do néctar atrai formigas mais agressivas que efetivamente protegem a planta (FAGUNDES *et al.*, 2017), ou mesmo produzir glândulas maiores que podem produzir volume de néctar superior (RIOS, MARQUIS; FLUNKER, 2008) e do mesmo modo, atrair mais formigas protetoras (RUDGERS, 2004).

Perturbações antrópicas são capazes de alterar atributos ligados aos NEFs (PIOVIA-SCOTT, 2011), reduzindo o volume do néctar extrafloral (OLIVEIRA *et al.*, 2021) e a concentração de açúcar no néctar (CHAVARRO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2013), pois envolvem estresses físicos e ecofisiológicos nas plantas submetidas a perturbação (MURCIA, 1995) e esses tipos de estresses podem reduzir características

estruturais dos nectários, como uma provável estratégia *trade-off* para reduzir custos e aloca-los em outros aspectos vegetativos ou reprodutivos (CÂMARA *et al.*, 2022). E essa redução de investimentos em proteção pode diminuir a proteção por formigas e aumentar a herbivoria, uma vez que é uma interação moldada por características ligadas ao néctar (FAGUNDES *et al.*, 2017).

Uma das perturbações antrópicas mais comuns em florestas secas de todo o mundo (RIBEIRO *et al.*, 2015) e não diferente para a Caatinga, uma floresta seca do Brasil, é a prática da agricultura de corte-e-queima que consiste em realizar o corte da vegetação e logo após efetivar a queima da biomassa vegetal remanescente, para a então conversão de matas nativas em áreas agrícolas (BEZERRA *et al.*, 2022). Em estudos que avaliaram interações formiga-planta em áreas de Caatinga, um ecossistema que ao contrário das savanas, não evoluiu ecologicamente com o fogo, foi encontrado que em áreas cortadas e queimadas as plantas com NEFS eram mais visitadas por formigas quando comparadas a plantas com NEFS em áreas controle (sem corte e queima). Por outro lado, em áreas submetidas ao corte-e-queima as formigas atacaram menos herbívoros simulados e as plantas apresentaram maiores taxas de herbivoria foliar, mostrando que as formigas foram menos eficientes em proteger as plantas nessas áreas (LEAL A., dados não publicados). Entretanto, não sabemos se essa diminuição na taxa de ataque a herbívoros por formigas em áreas cortadas e queimadas, que prejudicou o resultado do serviço prestado às plantas, é mediada pela redução de características ligadas aos nectários, como redução de área, volume ou concentração de néctar. Dessa forma, buscamos investigar os efeitos da agricultura de corte-e-queima nos NEFS e no néctar extrafloral de *Pityrocarpa moniliformis*, uma planta modelo para nosso estudo, por ser amplamente distribuída e abundante na área de estudo (RITO *et al.*, 2017) e comumente utilizada em pesquisas que estudam nectários extraflorais, secreção de néctar e interações com formigas (OLIVEIRA *et al.*, 2021; CÂMARA *et al.*, 2022). Dessa forma, temos como hipótese que a agricultura de corte-e-queima irá diminuir a área dos NEFS e a quantidade e qualidade do néctar extrafloral, devido ao estresse físico gerado pelo corte-e-queima da vegetação que pode provocar tentativas de rebrota e ecofisiológico, como o aumento da temperatura e mudanças na disponibilidade de nutrientes do solo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido dentro do Parque Nacional do Catimbau/ Brasil, que está inserido em ambiente de Caatinga, uma Floresta Seca Brasileira (8°24'00"

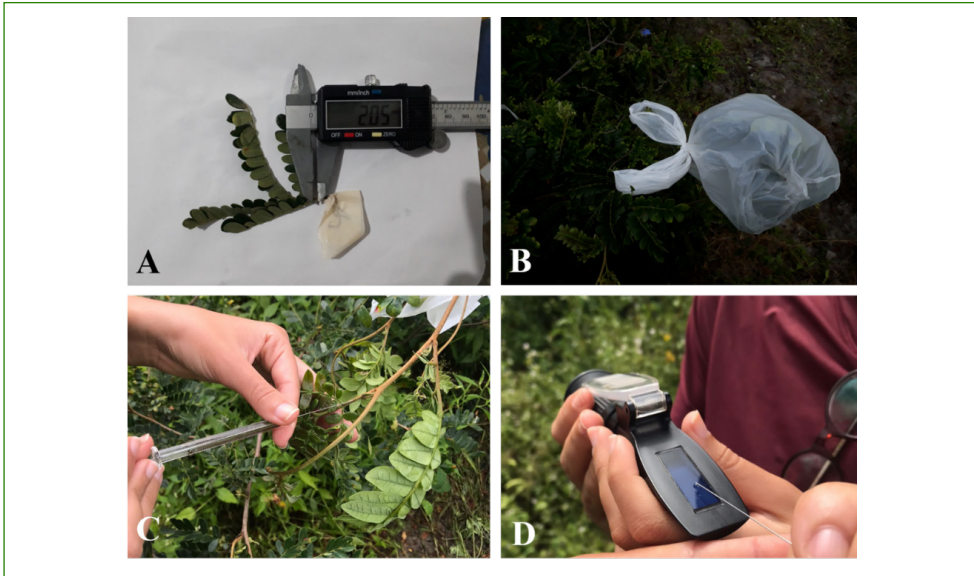
e 8°36'35" Sul e 37°09'30" e 37°14'40" Oeste). A região possui sazonalidade bem marcada entre períodos secos e chuvosos, com clima semiárido, temperatura média de 23°C e precipitação média entre 480mm a 1100mm (RITO *et al.*, 2017). Possuindo uma vegetação característica de Florestas Secas, tendo como as famílias mais abundantes e diversas Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae respectivamente, sendo a espécie *Pityrocarpa moniliformis* (Fabaceae) amplamente distribuída e abundante (RITO *et al.*, 2017).

O local ainda suporta populações humanas fortemente dependente de recursos florestais, que praticam atividades como a extração de madeira, criação de animais domésticos pastadores (RIBEIRO *et al.*, 2015; MELO, 2018) e também práticas antigas e ainda muito utilizadas de agriculturas, como a agricultura de corte-e-queima (RIBEIRO *et al.*, 2015), que envolvem o corte raso da vegetação e logo em seguida a queima da biomassa vegetal remanescente (BEZERRA *et al.*, 2022). O estudo ocorreu então em áreas florestais de 20x50m dentro do parque, experimentalmente cortadas e queimadas entre os anos de 2018 e 2020, onde foi realizado o corte da vegetação lenhosa com machados e facões, e realizado a queima da biomassa vegetal restante por um fogo controlado que durou de 20 a 40min (ver. BEZERRA *et al.*, 2022).

#### Delineamento amostral

Selecionamos 15 indivíduos de *P. moniliformis* que possuíam entre 1,30 e 1,60cm de altura e separados por no mínimo 5m de distância tanto em áreas que sofreram corte-e-queima como em áreas controle, onde não há registro de fogo. De cada indivíduo foi coletado uma folha com NEF ativo, medido a área do NEF com o uso de um paquímetro digital e assim obtido a área da elipse a partir do comprimento  $\times$  largura  $\times \pi$  (CÂMARA *et al.*, 2022) (Figura 1A). Após isso, cinco galhos jovens foram ensacados com sacos de plástico e vedados com fita adesiva para impedir o acesso dos consumidores de néctar e possibilitar o acúmulo de néctar no nectário (Figura 1B). Após 24 horas, o volume de um NEF de cada um dos três primeiros galhos que a secreção de néctar foi encontrada, foi coletado com o uso de uma microseringa de 10  $\mu$ l (OLIVEIRA *et al.*, 2021) (Figura 1C), quando um mesmo galho possuiu mais de um NEF com secreção o NEF que era encontrado na porção mais mediana do galho era escolhido para a medição. Como a secreção gerada pela planta modelo era baixa, o néctar dos três NEFS foi coletado juntos com a microseringa, portanto, o volume de cada planta foi gerado pela soma do néctar coletado dos três NEFS. Esse mesmo volume coletado foi usado para medir a concentração de açúcar no néctar com o uso de um refratômetro portátil (OLIVEIRA *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2022) (Figura 1D).

**Figura 1.** A – Medição da área dos NEFs com o uso de parquímetro; B – Galhos ensacados com sacos plásticos e vedados com fita adesiva; C - Coleta de néctar acumulado sobre NEF com o uso de microseringa; D – Medição da concentração com refratômetro do néctar coletado



Fonte: autoria própria.

#### Análise de dados

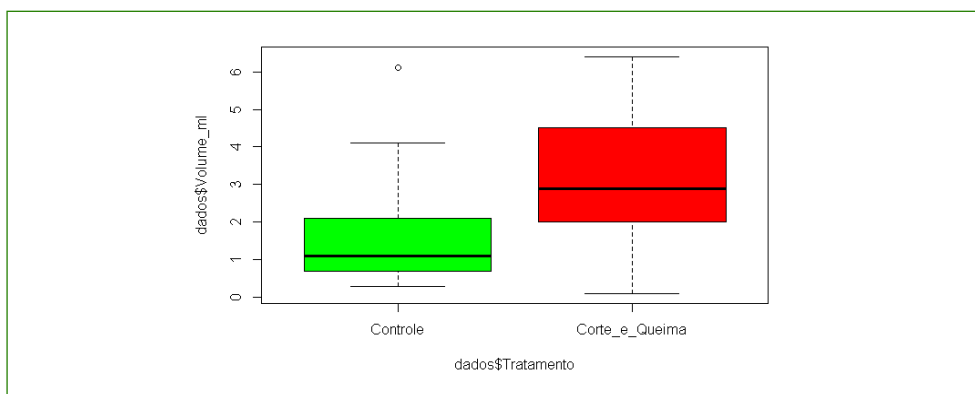
Utilizamos teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados. Quando apresentavam uma distribuição normal, aplicamos Test t, e quando não apresentavam utilizamos o teste de Mann-Whitney. A média da área dos NEFs, do volume do néctar e da porcentagem de açúcar no néctar entre os indivíduos atuaram como nossas variáveis respostas e o tratamento (controle e corte-e-queima) como variável explicativa.

#### RESULTADOS

Todas as plantas possuíam no mínimo três nectários que secretaram durante o experimento dos quais coletamos o néctar, mesmo que a maioria dos NEFs que foram ensacados não tenham produzido secreção de néctar extrafloral. Não constatamos diferença na área dos NEFs entre os tratamentos, com média de  $10,45\text{cm}^2 \pm 3,32$  (Média  $\pm$  Desvio padrão) no controle e  $11,25\text{cm}^2 \pm 4,72$  no corte-e-queima ( $t = -0.40962$ ,  $df = 25.13$ ,  $p\text{-value} = 0.6856$ ). Entretanto, observamos aumento do volume do néctar extrafloral em plantas de áreas cortadas e queimadas, que produziram em média 45,06% mais néctar do que as que se encontravam em áreas controle, variando de  $3,04\mu\text{l} \pm 1,44$  nos indivíduos de áreas cortadas e queimadas a  $1,67\mu\text{l} \pm 1,11$  nos de áreas controle ( $W = 57$ ,  $p\text{-value} =$

0.03802) (Figura 2). Também não houve diferença na concentração de açúcar no néctar entre parcelas controle com média de 20,42%  $\pm$  12,33 e corte-e-queima com média de 17,99%  $\pm$  5,74 ( $t = 0.49697$ ,  $df = 15.076$ ,  $p\text{-value} = 0.6264$ ).

**Figura 2.** Boxplot contendo a mediana (linha grossa no meio das caixas) e distribuição dos valores (linhas fora das caixas e ligadas por linha pontilhada) do volume de néctar extrafloral em  $\mu\text{l}$ . Em verde estão representados os valores das plantas em áreas controle ou seja, sem histórico de uso para agricultura de corte-e-queima (em verde). Em vermelho, representados os valores para as plantas submetidas a agricultura de corte-e-queima, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou que em áreas de florestas secas impactadas pela agricultura de corte-e-queima, a área dos nectários e a concentração de açúcar secretado no néctar extrafloral não sofreram alteração. Entretanto, houve um aumento de 45,06% no volume do néctar em plantas de áreas cortadas e queimadas, mostrando que a mudança não está relacionada ao tamanho, mas sim a produção. Entretanto nossos achados sugerem que, diferente do esperado, as plantas secretam mais néctar sob essa perturbação, provavelmente na tentativa de atrair mais visitação e proteção de comunidade de formigas parceiras.

A área dos NEFS não mudou com a perturbação causada pela agricultura de corte-e-queima. Visto que que essa perturbação imposta é recente, pode não ter fornecido tempo suficiente para a modificação na área dos NEFS. Uma vez que foi possível observar mudança na área do NEFS em gradientes de precipitação, que são gradientes antigos na história de vida evolutiva das plantas, mas não em gradientes de perturbações antrópicas crônicas, que implicam pressões seletivas mais recentes (CÂMARA *et al.*, 2022). Assim, nosso estudo mostrou que mesmo perturbações agudase recentes, provocadas por agricultura de corte-e-queima não implicam em mudanças na área de NEFS.

Ao contrário do esperado, o volume de néctar foi maior em plantas de áreas que sofreram com corte-e-queima. Indivíduos de *P. moniliformis* possuem alta capacidade de rebrota (VANDERLEI *et al.*, 2021), quando a parte aérea desses indivíduos é removida via agricultura de corte-e-queima pode simular uma forte herbivoria, podendo induzir defesas nas plantas rebrotadas, como a maior produção de néctar extrafloral afim de atrair mais formigas protetoras (NESS, 2003; CALIXTO *et al.*, 2021). Que de fato atraiu mais formigas que interagiram mais com as plantas nas áreas cortadas e queimadas, mas as mesmas não agem como parceiras mutualísticas (LEAL, A., dados não publicados), e sim como oportunistas, apenas consumindo o néctar sem fornecer proteção, uma vez que há maiores índices de herbivoria foliar nessas áreas (LEAL, A., dados não publicados). De maneira similar, plantas de Cerrado, uma Savana brasileira, aumentam a atividade de NEFS pós incêndios, indicando aumento na quantidade de néctar, entretanto esse investimento dos vegetais não é convertido em maior proteção das formigas contra herbívoros (ALVES-SILVA; DEL-CLARO, 2014). Dessa forma, o mesmo padrão está sendo observado para a Caatinga. De fato, estudos realizados em áreas de Caatinga localizadas na mesma região do nosso trabalho, mostram que as formigas interagem mais com plantas que produzem maior volume de néctar, mas isso não influencia na maior eficiência em expulsar herbívoros (SOUZA *et al.*, 2022).

A concentração de açúcar no néctar extrafloral também não foi diferente entre os tratamentos. Mesmo que a maior composição de açúcar no néctar seja constantemente atrelada a maiores respostas agressiva das formigas (FAGUNDES *et al.*, 2017), isso parece não ser um fator modulador da agressividade de formigas em ambientes de Caatinga, uma vez que maiores concentrações de açúcar não tiveram respostas na melhora em expulsar potenciais herbívoros (SOUZA *et al.*, 2022). De maneira que, investimento em produção de açúcar demonstra não ser uma boa estratégia de defesa para as plantas desse ambiente, fazendo com que mantenham uma produção similar mesmo diante de perturbação.

Entretanto, formigas foram observadas encontrando e expulsando herbívoros mais rapidamente e apresentando menos herbivoria em áreas controle, sem a influência da agricultura de corte-e-queima, do que nas áreas de corte-e-queima (LEAL A., dados não publicados), contudo esse padrão não parece ser explicado pela secreção de néctar, uma vez que encontramos maior volume de néctar em áreas de corte e queima. Uma outra explicação poderia ser relacionada à mudança na composição de espécies de formigas mediada por perturbações que podem levar a mudanças na qualidade do serviço de proteção (OLIVEIRA *et al.*, 2021). No entanto, a composição de espécies de formigas entre as áreas é similar (LEAL A., dados não publicados). De maneira que outros fatores podem estar moldando as interações com as formigas e gerando menos herbivoria em áreas de floresta

nativa, como a composição da comunidade de plantas em cada tratamento, pois podem fornecer diferentes recursos de maneira a influenciar o comportamento das formigas (BLÜTHGEN; FIEDLER, 2004). Como também, diferenças na comunidade de herbívoros nos tratamentos, uma vez que diferentes tipos de herbívoros, como sugadores e mastigadores, estimulam respostas de defesas distintas das plantas (RAUPP *et al.*, 2020). Dessa forma, em cenários de perturbação por agricultura de corte-e-queima, as plantas parecem não sofrer com redução no investimento em nectários e néctar extrafloral, tendo inclusive o volume do néctar aumentando. Entretanto, como avaliado por outros estudos, as plantas em áreas submetidas a essa perturbação sofrem mais herbivoria foliar, e segundo nossos dados, ainda possuem gastos em investimentos metabólicos destinados ao néctar, que não estão sendo convertidos em proteção, esses gastos poderiam então serem alocados em outros destinos, como crescimento vegetativo e reprodução. Mostrando que possivelmente o fitness das plantas pode ser ainda mais comprometido em áreas que sofrem perturbação por corte-e-queima.

## CONCLUSÃO

De maneira geral, nosso estudo investigou os impactos da agricultura de corte-e-queima sobre atributos de defesa em plantas em ambiente evolutivamente não ligado ao fogo, mas que sofrem com perturbações antrópicas dessa natureza. Com nossos achados foi demonstrado que sob perturbação de corte-e-queima as plantas tendem a investir em uma maior produção de néctar extrafloral, mas não em um maior tamanho de NEF e maior concentração de néctar. Estudos futuros devem investigar outros fatores como a comunidade de plantas e herbívoros, uma vez que podem ser os responsáveis pelo aumentando do comportamento agressivo de formigas observados em áreas de mata nativa em relação a áreas cortadas e queimadas, e seus efeitos no fitness das plantas.

## REFERÊNCIAS

ALVES-SILVA, E.; DEL-CLARO, K. Fire triggers the activity of extrafloral nectaries, but ants fail to protect the plant against herbivores in a neotropical savanna. *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 233–240. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11829-014-9301-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-014-9301-8#citeas>.

BEZERRA, J. S. *et al.* Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 513, p. 120185. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722001797>.

- BLÜTHGEN, N.; FIEDLER, K. Competition for composition: Lessons from nectar-feeding ant communities. *Ecology*, [s. l.], v. 85, n. 6, p. 1479-1485. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0430>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-0430>.
- CALIXTO, E. S. *et al.* Optimal Defense Theory in an ant-plant mutualism: Extrafloral nectar as an induced defence is maximized in the most valuable plant structures. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 167-178. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13457>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13457>.
- CÂMARA, T. *et al.* Drought-induced reductions in plant defenses: Insights from extrafloral nectaries in the Caatinga dry forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 12-17. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/btp.13041>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/btp.13041>.
- CHAVARRO-RODRÍGUEZ, N.; DÍAZ-CASTELAZO, C.; RICO-GRAY, V. Characterization and functional ecology of the extrafloral nectar of *Cedrela odorata* in contrasting growth environments in central Veracruz, Mexico. *Botany*, [s. l.], v. 91, p. 695-701. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjb-2012-0289>. Disponível em: <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/cjb-2012-0289>.
- DEL-CLARO, K.; BERTO, V.; REU, W. Effect of herbivore deterrence by ants on the fruit set of an extrafloral nectary plant, *Qualea multiflora* (Vochysiaceae). *Journal of Tropical Ecology*, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 887-892. 1996. DOI: <https://10.1017/S0266467400010142>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/abs/effect-of-herbivore-deterrence-by-ants-on-the-fruit-set-of-an-extrafloral-nectary-plant-qualea-multiflora-vochysiaceae/E69B1FF777C1C751FBIC662A1702F154>.
- NASCIMENTO, E. A.; DEL-CLARO, K. Ant visitation to extrafloral nectaries decreases herbivory and increases fruit set in *Chamaecrista debilis* (Fabaceae) in a Neotropical savanna. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, [s. l.], v. 205, n. 11, p. 754-756. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2009.12.040>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253010000472>.
- FAGUNDES, R. *et al.* Differences among ant species in plant protection are related to production of extrafloral nectar and degree of leaf herbivory. *Biological Journal of the Linnean Society*, [s. l.], v. 122, n. 1, p. 71-83. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blx059>. Disponível em: <https://academic.oup.com/biolinnean/article-abstract/122/1/71/3869634>.
- KEELER, K. H. The Extrafloral Nectaries of *Ipomoea carnea* (Convolvulaceae). *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 64, n. 10, p. 1182-1188. 1977. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1977.tb10810.x>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/j.1537-2197.1977.tb10810.x>.
- MELO, F. P. L. The socio-ecology of the Caatinga: Understanding how natural resource use shapes an ecosystem. In: *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*, p. 369-382. 2018.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 58-62. 1995. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534700889776>.
- NESS, J. H. *Catalpa bignonioides* alters extrafloral nectar production after herbivory and attracts ant bodyguards. *Oecologia*, [s. l.], v. 134, n. 2, p. 210-218. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1110-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-002-1110-6#citeas>.
- OLIVEIRA, F. M. P. *et al.* Plant protection services mediated by extrafloral nectaries decline with aridity but are not influenced by chronic anthropogenic disturbance in Brazilian Caatinga. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 260-272. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13469>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13469>.

- OLIVEIRA, P. S.; PIE, M. R. Interaction between ants and plants bearing extrafloral nectaries in cerrado vegetation. *Anais Da Sociedade Entomológica Do Brasil*, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 161–176. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0301-80591998000200001>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aseb/a/ckSRJV9GKVPQn49SFMFmbKs/>.
- PIOVIA-SCOTT, J. The effect of disturbance on an ant-plant mutualism. *Oecologia*, [s. l.], v. 166, n. 2, p. 411–420. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1851-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-010-1851-6#citeas>.
- RAUPP, P. P. *et al.* Contrasting effects of herbivore damage type on extrafloral nectar production and ant attendance. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 108, p. 103638. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103638>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X20301302>.
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.
- RIOS, R. S.; MARQUIS, R. J.; FLUNKER, J. C. (Population variation in plant traits associated with ant attraction and herbivory in *Chamaecrista fasciculata* (Fabaceae). *Oecologia*, [s. l.], v. 156, n. 3, p. 577–588. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1024-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-008-1024-z#citeas>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- RUDGERS, J. A. Enemies of herbivores can shape plant traits: Selection in a facultative ant-plant mutualism. *Ecology*, [s. l.], v. 85, n. 1, p. 192–205. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/02-0625>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/02-0625>.
- SOUZA, C. *et al.* Extrafloral nectar secretion does not mediate ant predatory activity on *Pityrocarpa moniliformis* plants in a seasonally dry forest. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 114, p. 103806. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103806>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X21001053>.
- VANDERLEI, R. S. *et al.* Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, [s. l.], v. 37, n.1, p. 35–42. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467421000079>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/abs/extensive-clonal-propagation-and-resprouting-drive-the-regeneration-of-a-brazilian-dry-forest/BE2056054D166DDF1BDECF88FC550EEA>.

## O efeito da regeneração na relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico do estrato herbáceo da Caatinga

Ciro R. Félix<sup>1</sup>

### RESUMO

A predição que uma maior biodiversidade gera um maior funcionamento ecossistêmico e resiliência nas comunidades biológicas tem um grande arcabouço de evidências científicas. Diante disso, nosso objetivo é verificar qual é o efeito da regeneração na biomassa e na diversidade de plantas do estrato herbáceo da Caatinga? Para tal, coletas foram realizadas no Parque Nacional do Catimbau e a biodiversidade e biomassa do estrato herbáceo foram aferidas em parcelas que variaram entre 1 e 30 anos de regeneração. A relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico, bem como o efeito da regeneração foram avaliadas usando biomassa para estimar produtividade através da abordagem *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE)* e GLMs. Ao todo foram registradas 30 morfoespécies de herbáceas, com biomassa média de  $136 \pm 160 \text{ g/m}^2$ . Quatro morfoespécies foram responsáveis por concentrar 50% da biomassa total registrada nas parcelas, são elas: *Herissantia crispa* (17%), *Panicum* sp. (12%), *Asteraceae* sp. (11%) e *Borreria* sp. (11%). Curiosamente, não foi observada relação entre riqueza de herbáceas e biomassa. Porém, outros componentes da diversidade

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Análise de Sistemas Ambientais, Centro Universitário Cesmac.

obtidos através da abordagem *CAFE* como o ganho de espécies e o contexto dependente foram bons indicadores do funcionamento ecossistêmico. Por outro lado, o tempo de regeneração foi um importante preditor de biomassa, quanto maior o tempo de regeneração, menor a biomassa herbácea da parcela. Por fim, esse estudo contribuiu com a compreensão da dinâmica biodiversidade-função na comunidade herbácea da Caatinga, além de verificar o efeito profundo do tempo de regeneração nesse estrato.

#### PALAVRAS-CHAVE

Floresta seca; teoria de nicho; restauração.

#### INTRODUÇÃO

A relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico é robustamente apoiada pelas evidências científicas, por diversos estudos observacionais e experimentais (CARDINALE *et al.*, 2012). Desta forma, o padrão esperado é que comunidades biológicas mais diversas possuam maior diversidade e abundância de funções ecossistêmicas (CARDINALE *et al.*, 2012; MACE *et al.*, 2012; MORI *et al.*, 2017; BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018). Porém, ainda há discussão sobre os *links* que mediam essa relação. Alguns destes mecanismo são a partição complementar de nicho (quando várias espécies se complementam espacial e temporalmente em relação ao uso de recursos num determinado local), o efeito da identidade da espécie (quando espécies específicas têm um papel funcional desproporcional sendo um componente chave do funcionamento ecossistêmico) e a facilitação (quando as atividades de certas espécies facilitam as atividades de outras melhorando o funcionamento ecossistêmico) (DAAM *et al.*, 2019).

Regiões secas não-polares (*drylands*) cobrem mais de 41% da superfície continental do planeta e são considerados ecossistemas frágeis, possuem biodiversidade única e fornecem importantes serviços ecossistêmicos no ciclo global do carbono e na regulação do clima (HUANG; XIE, 2016; MAESTRE *et al.*, 2016, 2021). A Caatinga é a maior Floresta Tropical Seca da América do Sul, com área de ~1 milhão de km<sup>2</sup> cobre aproximadamente 10% do território brasileiro (DA SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). É formado por um mosaico de vegetação arbustivo-espinhosa decídua e manchas de floresta seca. Nesse ambiente, a pluviosidade é baixa (entre 240 e 1500mm por ano) e a estação chuvosa concentra-se em três meses consecutivos durante o ano. No entanto, esse período pode variar entre os anos, gerando extensos períodos de seca (MACHADO; LOPES, 2004). Cerca de 28 milhões de pessoas vivem na Caatinga, juntamente com sua grande área e

biodiversidade, esta região é considerada uma das regiões semiáridas mais populosas e biodiversas do mundo (SILVA *et al.*, 2017).

Na Caatinga é comum a prática da agricultura de corte-e-queima, que consiste no corte das árvores com madeira de interesse para comunidade local e a posterior queima da área para “limpeza” e preparo para o plantio. Após o uso, essas áreas são abandonadas e frequentemente entram em um processo natural de regeneração. Estudos recentes indicam que na Caatinga a regeneração tem um caráter majoritariamente vegetativo, ou seja, a comunidade que inicialmente coloniza o ambiente tende a ser muito semelhante à comunidade de florestas maduras após décadas de regeneração (BARROS *et al.*, 2021). Atualmente sabe-se que Florestas Tropicais Sazonalmente Secas tendem a atingir o pico de clímax após 3-5 décadas de restauração (BECKNELL *et al.*, 2012). Nesse contexto, boa parte das Florestas Tropicais, incluindo a Caatinga, são formadas por florestas secundárias. Portanto, compreender os processos de restauração é um fator decisivo para o entendimento ecológico e para implementação de políticas de conservação e uso de sustentável na Caatinga.

O estrato herbáceo tem um importante papel nos processos de regeneração em florestas secas, pois coloniza as áreas degradadas logo após o abandono (BEHERA; MISRA, 2006; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2013). Essas plantas são capazes de alterar o microclima local facilitando o estabelecimento de sementes e, posteriormente, dos estratos arbustivo e arbóreo (RIBEIRO FILHO *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2013). Além disso, as herbáceas são tolerantes a ambientes estressantes e ajudam a proteger o solo da erosão (DE AGUIAR *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2013). Herbáceas são importantes na produção de biomassa principalmente após distúrbios (SANTOS *et al.*, 2013; JHARIYA; SINGH, 2021). Ademais, a quantidade de biomassa é um indicativo de produtividade, um bom indicativo dos ciclos de nutrientes, funcionamento ecossistêmico e de resiliência (BECKNELL *et al.*, 2012; CARDINALE *et al.*, 2012; SOUZA *et al.*, 2019). Florestas Secas se apresentam como sumidouros importantes de carbono (HUANG *et al.*, 2016), o que tem forte associação com sua capacidade de produzir biomassa.

Diante disso, a seguinte pergunta foi elaborada: Qual é o efeito da regeneração na biomassa e na diversidade de plantas do estrato herbáceo da Caatinga? Para responder essa pergunta as duas hipóteses serão testadas: i) A riqueza é um condutor do funcionamento ecossistêmico pois amplia e otimiza os processos ecossistêmicos (pela lógica de particionamento de nicho complementar, por exemplo), desta forma a maior riqueza de herbáceas será traduzida em um ganho de função (produtividade). ii) A abundância e riqueza de herbáceas diminui em resposta ao tempo de regeneração, pois o processo

tende a gerar florestas maduras que são menos favoráveis para o estabelecimento do estrato herbáceo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo e desenho experimental

A amostragem foi conduzida na região semiárida do Nordeste do Brasil (Catinga) em áreas inseridas no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau localizado no estado de Pernambuco (localizado entre as coordenadas geográficas 8°24'0" e 8°36'3" S e 37°09'30" e 37°14'40" W). O PARNA do Catimbau está inserido na região semiárida, em uma zona de transição entre as mesorregiões do agreste e do sertão. A temperatura anual média é de 25°C e a precipitação média anual varia de 650 mm a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual, formando um gradiente de precipitação geográfico. A maior pluviosidade é registrada entre os meses de abril a junho. Para o desenvolvimento da proposta, três parcelas permanentes de 20 x 50 m inseridas no contexto do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD) do PARNA do Catimbau foram selecionadas. As parcelas foram selecionadas considerando o tempo de regeneração, sendo elas: P01 parcela com menor tempo de regeneração (~ 1 ano de abandono após o corte-e-queima); P10, parcela em processo de regeneração entre 10 e 30 anos; e a P30, parcela em tempo de regeneração superior a 30 anos. Todas as parcelas se encontravam na região mais úmida do PARNA, próximas a vila do Catimbau.

Cinco subparcelas de 5 x 5 m foram aleatoriamente selecionadas em cada parcela e em cada subparcela uma grid de 20 x 20 cm foi arremessada aleatoriamente por 3 vezes. A parte aérea de todo o estrato herbáceo contido nos limites do grid foi coletada, o material foi triado e identificado em morfoespécies. Após a identificação, o peso fresco da biomassa de cada morfoespécie foi aferido com o uso de uma balança de precisão.

### Análise estatística

A relação entre o funcionamento ecossistêmico (usando biomassa como *proxy*) e a riqueza de herbáceas, bem como a influência do tempo de regeneração nessa relação foram analisadas aplicando a abordagem *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE)*. Através da análise de 5-partes de Price foi possível decompor a relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico em cinco componentes (vetores): o efeito do ganho de espécies (SRE.G), efeito da perda de espécies (SRE.L), efeito do ganho identitária de espécies (SIE.G), efeito

da perda identitária de espécies (SIE.L) e efeito do contexto dependente (CDE) (BANNAR-MARTIN *et al.*, 2018).

Além da visualização dessas relações, nós elaboramos modelos lineares generalizados mistos (GLMS), usando como variáveis resposta a riqueza e biomassa de herbáceas e os cinco componentes da análise de 5-partes de Price, e como variável explicativa os diferentes tempos de regeneração. Para verificar a relação entre funcionamento ecossistêmico (representado na biomassa de herbáceas) e biodiversidade (usando a riqueza de herbáceas) independente do tempo de regeneração, foi construído um GLMM usando biomassa herbácea como variável resposta e a riqueza herbácea como variável explicativa, o tempo de regeneração foi o fator aleatório. Todos os GLMS foram elaborados no pacote *mcmcglmm* (Hadfield e Hadfield, 2019) no ambiente estatístico R (R TEAM, 2021) e foram implementados com 2.000.000 de interações de Monte Carlo via cadeias de Markov e com a parcela P01 como comunidade de referência.

## RESULTADOS

Ao todo, 30 morfoespécies de herbáceas foram registradas nas três parcelas (Tabela 1). Na P01 (parcela com um ano de regeneração) registrou-se uma riqueza de 18 morfoespécies, na P10 (parcela com mais de dez anos de regeneração) 20 morfoespécies e na P30 (parcela com mais de trinta anos de regeneração) 10 morfoespécies. Contudo, houve efeito do tempo de regeneração na riqueza de herbáceas apenas entre as parcelas P01 e P30 (GLMM:  $\alpha=-1,6$ ;  $p=0,005$ ) (Figura 1a). Cerca de metade das morfoespécies (47%) foram encontradas exclusivamente em uma única parcela, e apenas duas (*Borreria* sp. e *Dichantheium* sp.) são compartilhadas entre todas.

Houve uma grande concentração em relação a contribuição de cada morfoespécie para biomassa herbácea. Por exemplo, as quatro morfoespécies com maior biomassa relativa foram responsáveis por concentrar 50% da biomassa total registrada nas parcelas, são elas: *Herissantia crispera* (17%), *Panicum* sp. (12%), *Asteraceae* sp. (11%) e *Borreria* sp. (11%) (Tabela 1). Por outro lado, a morfoespécie com maior contribuição para biomassa variou dependendo da parcela analisada: Na P01 *H. crispera* mostrou a maior contribuição relativa na biomassa (26%), na P10 *Borreria* sp. se destacou sendo responsável por mais de um terço (37%) da biomassa desta parcela, e por fim, *Urochloa moles*, que sozinha foi responsável por 53% da biomassa herbácea da parcela P30 (Tabela 1). Indicando que a monodominância em relação a produção de biomassa aumenta com o tempo de regeneração.

**Tabela 1.** Lista de espécies de herbáceas registradas nas parcelas de regeneração, biomassa média em gramas por metro quadrado (g/m<sup>2</sup>) e porcentagem (%)

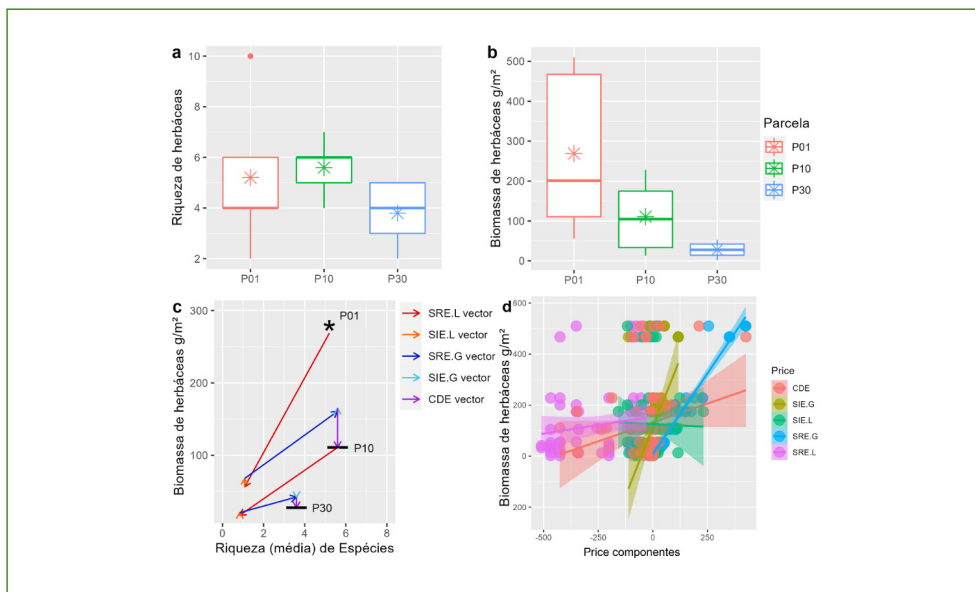
Morfoespécies	Biomassa média g/m <sup>2</sup>				Biomassa média (%)			
	P01	P10	P30	Total	P01	P10	P30	Total
<i>Anthehora hermaphrodita</i>	0,0	0,3	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0	0,1
<i>Aristida</i> sp.	4,7	6,5	0,0	3,7	1,7	5,8	0,0	2,7
<i>Asteraceae</i> sp.	41,7	4,3	0,0	15,3	15,5	3,9	0,0	11,3
<i>Borreria</i> sp.	0,4	40,8	1,8	14,3	0,2	36,7	6,4	10,5
<i>Bulbostylis</i> sp.	36,9	0,0	0,0	12,3	13,7	0,0	0,0	9,0
<i>Commelina</i> sp. 1	2,4	0,0	1,5	1,3	0,9	0,0	5,5	1,0
<i>Commelina</i> sp. 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
<i>Cyperaceae</i> sp.	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
<i>Dianela</i> sp.	22,8	0,0	0,0	7,6	8,5	0,0	0,0	5,6
<i>Dichantherium</i> sp.	5,9	1,6	5,4	4,3	2,2	1,4	19,4	3,1
<i>Dioscorea</i> sp.	0,0	0,0	2,2	0,7	0,0	0,0	7,7	0,5
<i>Gomphrena</i> sp.	5,5	0,9	0,0	2,2	2,1	0,8	0,0	1,6
<i>Herissantia crispata</i>	70,1	1,0	0,0	23,7	26,0	0,9	0,0	17,4
<i>Maranta zingiberina</i>	1,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,3
<i>Mollugo</i> sp.	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Morfoespécie 1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0
Morfoespécie 2	0,0	0,0	0,5	0,2	0,0	0,0	1,7	0,1
Morfoespécie 3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Morfoespécie 4	0,0	30,3	0,0	10,1	0,0	27,3	0,0	7,4
Morfoespécie 5	0,0	2,4	0,0	0,8	0,0	2,2	0,0	0,6
Morfoespécie 6	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,1
Morfoespécie 7	0,5	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Paepalanthus macrocephalus</i>	0,0	0,5	1,3	0,6	0,0	0,4	4,6	0,4
<i>Panicum</i> sp.	47,7	0,1	0,0	15,9	17,7	0,1	0,0	11,7
<i>Poaceae</i> sp. 1	0,2	0,8	0,0	0,3	0,1	0,7	0,0	0,2
<i>Poaceae</i> sp. 2	0,0	3,3	0,0	1,1	0,0	3,0	0,0	0,8
<i>Portulaca</i> sp.	0,5	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>Richardia grandiflora</i>	22,5	9,8	0,0	10,8	8,4	8,9	0,0	7,9
<i>Sida galheirensis</i>	5,8	0,0	0,0	1,9	2,2	0,0	0,0	1,4
<i>Urochloa molles</i>	0,0	7,5	14,8	7,5	0,0	6,8	53,0	5,5

Fonte: autoria própria.

A biomassa média e desvio padrão de herbáceas considerando todas as parcelas foi de  $136 \pm 160 \text{ g/m}^2$  (mediana= $55,49 \text{ g/m}^2$ ). Tanto a parcela P10 (GLMM:  $\alpha = -156$ ;  $p < 0,001$ ) quanto a P30 (GLMM:  $\alpha = -247$ ;  $p < 0,001$ ) apresentaram biomassa significativamente menores que a parcela de referência P01. A parcela com maior biomassa média foi a P01 com  $269 \pm 207 \text{ g/m}^2$ , seguida respectivamente pela P10 ( $111 \pm 91 \text{ g/m}^2$ , diminuição de cerca de 60% em relação a P01) e P30 ( $28 \pm 20 \text{ g/m}^2$ , diminuição de 90% em relação a P01 e 75% em relação a P10), seguindo um padrão inverso ao tempo de regeneração (Figura 1b). Em relação aos cinco componentes de Price (Figura 1c), apenas o efeito do ganho de espécies (SRE.G), divergiu de forma significativa entre as parcelas de regeneração em relação a P01 (GLMM: P10,  $\alpha = -88$ ;  $p = 0,002$ ; P30,  $\alpha = -157$ ;  $p < 0,001$ ). Indicando que o tempo de regeneração gera diminuição no ganho de espécies, ou seja, quanto maior o tempo de regeneração, menor é o ganho de espécies do sistema (Figura 1c).

Diferente do que se esperava, não houve relação entre biomassa e riqueza herbácea bruta (GLMM:  $p = 0,071$ ). Entretanto, ao menos três dos componentes de Price demonstraram relação significativa e positiva com o funcionamento ecossistêmico (biomassa herbácea), Figura 1d, são eles o efeito do ganho identitária

**Figura 1.** Síntese dos dados de riqueza e biomassa de herbáceas entre as três parcelas analisadas (P01, P10 e P30). Em 'a' e 'b': respectivamente riqueza e biomassa de herbáceas entre as parcelas, o asterisco marca a média dos valores. Em 'c' e 'd': Resumo da análise de 5-partes de Price usando a abordagem *Community Assembly and the Functioning of Ecosystems* (CAFE). Os cinco vetores indicam o efeito na função (biomassa) da perda de riqueza (SRE.L), do ganho de riqueza (SRE.G), da perda identitária de espécies (SIE.L), ou seja, espécies mais importantes para a função que contribuem mais que a média, do ganho identitária de espécies (SIE.G), e efeito do contexto dependente (CDE)



Fonte: autoria própria.

de espécies (vetor SIE.G; GLMM:  $\alpha=1,68$ ;  $p<0,001$ ), o efeito do ganho de espécies (vetor SRE.G; GLMM:  $\alpha=1,16$ ;  $p<0,001$ ) e o efeito do contexto dependente (vetor CDE; GLMM:  $\alpha=0,28$ ;  $p=0,02$ ). Diante disso, é possível inferir que o ganho de espécies em geral, mas principalmente de espécies-chave, contribuem diretamente para a manutenção do funcionamento ecossistêmico, bem como o efeito de espécies compartilhadas entre os diferentes tempos de regeneração.

## DISCUSSÃO

Diversidade e biomassa de herbáceas

A riqueza de herbáceas encontrada ( $n=30$ ) está abaixo de registros recentes como o de VIEIRA *et al.*, (2022) e de MENEZES *et al.*, (2021) que estudaram a comunidade de herbáceas na mesma área e registraram 57 e 70 espécies, respectivamente. Entretanto, é necessário considerar que o esforço amostral empregado pelos autores foi bem maior que o empregado neste estudo, o que pode ser um dos fatores explicativos para a menor riqueza observada. De maneira semelhante, BEHERA; MISRA (2006) encontraram uma riqueza de 54 herbáceas e JHARIYA; SINGH (2021) de 63 em florestas secas na Índia, em ambos os casos com dominância da família Poaceae.

A Caatinga é um ambiente heterogêneo em suas facetas biológica, geográfica e sociocultural (DA SILVA *et al.*, 2017; CASTANHO *et al.*, 2020) e isso se reflete nos padrões das comunidades. Em específico, a diversidade da comunidade herbácea pode ser afetada pelo tipo de uso do solo (DE AGUIAR *et al.*, 2013), pelo tempo de pousio do solo (BEHERA; MISRA, 2006), pela densidade do estrato arbóreo (VIEIRA *et al.*, 2022), pelo regime de fogo (JHARIYA; SINGH, 2021) ou pelo pastoreio (MENEZES *et al.*, 2021). Além disso, os padrões de chuva e a localização geográfica podem afetar tanto os padrões de alfa- e beta-diversidade, como a densidade de herbáceas (NOY-MEIR, 1973; BEHERA; MISRA, 2006; VIEIRA *et al.*, 2022).

Em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas como a Caatinga, a estimativa é que a biomassa varie entre 3.900 e 33.400 g/m<sup>2</sup> (BECKNELL *et al.*, 2012). Porém, uma estimativa recente especificamente para a Caatinga é que a mediana da biomassa vegetal esteja por volta de 4.300 g/m<sup>2</sup> (CASTANHO *et al.*, 2020). Em relação à herbáceas, a biomassa encontrada em florestas secas indianas variou entre 58 e 83 g/m<sup>2</sup> dependendo do tempo de pousio (BEHERA; MISRA, 2006) e de 37 a 88 g/m<sup>2</sup> (considerando biomassa aérea e subterrânea) dependendo do regime de fogo (JHARIYA; SINGH, 2021). Este estudo registrou uma biomassa herbácea fresca média de 136 g/m<sup>2</sup>, mas com uma variação de 28 a 269 g/m<sup>2</sup> e mediana de ~55 g/m<sup>2</sup> no Nordeste Brasileiro. Confirmando que Florestas Secas

Sul Americanas tendem a apresentar um aporte maior de biomassa que seus equivalentes asiáticos (*vide* BECKNELL *et al.*, 2012).

Como citado, algumas poucas morfoespécies foram responsáveis por uma grande parcela da biomassa herbácea recuperada, indicando um papel relevante dessa parcela da comunidade para manutenção dessa função. Muitas destas espécies foram registradas por VIEIRA *et al.*, (2022) como espécies abundantes e frequentes na Caatinga, especificamente na região onde este estudo foi desenvolvido. Algumas espécies que aqui contribuíram fortemente para o aporte de biomassa e que estão destacadas no estudo de VIEIRA *et al.*, (2022) são: *H. crispera*, *Panicum sp.* e *U. moles*.

#### Riqueza e funcionamento ecossistêmico

Diferente do que era esperado, não foi observada relação entre riqueza bruta e funcionamento ecossistêmico, entretanto, componentes como o ganho de riqueza, o ganho de espécies-chave para a função e espécies compartilhadas foram diretamente relacionadas ao funcionamento ecossistêmico. Atualmente, o consenso científico aponta para um arcabouço de evidências inequívocas que sustentam a relação entre biodiversidade e funcionamento ecossistêmico (CARDINALE *et al.*, 2012). Porém, estudos prévios também constataram a ausência de relação entre a riqueza e diversidade de herbáceas e biomassa em florestas secas (*e.g.*, BEHERA; MISRA, 2006; DE AGUIAR *et al.*, 2013).

Uma revisão recente de HAGAN *et al.* (2021) argumenta que pode haver variação na relação biodiversidade e função ecossistêmica. A teoria que fundamenta a relação frequentemente aponta que dois grupos de mecanismos afetam a diversidade inicial (majoritariamente em dados experimentais): seleção e complementaridade. Porém, esses mecanismos podem afetar a comunidade de forma completamente diferente. A complementariedade tem forte relação com a co-ocorrência de espécies e quando esse mecanismo atua podemos de fato observar uma maior diversidade gerando maior funcionamento ecossistêmico. Entretanto, nos processos de seleção, a depender da intensidade da pressão, é possível que poucas espécies se sobressaiam e dominem a comunidade. Essas poucas espécies podem contribuir desproporcionalmente com funcionamento ecossistêmico levando a um estado onde uma diversidade relativamente baixa mantém valores elevados de funcionamento ecossistêmico. Desta maneira, uma das principais conclusões dos autores é que não necessariamente diversidade se traduz em funcionamento ecossistêmico. Pois, ainda que a diversidade inicial seja um bom indicativo de funcionamento ecossistêmico, pois nesse *pool* de espécies estão os traços que ficarão disponíveis para os processos (ex. seleção

e complementaridade), a diversidade realizada pode não corresponder a esse padrão. Considerando que boa parte dos trabalhos partem de estudo observacionais, o que se aferi é a diversidade realizada, que nem sempre responde à lógica da teoria da relação biodiversidade-função.

Efeitos da perda de diversidade em curtos prazo e em escalas pequenas tendem, sobretudo em ambientes mais conservados, a subestimar o efeito entre riqueza e funcionamento ecossistêmico (CARDINALE *et al.*, 2012). Além disso, os efeitos entre diversidade e função tendem a ser não-lineares e responder a escala (temporal e espacial) (CARDINALE *et al.*, 2012; DAAM *et al.*, 2019). Escalas maiores tendem a acrescentar mais heterogeneidade e complexidade ao sistema (CARDINALE *et al.*, 2012; DAAM *et al.*, 2019). Por exemplo, uma espécie que era chave em uma escala menor, pode não ter um papel tão relevante quando a escala é elevada (DAAM *et al.*, 2019). Além disso, escalas maiores tendem a aumentar o efeito de ligação entre comunidades (CARDINALE *et al.*, 2012; DAAM *et al.*, 2019).

Até então, as pesquisas geralmente são restritas aos níveis mínimos de biodiversidade necessários para um (ou poucos) processos ecossistêmicos (CARDINALE *et al.*, 2012). Considerando a função ecossistêmica avaliada aqui, produtividade (aferida via biomassa), o estrato herbáceo pode não ser o melhor modelo para avaliar o efeito da perda de diversidade na função. Visto que quem contribui majoritariamente para essa função (em florestas maduras) são estratos vegetais superiores (BECKNELL *et al.*, 2012; DE AGUIAR *et al.*, 2013; BARROS *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2019). Uma evidência disso pode estar no estudo DE AGUIAR *et al.*, (2013) que, como já citado, não encontrou relação entre biodiversidade e biomassa herbácea, por outro lado, observou uma relação positiva e significativa entre biomassa do estrato arbóreo-arbustivo e diversidade. O mesmo vale para SOUZA *et al.*, (2019), que encontrou relação positiva entre riqueza e a biomassa do estrato arbóreo-arbustivo. Um outro elemento que pode estar por trás do resultado encontrado é que o desenho deste estudo envolveu apenas três parcelas, ou seja, não capturamos variação amostral suficiente. O que pode indicar que a ausência de relação entre diversidade e função observada pode ser um erro do tipo 2.

#### Regeneração, riqueza e funcionamento ecossistêmico

O tempo de regeneração foi explicativo para a riqueza de espécies herbáceas entre as parcelas com menor e maior tempo de regeneração, a parcela com maior tempo de regeneração apresentou menor riqueza de herbáceas. Além disso, houve uma forte relação negativa entre o tempo de regeneração e a biomassa herbácea. O ganho de novas espécies também foi diminuído à medida que o tempo de regeneração aumentava. O tempo de regeneração parece ser

explicativo para riqueza e diversidade de herbáceas. Sendo o padrão geral: maior riqueza e diversidade de herbáceas em áreas com menos tempos de regeneração e/ou com mais distúrbio (BEHERA; MISRA, 2006; SANTOS *et al.*, 2013).

A biomassa apresentou um evidente padrão em diminuir à medida que o tempo de regeneração aumentava. Esse padrão é inverso ao que geralmente se encontra nos estratos arbustivo e arbóreo em Florestas Sazonalmente Secas (BECKNELL *et al.*, 2012; DE AGUIAR *et al.*, 2013; BARROS *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2019). Para esses estratos de maior porte, o tempo de regeneração é diretamente proporcional ao acúmulo de biomassa e de densidade de madeira, além de que responde positivamente ao regime de chuvas (BECKNELL *et al.*, 2012; BARROS *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2019). Esse incremento de biomassa tende a se estabilizar e chegar ao seu máximo entre 30-50 anos de regeneração (BECKNELL *et al.*, 2012).

Durante os primeiros anos de regeneração as herbáceas têm vantagem por ter um crescimento relativamente mais rápido que outros grupos e tolerar ambientes adversos com grande radiação solar, altas temperaturas e baixa umidade. Essa colonização inicial de herbáceas é seguida por um aumento de densidade que protege o solo da radiação direta e da erosão pela chuva. Além disso, o micro-habitat gerado pelas herbáceas gera um ambiente propício para o estabelecimento do banco de sementes, aumentando a umidade e diminuindo a temperatura junto ao solo, favorecendo assim a germinação. Em seguida há estabelecimento de arbustos, aumento da área basal e alteração das configurações do microclima gerando diminuição da densidade e riqueza de herbáceas (SANTOS *et al.*, 2013; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2021;).

Essa diminuição de biomassa e diversidade está fortemente relacionada ao aumento do dossel que limita a luminosidade direta e diminui a vantagem competitiva das herbáceas (DE AGUIAR *et al.*, 2013; RIBEIRO FILHO *et al.*, 2021). Essa vantagem frente a diminuição dos estratos arbustivo e arbóreo fica evidente no estudo de RIBEIRO FILHO *et al.*, (2021), que mostra que o raleamento da vegetação (manejo que consiste na retirada seletiva de espécies arbóreas e arbustivas) gera incremento substancial no estoque de carbono acumulado no estrato herbáceo. Desta forma, é possível que haja um mecanismo compensatório do acúmulo de biomassa mediado, dentre outros fatores, por competição que favorece herbáceas quando as condições são ideais, o que tende a ser no início do processo de restauração.

## CONCLUSÕES

Em suma, foi observado que a diversidade de herbáceas foi semelhante ao esperado para a região da Caatinga explorada e que este estudo contribuiu com

um dos poucos registros de biomassa herbácea na região. A biomassa herbácea encontrada se mostrou maior que registros em Florestas Secas asiáticas, corroborando com dados mais amplos da literatura. Entretanto, diferente do que é proposto na literatura, não foi encontrada relação entre diversidade bruta (riqueza de espécies) e funcionamento ecossistêmico em herbáceas da Caatinga. Entretanto, outros componentes da diversidade como o ganho de espécies e o contexto dependente foram diretamente relacionados ao funcionamento ecossistêmico.

Porém, confirmando o que está posto na literatura, a biomassa herbácea foi fortemente e negativamente afetada pelo tempo de regeneração das parcelas. Indicamos que estudos posteriores ampliem o número de parcelas para que se consiga capturar uma maior variabilidade espacial e temporal, possibilitando a verificação com maior acurácia a validade dos padrões encontrados neste estudo. Por fim, esse estudo contribuiu com a compreensão da dinâmica da comunidade herbácea na Caatinga e da relação biodiversidade e funcionamento ecossistêmico, além de verificar o efeito profundo do tempo de regeneração nessa comunidade.

#### AGRADECIMENTOS

O autor gostaria de agradecer a msc. Lígia Vieira e ao prof. Dr. Rodrigo Carmo pela contribuição inestimável, sem essa colaboração este estudo não seria possível. Um sincero agradecimento aos demais monitores e professores que participaram do ECCA 2022 que contribuíram profundamente para o aprendizado do autor que vos escreve. E por fim, agradeço a oportunidade de ter encontrado diversos pares com quem desenvolvi uma amizade sincera e, espero, duradoura.

#### REFERÊNCIAS

- BANNAR-MARTIN, K. H. *et al.* Integrating community assembly and biodiversity to better understand ecosystem function: the Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE) approach. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 167–180. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12895>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12895>.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- BECKNELL, J. M. *et al.* Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 276, p. 88–95. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.033>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112712002009>.

- BEHERA, S. K.; MISRA, M. K. Floristic and structure of the herbaceous vegetation of four recovering forest stands in the eastern ghats of India. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 15, p. 2263–2285. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-8215-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-004-8215-7>.
- CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, [s. l.], v. 486, p. 59–67. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature11148>.
- CASTANHO, A. D. A. *et al.* A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous seasonally dry tropical forest-caatinga in northeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, [s. l.], v. 92, n. 1, 1–18. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-37652020190282>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/5ddbcBL7kk4QDFGJZ6JLTGP/>.
- SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Springer. 2017.
- DAAM, M. A. *et al.* Establishing causal links between aquatic biodiversity and ecosystem functioning: Status and research needs. *Science of the Total Environment*, [s. l.], v. 656, p. 1145–1156. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.413>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718347685>.
- AGUIAR, M. I. *et al.* Does biomass production depend on plant community diversity? *Agroforestry Systems*, [s. l.], v. 87, p. 699–711. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9590-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10457-012-9590-9>.
- HADFIELD, J.; HADFIELD, M. J. *System Requirements, C., Package 'mcmcglmm'*. Disponível em: <https://cran.r-project.org>. 2019.
- HAGAN, J. G.; VANSCHOENWINKEL, B.; GAMFELDT, L. We should not necessarily expect positive relationships between biodiversity and ecosystem functioning in observational field data. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 24, n. 12, p. 2537–2548. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13874>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.13874>.
- HUANG, J.; JI, M.; XIE, Y. Global semi-arid climate change over the last 60 years. *Climate Dynamics*, [s. l.], v. 46, p. 1131–1150. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2636-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-015-2636-8>.
- JHARIYA, M. K.; SINGH, L. Herbaceous diversity and biomass under different fire regimes in a seasonally dry forest ecosystem. *Environmental Development and Sustainability*, [s. l.], v. 23, p. 6800–6818. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00892-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-020-00892-x>.
- MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 19–26. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534711002424>.
- MACHADO, I. C.; LOPES, A. V. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 94, n. 3, p. 365–376. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mch152>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/94/3/365/166926?redirectedFrom=fulltext>.
- MAESTRE, F. T. *et al.* Biogeography of global drylands. *New Phytologist*, [s. l.], v. 231, n. 2, p. 540–558. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.17395>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.17395>.

- MAESTRE, F. T. *et al.* Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 47, p. 215–237. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032311>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032311>.
- MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation and Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 79–90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3693>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3693>.
- MORI, A. S.; LERTZMAN, K. P.; GUSTAFSSON, L. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 12–27. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12669>.
- NOY-MEIR, I. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, [s. l.], v. 4, p. 25–51. 1973. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000325>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.es.04.110173.000325>.
- R TEAM. *Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing*. 2015. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.
- RIBEIRO-FILHO, J. C. *et al.* Carbon stock of the herbaceous layer under different plant cover in fragments of Caatinga. *Revista Ciência Agronômica*, [s. l.], v. 52, n. 1, p. 1–8. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20210005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/rca/a/4Q9hhrHKMVLRYRFRkpVp5rx/>.
- RIPLEY, B. *et al.* Package ‘MASS’. *Cran r*, [s. l.], v. 538, p. 113–120. 2013. DOI: <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.MASS>. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>.
- SANTOS, J. C. *et al.* Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, [s. l.], v. 4, p. 276–286. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1177/194008291100400306>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/194008291100400306>.
- SANTOS, J. M. F. F. *et al.* Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, [s. l.], v. 185, p. 8287–8302. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3173-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3173-8>.
- SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the challenges. In: *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer, pp. 3–19. 2017.
- SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 435, p. 57–65. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112718314269>.
- VIEIRA, L. A. F. *et al.* Divergent herb communities in drier and chronically disturbed areas of the Brazilian Caatinga. *Perspectives in Ecology and Conservation*, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 132–140. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064421000997>.
- WICKHAM, H.; CHANG, W.; WICKHAM, M. H., Package ‘ggplot2’. *Creative elegant data visualization using Grammar of Graphics*, [s. l.], v. 2, p. 1–189. 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org/reference/ggplot2-package.html>.

## Perturbações antrópicas impactam interações entre plantas e animais em florestas secas?

Gabriela Ferreira Pachêco<sup>1</sup>

### RESUMO

Os ecossistemas tropicais estão cada vez mais expostos a perturbações antrópicas que podem impactar diretamente a biodiversidade e as interações entre plantas e animais que podem aumentar a proteção destas plantas contra insetos herbívoros. Neste cenário, entender como perturbações antrópicas são capazes de afetar os mecanismos responsáveis pela proteção e aumento do fitness de plantas em um cenário exposto a perturbações causadas por atividades humanas é de grande relevância. Este estudo avaliou o impacto de um gradiente de perturbação antrópica em interações mutualistas entre plantas e animais utilizando aranhas do gênero *Peucetia* e plantas da espécie *Cnidocolus urens* var. *neglectus* como interação modelo. Para isso, estabelecemos um gradiente de perturbação antrópica em 10 plots com base em um índice de perturbação obtido com a medição da densidade de lenhosas em 10 subplots de 5m x 5m em área de Caatinga, no Nordeste brasileiro. Em cada plot medimos a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* e a abundância e riqueza dos herbívoros presentes em 1 indivíduo de *Cnidocolus urens* var. *neglectus* por plot. Não encontramos relação significativa entre a abundância de aranhas do gênero

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

*Peucetia* quando comparadas ao gradiente de perturbação. Nossos resultados sugerem que a interação entre *C. urens var. neglectus* e aranhas do gênero *Peucetia* não é afetada pela perturbação antrópica em vegetação de Caatinga. Estes resultados podem estar relacionados a diversos fatores como a resiliência destas interações e o fato de que existem fatores mais importante sobre estas interações como a precipitação. Este estudo corrobora a ideia de que a precipitação possivelmente é o fator que mais influencia de forma mais significativa a espécie estudada do que alterações causadas por perturbações antrópicas uma vez que a água é o fator mais limitante para plantas e para a fauna no contexto das florestas secas como a Caatinga.

#### PALAVRAS-CHAVE

Florestas secas; perturbação antrópica; biodiversidade; mutualismo.

#### INTRODUÇÃO

Os ecossistemas tropicais estão cada vez mais ameaçados por perturbações antrópicas (ACHARD *et al.*, 2002; LAURANCE, 2007). Isto é essencialmente relevante no contexto das florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS), que se tornaram um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo devido ao desmatamento maciço causado por atividades extrativistas (MILES *et al.*, 2006). Este é particularmente o caso da Caatinga, um tipo de floresta seca endêmica do Brasil, onde a floresta está sob constante pressão devido a perturbações antrópicas crônicas que consistem em remoções frequentes e contínuas de pequenas quantidades de biomassa (SINGH, 1998; SCHULZ *et al.*, 2016). Neste sentido, as espécies experimentam as mudanças na paisagem de formas diferentes, utilizando recursos e habitats de maneiras distintas e diferindo na sua sensibilidade às alterações e fragmentações da paisagem (GARDNER *et al.*, 2009).

As perturbações muitas vezes desencadeiam surtos de espécies herbívoras favorecidas por hospedeiros estressados ou abundantes após a perturbação (SCHOWALTER, 2012). Dessa forma, ao possuir defesas contra os inimigos, as plantas aumentam sua resistência e evitam os danos causados por herbívoros que consomem diferentes tipos de tecidos, minimizando os custos de adequação aos danos (KARBAN; MYERS, 1989; *apud* IRWIN *et al.*, 2004). Estas defesas podem ser através de relações mutualísticas entre plantas e animais como a defesa promovida por aranhas. Essa defesa é promovida pela atividade predatória das aranhas que pode reduzir potencialmente o número de insetos herbívoros nas plantas, alimentando-se deles ou os assustando, promovendo assim serviços

de proteção (POLLARD *et al.*, 1995; RUHREN; HANDEL, 1999; *apud* ARANGO, 2012). Esta proteção adicional promovida pelas aranhas pode permitir que as plantas consigam alocar mais recursos para a sua reprodução, aumentando seu fitness (RUHREN; HANDEL, 1999). Entretanto, características ambientais como temperatura e cobertura vegetal podem influenciar a escolha e permanência das aranhas nas plantas uma vez que estes animais tendem a escolher seu hábitat baseado no nível de proteção contra temperaturas extremas e a destruição de teias e ninhos, o que pode maximizar o tempo de forrageamento da teia (MORSE, 1984; POLLARD *et al.*, 1995; *apud* ARANGO *et al.*, 2000). Por este motivo, ambientes mais perturbados podem sofrer diminuições em sua abundância ou extinções locais se as condições de hábitat ultrapassarem seus limites de tolerância ou se os seus recursos desaparecerem (SCHOWALTER, 2012).

Um exemplo de espécie de *Cnidoscolus* que possui relações mutualísticas com estas aranhas e é amplamente distribuída no Brasil é o *Cnidoscolus loefgrenii* (PAX & K. Hoffm.) – nome aceito: *Cnidoscolus urens var. neglectus* (*Euphorbiaceae*). Esta espécie possui capacidade de se adaptar a diferentes domínios sendo altamente disseminada ao longo de vários ambientes antropizados de Caatinga, Cerrado e florestas tropicais úmidas. *C. urens var. neglectus* é a única espécie no gênero que pode ser encontrada como nativa ao longo de todo o continente americano (MAYA-LASTRA; STEINMANN, 2018), apresentando uma ampla plasticidade fenotípica, especialmente no que se refere a morfologia tecidual (*e.g.*, folhas, acúleos e estípulas) e reprodutiva (*e.g.*, flores, frutos) (MAYA-LASTRA; STEINMANN 2018).

Neste contexto de vulnerabilidade das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, é de grande relevância entender como a perturbação antrópica é capaz de influenciar as interações planta-animal. Este trabalho visa elucidar como um gradiente de perturbação antrópica crônica é capaz de impactar a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* e a abundância e riqueza de herbívoros em plantas da espécie *Cnidoscolus urens var. neglectus*. Nossa hipótese é de que a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* presentes em plantas da espécie *Cnidoscolus urens var. neglectus* é afetada negativamente de acordo com o aumento do grau de perturbação devido à preferência desses animais por ambientes menos perturbados, favorecendo a presença de herbívoros em ambientes mais perturbados. Temos como predições que: (a) o aumento no grau de perturbação terá um efeito negativo sobre a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* e (b) a diminuição na abundância de aranhas do gênero *Peucetia* terá um efeito positivo sobre a abundância de herbívoros presentes nas plantas. Assumimos como premissas que: (1) aranhas têm preferência de hábitat por ambientes menos perturbados devido à maior quantidade de plantas e maior oferta de

recursos e que (2) aranhas do gênero *Peucetia* possuem um importante papel na diminuição da abundância de herbívoros presentes nas plantas que essas aranhas habitam. Temos como variáveis resposta a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* e a abundância de herbívoros presentes nos indivíduos de *C. urens var. neglectus* e, como variável explicativa, utilizamos o índice de perturbação antrópica.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado em área de Caatinga no estado de Pernambuco no Nordeste brasileiro. O clima predominante é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen). A precipitação média anual varia entre 650 e 1100 mm, apresentando ampla irregularidade interanual, com temperatura média anual de 23°C (SNE, 2002). O Parque foi criado em 2002, mas a população ainda continua vivendo em sua área, explorando os seus recursos através da extração de madeira e lenha, de produtos florestais não-madeireiros e criação extensiva de animais (SNE, 2002). A Caatinga é uma Floresta Tropical Seca marcada principalmente por perturbações antrópicas crônicas (RITO *et al.*, 2017). A população local, tipicamente rural e de baixa renda, é altamente dependente dos recursos naturais para sua subsistência e geração de renda, culminando no uso de forma insustentável destes recursos e na conseqüente ameaça a muitos processos ecossistêmicos (RIBEIRO *et al.*, 2015; SCHULZ *et al.*, 2016). Neste sentido, a Caatinga é estruturada por uma paisagem altamente marcada pela dominância de algumas espécies de plantas em detrimento de outras que tendem a ser mais raras consistindo num modelo ideal para o presente estudo.

### Coleta de dados

Para acessar o efeito da perturbação sobre as interações entre a espécie *C. urens var. neglectus* com aranhas do gênero *Peucetia* e herbívoros, estabelecemos um gradiente de perturbação baseado na densidade de lenhosas considerando: maior densidade de lenhosas correspondendo a menor perturbação e menor densidade de lenhosas correspondendo a maior perturbação. A densidade de lenhosas foi medida através de contagem indivíduos em subplots de 5 x 5 m em cada uma das 10 áreas estudadas (totalizando 10 subplots). Dentro de cada plot foi escolhido um indivíduo da espécie *C. urens var. neglectus* (totalizando

10 indivíduos) nos quais realizamos a coleta dos animais presentes nas plantas com a utilização de um guarda-chuva entomológico. Os animais coletados foram armazenados em tubos Falcon com álcool 70% separados por indivíduo de planta. Os animais coletados foram em seguida separados e classificados em morfoespécies para a obtenção dos valores de abundância de aranhas do gênero *Peucetia* além da abundância e riqueza de animais herbívoros.

#### Análise de dados

Para analisar os dados foi utilizada a regressão linear utilizando o gradiente de perturbação como variável independente e a abundância de aranhas como variável dependente. Para acessar a normalidade dos resíduos foi utilizado o teste de Shapiro. Todas as análises foram realizadas com o software R versão 4.1.3 (R CORE TEAM, 2022).

**Figura 1** - Processo de identificação dos animais coletados em um indivíduo de *Cnidoscolus urens* var. *neglectus* com a utilização de guarda-chuva entomológico



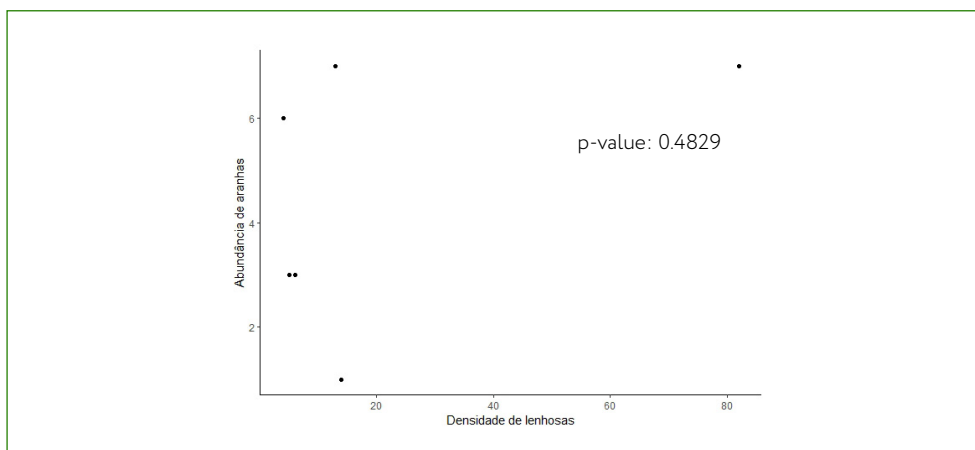
Fonte: autoria própria.

## RESULTADOS

Dos 10 indivíduos de *Cnidoscolus urens* var. *neglectus* dos respectivos 10 subplots, um total de 6 indivíduos de plantas (um indivíduo por subplot) apresentaram a presença de aranhas do gênero *Peucetia*. Nestes 6 indivíduos foram encontradas 29 aranhas do gênero *Peucetia* com uma média de 4,5 aranhas por planta. Obtivemos um total de 36 animais de outras espécies, sendo 3 herbívoros

pertencentes à família *Grillidae* ao longo do gradiente de perturbação estabelecido com uma média de 3,6 animais por planta. Não encontramos relação significativa entre a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* e o gradiente de perturbação ( $p = 0,4829$ ). Devido ao número muito baixo de herbívoros coletados não foi possível a realização da análise estatística desta variável

**Figura 2.** Relação entre a abundância de aranhas presentes nos indivíduos de *C. urens var. neglectus* com o gradiente de perturbação



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Neste estudo, nós avaliamos os impactos do aumento do gradiente de perturbação antrópica sobre importantes interações entre plantas e aranhas. Nós encontramos que a abundância de aranhas do gênero *Peucetia* se manteve similar nos indivíduos de *C. urens* ao longo do gradiente de perturbação indicando impactos neutros do aumento do gradiente de perturbação nas interações entre aranhas *Peucetia sp.* e *C. urens*. Nossos resultados sugerem que estas relações são resilientes ao aumento no dos níveis de perturbação antrópica em vegetação de Caatinga. A seleção de hábitat de aranhas do gênero *Peucetia* presentes em plantas tende a variar bastante de acordo com diversos fatores como a época do ano, além de variar espacialmente e temporalmente devido aos efeitos combinados da distância dos indivíduos em relação à agrupamentos de plantas de florestas próximas, precipitação mensal, altura das plantas, entre outros (ARANGO *et al.*, 2000). Entretanto, estes estudos têm sido conduzidos em ambiente já perturbados antropicamente (ambientes de pastagens), não havendo comparação entre diferentes níveis de perturbação. Neste sentido, nosso estudo demonstrou que a relação entre *C. urens* e *Peucetia sp.* se mostrou

resiliente ao aumento nos graus de perturbação, uma vez que tanto indivíduos de *C. urens* presentes em ambientes com menores níveis de perturbação quanto os indivíduos de *C. urens* presentes em ambientes com maiores níveis de perturbação apresentaram abundância de aranhas similares. Além disso um fator importante é a aridez na medida em que a disponibilidade de água é o fator mais determinante para a vegetação e a fauna da Caatinga (PROBIO/Caatinga, 2004). Alterações na precipitação afetam as comunidades de plantas e artrópodes diretamente através de impactos fisiológicos nas taxas de sobrevivência e crescimento de espécies e indiretamente, alterando as interações entre as espécies como a competição. Uma vez que a cobertura florestal reflete o padrão de chuvas, principalmente no contexto de florestas secas, a precipitação pode influenciar não apenas na abundância e riqueza das plantas, mas também na composição funcional e taxonômica de insetos (SANTOS-NETO, 2016). Isto pode significar que a abundância de aranhas e de insetos herbívoros é muito mais relacionada a precipitação do que outros fatores sendo o fator mais decisivo no que diz respeito à distribuição e abundância de artrópodes em plantas da Caatinga, o que explicaria porque não encontramos alterações na abundância de aranhas quando comparamos somente o gradiente de perturbação. Por último, ressaltamos a importância de estudos que avaliem o impacto de perturbações antrópicas sobre importantes relações mutualísticas entre planta e animais, principalmente no contexto.

## CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho não indicam uma relação entre os níveis de perturbação antrópica e importantes interações entre plantas e animais em florestas secas. Estes resultados podem estar relacionados com uma série de fatores como as diferenças nos níveis de precipitação das áreas onde trabalhamos uma vez que a água tem sido considerada o fator decisivo no que diz respeito fauna e flora de florestas secas. Este estudo pode subsidiar futuras pesquisas que busquem analisar como os mecanismos de plantas vencedoras em contexto de perturbação antrópica podem influenciar nos processos de substituição de espécies servindo como base na elaboração de planos de manejo e conservação. Ressaltamos a importância da realização de estudos que analisem os impactos das perturbações antrópicas nas relações mutualísticas entre plantas e animais.

## REFERÊNCIAS

ACHARD, F. *et al.* Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, [s. l.], v. 297, n. 5583, p. 999-1002. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1070656>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1070656>.

- ARANGO, A. M. *et al.* Effect of the spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) on floral visitors and seed set of *Cnidoscopus multilobus* (Euphorbiaceae). *Acta Botanica Mexicana*, [s. l.], v. 100, p. 1–14. 2012. Disponível em: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=SoI87-71512012000300001](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=SoI87-71512012000300001).
- ARANGO, A. M. *et al.* Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidoscopus aconitifolius* (Euphorbiaceae). *Journal of Arachnology*, [s. l.], v. 28, p. 185–194. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0185:PSSAHU\]2.O.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028[0185:PSSAHU]2.O.CO;2). Disponível em: [https://bioone.org/journals/the-journal-of-arachnology/volume-28/issue-2/0161-8202\(2000\)028%5b0185%3apssahu%5d2.O.CO%3b2/POPULATION-STRUCTURE-SEASONALITY-AND-HABITAT-USE-BY-THE-GREEN-LYNX/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0185:PSSAHU\]2.O.CO;2.short](https://bioone.org/journals/the-journal-of-arachnology/volume-28/issue-2/0161-8202(2000)028%5b0185%3apssahu%5d2.O.CO%3b2/POPULATION-STRUCTURE-SEASONALITY-AND-HABITAT-USE-BY-THE-GREEN-LYNX/10.1636/0161-8202(2000)028[0185:PSSAHU]2.O.CO;2.short).
- GARDNER, T. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 561–582. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>.
- IRWIN, R. E. *et al.* The dual role of floral traits: pollinator attraction and plant defense. *Ecology*, [s. l.], v. 85, n. 6, p. 1503–1511. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0390>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-0390>.
- LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Biological Conservation*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 65–70. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.014>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534706003077>.
- MAYA-LASTRA, C. A. & STEINMANN, V. W., A nomenclator of *Cnidoscopus* (Euphorbiaceae). Instituto de Ecología, A.C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, 91070, Xalapa, Veracruz, Mexico. *Phytotaxa*, [s. l.], v. 346, n.1, p. 1–30. 2018. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.346.1.1>. Disponível em <https://phytotaxa.mapress.com/pt/article/view/phytotaxa.346.1.1>.
- MILES, L. *et al.* A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 491–505. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>.
- PROJETO DE CONSERVAÇÃO E UTILIZAÇÃO SUSTENTÁVEL DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA BRASILEIRA – PROBIO, 2004. Disponível em: [https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/livroprofessuer.pdf](https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/livroprofessuer.pdf).
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 2, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- SANTOS-NETO, P. E. *Efeito de perturbações antrópicas e níveis de precipitação nas interações entre plantas e insetos herbívoros na Caatinga*. UFPE/CCB-2017- 557. 2016.
- SNE (SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA), 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. *Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA*, Recife. Disponível em: [https://www.academia.edu/83364437/A\\_sociedade\\_Nordestina\\_de\\_Ecologia\\_apresenta\\_o\\_Projeto\\_t%C3%A9cnico\\_para\\_a\\_Cria%C3%A7%C3%A3o\\_do\\_Parque\\_Nacional\\_do\\_Catimbau\\_PE\\_vers%C3%A3o\\_final\\_em\\_cumprimento\\_ao\\_Contrato\\_n\\_o\\_086\\_oo\\_02\\_Subprojeto\\_Proposta\\_para\\_Cria%C3%A7%C3%A3o\\_do\\_Parque\\_Nacional\\_do\\_Catimbau\\_PE\\_](https://www.academia.edu/83364437/A_sociedade_Nordestina_de_Ecologia_apresenta_o_Projeto_t%C3%A9cnico_para_a_Cria%C3%A7%C3%A3o_do_Parque_Nacional_do_Catimbau_PE_vers%C3%A3o_final_em_cumprimento_ao_Contrato_n_o_086_oo_02_Subprojeto_Proposta_para_Cria%C3%A7%C3%A3o_do_Parque_Nacional_do_Catimbau_PE_).

SCHULZ, K. *et al.* Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 367, p. 62–70. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716300305>.

SCHOWALTER, T. D. Insect responses to major landscape-level disturbance. *Annual Review of Entomology*, [s. l.], v. 57, p. 1–20. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120710-100610>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-ento-120710-100610>.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 1–2. 1998. DOI: [doi:10.1017/S0376892998000010](https://doi.org/10.1017/S0376892998000010). Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/abs/chronic-disturbance-a-principal-cause-of-environmental-degradation-in-developing-countries/DOF87C5C6E90DD15A90B932808EEE831>.

## Efeitos da perturbação por corte e queima na abundância e riqueza de plantas com nectários extraflorais na Caatinga

Graziela de Araújo Lima<sup>1</sup>

### RESUMO

Plantas portadoras de nectários extraflorais (NEF) geralmente têm características típicas de espécies pioneiras, e pode proliferar em habitats perturbados. Neste sentido, nosso objetivo é avaliar a abundância e a riqueza de plantas com NEF em áreas com corte e queima. Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos em tratamento controle (CO) e corte e queima (CQ) e classificadas as espécies portadoras de NEF. Foi utilizado o método de rarefação para comparação da riqueza. Os resultados sugerem que não houve diferenças na abundância e riqueza de recurso nos tratamentos. A quantidade de indivíduos de *Pityrocarpa moniliformis* é menor em área corte e queima, indicando que teve indivíduos que não rebrotaram, e que a disponibilidade de recurso (NEF) pode estar distribuída em diferentes espécies. O conhecimento do efeito da riqueza e abundância das espécies com nectários extraflorais é uma ferramenta importante que pode contribuir para pesquisas futuras que analise a qualidade e quantidade de recurso disponível em nível de comunidade.

### PALAVRAS-CHAVE

Disponibilidade de recursos; mutualismo; vegetação semiárida.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS).

## INTRODUÇÃO

Os ecossistemas florestais estão cada vez mais ameaçados por transformações antrópicas que impactam a biodiversidade e as interações ecológicas nas florestas tropicais (MORRIS *et al.*, 2010; EDWARDS *et al.*, 2019; ROBERTS *et al.*, 2021). Dentre esses impactos, destaca-se as perturbações antrópicas agudas (PAA), que é caracterizada pela perda do hábitat florestal, causado pela agricultura de corte e queima (RIBEIRO *et al.*, 2015). Nesse cenário a Caatinga tem sido constantemente alterada pela agricultura de corte e queima, exploração madeireira e extração de lenha, causando perda e degradação de hábitats (SILVA *et al.*, 2017).

A Caatinga é uma das florestas tropicais sazonalmente secas com maior biodiversidade e alto endemismo do mundo (DRYFLOR, 2016; SILVA *et al.*, 2017). Contudo, as florestas tropicais sazonalmente secas são uma das florestas mais ameaçadas do mundo (LEAL *et al.*, 2005; RITO *et al.*, 2017). Essas florestas estão entre as mais vulneráveis às pressões antrópicas, devido a aproximadamente um terço da população mundial viver nesses ambientes e depender diretamente de seus recursos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012). Áreas de Caatinga são geralmente exploradas para lenha, agricultura e pastagem, e posteriormente abandonadas, iniciando o processo de regeneração (ARAÚJO FILHO, 2013).

Na Caatinga, Fabaceae está entre as famílias mais representativas em riqueza de espécies, muitas dessas espécies possuem glândulas produtoras de néctar denominadas nectários extraflorais (RIBEIRO *et al.*, 2015). Plantas portadoras de nectários extraflorais (NEF) geralmente têm características típicas de espécies pioneiras, e pode-se esperar que proliferem em hábitats perturbados (LEAL *et al.*, 2015). Dessas espécies portadoras de nectários extraflorais, *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & RWJobson (Fabaceae) é uma espécie de planta muito abundante e amplamente distribuída em toda a floresta seca da Caatinga, tanto em florestas em regeneração quanto em florestas antigas, que consegue rebrotar em biotas que foram expostas ao corte e ao fogo (RITO *et al.*, 2017; BARROS *et al.*, 2021). Estudos mostram que tanto *P. moniliformis* como *Croton sonderianus* Müll.Arg. (Euphorbiaceae) possuem alta capacidade de rebrota, e conseguem proliferar em hábitats perturbados (RITO *et al.*, 2017; BARROS *et al.*, 2021).

Por outro lado, a perturbação pode afetar as distribuições de espécies de plantas portadoras de NEF, moldando a estrutura e/ou composição de comunidades de formigas, alterando a relação entre as plantas e seus mutualistas associados (PIOVIA-SCOTT, 2011). Esse efeito reduz as taxas de visitação por formigas, interrompendo a interação, o que pode levar à redução dos níveis de secreção de néctar e alterar a quantidade e qualidade do néctar extrafloral, provocando mudanças nos serviços de proteção (LEAL *et al.*, 2015; CÂMARA *et al.*, 2018; 2019; CALIXTO *et al.*, 2021; OLIVEIRA *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2022).

Apesar desse cenário, o papel desempenhado por perturbações na estrutura da comunidade vegetal na Caatinga tem sido pouco examinado (LEAL *et al.*, 2005). Há, portanto, uma necessidade de identificar os impactos ecológicos da perturbação na disponibilidade de recurso ao longo do tempo, pois tais efeitos se tornarão mais dominantes, tornando cada vez mais importante o seu entendimento, a fim de orientar os esforços de conservação e gestão dos recursos naturais. Para facilitar a conservação da biodiversidade global é vital entender como espécies ecologicamente diversas lidam com as mudanças ambientais causadas por distúrbios antropogênicos (MERAMO *et al.*, 2022). Nesse sentido, nosso objetivo foi avaliar a abundância e a riqueza de plantas com NEF em áreas com corte e queima. O estudo apresenta a seguinte pergunta: Como a área de corte e queima influencia na abundância e riqueza de plantas com nectários extraflorais? Nossas hipóteses são que: (1) O corte e queima aumenta a abundância e na riqueza de plantas com nectários extraflorais e (2): A quantidade de *P. moniliformis* é maior em área de corte e queima.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau (8°32' a 8°35'S e 37°14' a 37°15'W). O clima predominante é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso de tipo As (Köppen). A precipitação anual na região varia entre 480 e 1100 mm, e uma estação chuvosa entre janeiro e julho, concentrada entre maio e julho, com temperatura média anual em torno de 23 °C (ALVARES *et al.*, 2013; RITO *et al.*, 2017).

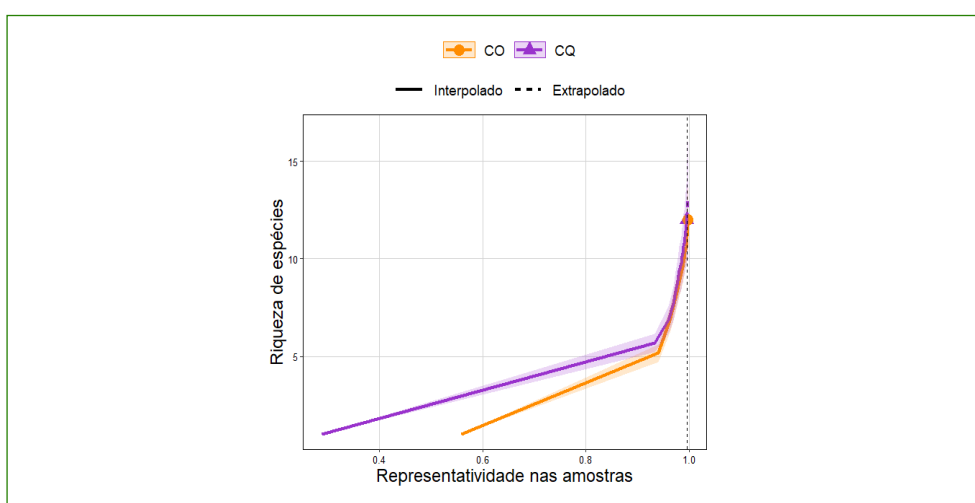
O parque apresenta diferentes tipos vegetacionais: caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (RODAL *et al.*, 1998; ANDRADE *et al.*, 2004). O Parque está sob extensas atividades de pastoreio de gado, colheita de madeira e caça (RITO *et al.*, 2017). Na caatinga as plantas portadoras de nectários extraflorais (NEF) são muito diversas e abundantes, onde 15% das espécies lenhosas e 40% dos indivíduos possuem essas glândulas (LEAL; PEIXOTO, 2017).

### Desenho amostral

Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos em quatro *plots* com tamanhos padronizados de 50 m x 20 m (Controle - CO, 1 e 2 anos pousio) do PELD-catimbau, e reamostrados os mesmos *plots* 50 m x 20 m. Nessa reamostragem

foram delimitadas 4 parcelas de 10 m x 10 m em cada extremidade dos *plots*, totalizando 16 parcelas (Corte e queima - CQ, inventário reamostrado) para realização do levantamento das espécies de plantas vasculares dos indivíduos lenhosos. Devido a amostragem apresentar diferente esforço amostral foi realizado análise de rarefação *coverage-based* para determinar a proporção de amostras (*sampled-based*) e do número de indivíduos (*abundance-based*) da comunidade (SILVA *et al.*, 2022). As curvas mostram representatividades nos esforços amostrais (Figura 1).

**Figura 1.** Representatividade nas amostras em quatro *plots* de 50 m x 20 m (Controle - CO, 1 e 2 anos pousio) e 16 parcelas de 10 m x 10 m (Corte e queima - CQ, inventário reamostrado) em ambiente com perturbação antrópica aguda (PAA) na Caatinga



Fonte: autoria própria.

Identificação das espécies de plantas portadoras dos nectários extraflorais (NEF)

As espécies do inventário foram identificadas a partir do uso de literatura, chaves de identificação em revisões e floras, além de consulta a base de dados *specieslink* (2022) (<http://www.splink.org.br/>). Posteriormente foram classificadas as espécies portadoras de NEF a partir da lista de espécie disponível no *site World List of Plants with Extrafloral Nectaries* e identificada os indivíduos de *P. moniformis*.

Análise dos dados

Padrão de composição florística foi avaliado via análise multivariada, por dendrograma de similaridade UPGMA (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic*

averages), que foi gerado a partir das matrizes abundância de espécies (com métrica de similaridade de Bray-Curtis). Em seguida, foi realizada uma análise complementar para se ter o conhecimento da assembleia, onde foi realizada uma análise de similaridade (PERMANOVA) para explorar a significância estatística das diferenças na composição de espécies entre os sistemas (CO e CQ). Para comparação da riqueza entre os sistemas (CO e CQ) foi utilizado o método de rarefação, que permitiu comparar o número de espécies entre comunidades com o esforço amostral diferente (SILVA *et al.*, 2022), a partir dos dados de abundância de espécies lenhosas (CHAO *et al.*, 2014). Para testar a diferença nas médias de riqueza e abundância das espécies de plantas com NEFS nos sistemas CO e CQ, utilizamos o teste não paramétrico de Kruskal Wallis (KRUSKAL; WALLIS, 1952). Optamos pelo teste não paramétrico devido os nossos dados não seguirem uma distribuição normal de probabilidade. Assim, as nossas variáveis preditoras são os tratamentos (CO e CQ) e nossas variáveis dependentes são a riqueza e abundância de espécies de plantas com NEFS. As análises foram realizadas com uso do programa R versão 4.1.3 (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

Registramos um total de 1107 indivíduos com nectários extraflorais de 17 espécies de plantas, distribuídas em 11 gêneros e cinco famílias botânicas (Tabela 1). A família Fabaceae apresentou o maior número de espécies portadoras de NEF (nove spp) seguida da Euphorbiaceae (quatro spp), os gêneros mais representativos em termo de espécie espalhadas por todo o conjunto de ambientes foram: *Senegalia*, *Senna* e *Croton*. A espécie de maior destaque em número de indivíduos foi *P. moniliformis* em ambos os tratamentos.

**Tabela 1.** Lista de espécies portadoras de nectários extraflorais (NEFs) em área de Controle (CO, 1 e 2 anos pousio) e Corte e queima (CQ, inventário reamostrado) em ambiente com perturbação antrópica aguda (PAA) na Caatinga

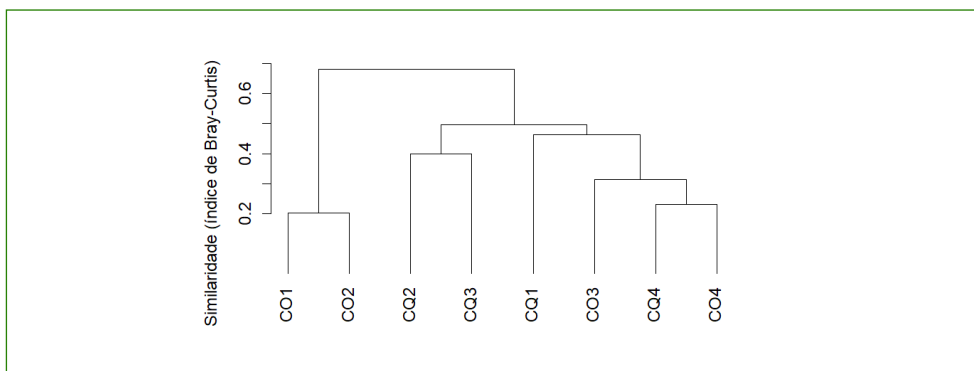
Espécies	Família botânica	CO	CQ
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	Fabaceae	501	198
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Euphorbiaceae	4	59
<i>Cnidocolus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Euphorbiaceae	0	54
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	Fabaceae	112	18
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	5	69
<i>Turnera cearensis</i> Urb.	Turneraceae	0	4
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	1	2

Espécies	Familia botânica	CO	CQ
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	12	1
<i>Croton jacobinensis</i> Baill.	Euphorbiaceae	0	7
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Fabaceae	9	1
<i>Senegalia bahiense</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	0	3
<i>Senegalia piauiensis</i> (Benth.) Seigler	Fabaceae	24	0
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	1	0
<i>Senna acruensis</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0	3
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	5	0
<i>Senna trachypus</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	9	0
<i>Tacinga palmadora</i> (Britton & Rose) N.P. Taylor & Stuppy	Cactaceae	5	0

Fonte: autoria própria.

O dendrograma de similaridade da área dos tratamentos (Correlação cofenética = 0,91) distingue dois grupos formados com mais de 50% da composição florística, um grupo formado por sistema com controle e corte e queima, e outro grupo formado por duas parcelas do sistema corte e queima (Figura 2). A composição taxonômica não apresentou diferença nos tratamentos (PERMANOVA = Pseudo -  $F = 1$ ;  $R^2 = 2,553$ ;  $p = 0,084$ ).

**Figura 2.** Dendrograma de similaridade florística das espécies portadoras de nectários extraflorais (NEF) em quatro *plots* de 50 m x 20 m (Controle - CO, 1 e 2 anos pousio) e 16 parcelas de 10 m x 10 m (Corte e queima - CQ, inventário reamostrado) em ambiente com perturbação antrópica aguda (PAA) na Caatinga

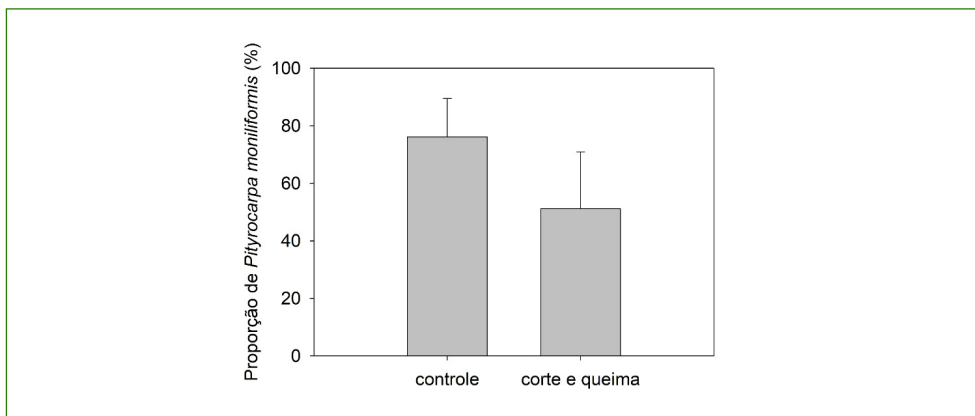


Fonte: autoria própria.

O tratamento controle apresentou maior abundância (688 indivíduos) quando comparadas ao tratamento corte e queima (419 indivíduos). Embora os tratamentos tenham variado quanto à abundância de indivíduos, o teste não apresentou diferença significativa (KW, chi-squared = 0,036914;  $p < 0,8476$ ).

Quanto a espécie mais abundante, *P. moniliformis* apresentou maior proporção em ambiente controle (501 indivíduos) do que ambiente corte e queima (198 indivíduos), no entanto estatisticamente não apresentou diferença nos tratamentos (kw, chi-squared = 1,3494;  $p < 0,2454$ ). (Figura 3).

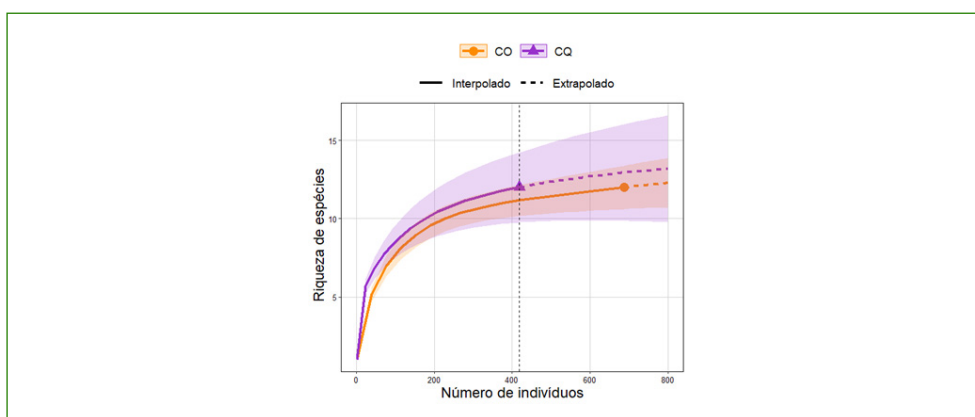
**Figura 3.** Proporção de *Pityrocarpa moniliformis* espécies em área de Controle (1 e 2 anos pousio) e Corte e queima (inventário reamostrado) em ambiente com perturbação antrópica aguda (PAA) na Caatinga



Fonte: autoria própria.

A riqueza total foi 17 espécies com nectários extraflorais, com 12 espécies tanto no ambiente controle quanto no corte e queima. Com base na rarefação, concluímos que não há diferença entre a riqueza de espécies com nectários extraflorais (Figura 4).

**Figura 4.** Curvas de rarefação das espécies portadoras de nectários extraflorais (NEF) em quatro *plots* de 50 m x 20m (Controle - CO, 1 e 2 anos pousio) e 16 parcelas de 10 m x 10 m (Corte e queima - CQ, inventário reamostrado) em ambiente com perturbação antrópica aguda (PAA) na Caatinga



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

A hipótese de que o corte e queima aumenta a abundância e riqueza de plantas com nectários extraflorais foi refutada. Os resultados não apresentaram diferenças estatísticas na quantidade de plantas com nectários extraflorais nos tratamentos. Nossos achados sugerem que a disponibilidade de recurso pode estar distribuída em diferentes espécies. Diferente do esperado, a quantidade de indivíduos de *P. moniliformis* é menor em área de corte e queima, indicando que muitos indivíduos não rebrotaram. Nossos achados não corroboram com o esperado que após a agricultura de derrubada e queimada a regeneração da Caatinga é impulsionada pela rebrota de raízes e tocos remanescentes de espécies arbustivas e arbóreas (BARROS *et al.*, 2021).

Embora tenha ocorrido entrada e saída de espécies na comunidade, a composição de espécies apresentou pouca variação ao longo dos tratamentos de perturbação, esse resultado corrobora com os achados por CÂMARA *et al.*, (2022). Pode-se dizer que a comunidade passa por alterações ao longo do tempo, diferente do que foi verificado por BARROS *et al.*, (2021), que mostra que a regeneração da Caatinga pode seguir um modelo de composição inicial, ao invés de seguir uma trajetória direcional e determinística associada a substituições de espécies.

Diferente do que foi mostrado no estudo LEAL *et al.*, (2015), a abundância de espécies portadoras de NEFS diminuiu e aumentou em diferentes espécies com a perturbação. O fato de a abundância não ser alterada significativamente pode ser devido as espécies não terem rebrotados por não ser adaptada ao fogo (SILVA *et al.*, 2017). Na Caatinga os incêndios florestais estão principalmente associados à prática de derrubada e queimada para pequenas atividades agrícolas e abertura de pastagens (ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020).

Visto que, o fogo é um importante fator ecológico que molda padrões de composição, estrutura e funcionamento em ecossistemas (PAUSAS *et al.*, 2012; WILLIAMS *et al.*, 2016). Diferente do Cerrado, onde diversas plantas persistem sob ação recorrente do fogo, cujos meristemas ficam protegidos contra elevadas temperaturas, sejam isolados pela casca grossa quando aéreos, ou ainda posicionadas acima da altura da chama, escapando dos efeitos deletérios das altas temperaturas (COUTINHO, 1990; DODONOV, *et al.* 2014; BELL *et al.*, 2020).

Desta forma, devido à importância dos NEFS na interação mutualística, e o fato de que a perturbação pode afetar o investimento da planta sobre essas estruturas e, ainda, a escassez de tais estudos para a Caatinga, são necessários mais estudos que abordem os fatores que afetam a distribuição das plantas com NEFS. Tais achados são importantes para entendimento dessas interações. O

presente estudo evidencia a necessidade de se desenvolver estudo futuro que analise a qualidade e quantidade de recurso disponível em nível de comunidade.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados sugerem que não tem diferenças de nectários extraflorais nos tratamentos, nem levando em consideração a espécie mais abundante (*P. moniliformis*), pode-se dizer que esse recurso pode estar distribuído em diferentes espécies na comunidade. O conhecimento do efeito da riqueza e abundância das espécies com nectários extraflorais é uma ferramenta importante que pode contribuir para pesquisas futuras a qualidade e quantidade de recurso disponível em nível de comunidade. Portanto, ainda é necessário estudo futuro que analise a qualidade e quantidade de recurso disponível em nível de comunidade.

### AGRADECIMENTOS

Agradeço à comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga pela oportunidade de participar deste evento, bem como pelo suporte logístico e de infraestrutura. Agradeço também ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV/UFPE) e ao PELD-PRONEX (CNPq) pelo apoio financeiro. Em especial, sou grata à professora Inara Leal pelas orientações e pela contribuição na construção da ideia central do meu projeto individual, e à Fernanda Oliveira pelo auxílio nas análises, além do suporte teórico e intelectual durante o desenvolvimento do projeto. Agradeço igualmente aos monitores Lígia Vieira e David Santos pela paciência e disponibilidade em esclarecer minhas dúvidas, e a Adrielle Leal e Jakelyne Bezerra por cederem uma parte dos dados de composição para a pesquisa. Por fim, agradeço a Arthur Rodrigues pela ajuda na coleta de dados e a Pedro Santos-Neto pelas valiosas revisões do trabalho.

### REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*, [s. l.], v. 2012, n. 1, p. 1–18. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1100/2012/205182>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1100/2012/205182>.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], v. 22, p. 711–728. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078>.
- ANDRADE, K. V. S. A. *et al.* Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco-Brasil. *Hoehnea*, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 337–348. 2004. Disponível em: <https://www>.

infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/2004/01/composicao-floristica-de-um-trecho-do-parque-nacional-do-catimbau-buique-pernambuco-brasil/.

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 57, n. 10, p. 2064–2074. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>.

ARAÚJO FILHO, J., 2013. Manejo pastoril sustentável da Caatinga, 22nd ed.; *Projeto Dom Helder Câmara*: Recife, Brazil, p. 45–47. Disponível em: <https://repositorio.iica.int/items/2ebd6a48-dedo-4fbo-8ec3-2e1cfcf89d6f>.

DRYFLOR *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, [s. l.], v. 353, n. 6306, p. 1383–1387. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf5080>.

BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 1–12. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.

BELL, N. G. A. *et al.* Molecular level study of hot water extracted green tea buried in soils - a proxy for labile soil organic matter. *Scientific Reports*, [s. l.], v. 10, n. 1484, p. 1–13. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58325-8>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-58325-8>.

CALIXTO, E.S., LANGE, D., DEL-CLARO, K. Net benefits of a mutualism: Influence of the quality of extrafloral nectar on the colony fitness of a mutualistic ant. *Biotropica*, [s. l.], v. 53, n. 3, p. 846–856. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12925>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/btp.12925>.

CÂMARA, T. *et al.* Effects of chronic anthropogenic disturbance and rainfall on the specialization of ant–plant mutualistic networks in the Caatinga, a Brazilian dry forest. *Journal of Animal Ecology*, [s. l.], v. 87, n. 4, p. 1022–1033. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12820>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2656.12820>.

CÂMARA, T. *et al.* Anthropogenic disturbance and rainfall variation threaten the stability of plant–ant interactions in the Brazilian Caatinga. *Ecography*, [s. l.], v. 42, n. 11, p. 1960–1972. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04531>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ecog.04531>.

CÂMARA, T. *et al.* Drought-induced reductions in plant defenses: Insights from extrafloral nectaries in the Caatinga dry forest. *Biotropica*, [s. l.], v. 54, p. 12–17. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13041>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/btp.13041>.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, [s. l.], v. 84, n. 1, p. 45–67. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/13-0133.1>.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, p. 82–105. In: Goldammer, J.G. (org.). *Fire in the Tropical Biota. Ecological Studies*, 84. Berlin: Springer Verlag. 497p. 1990.

DODONOV, P. *et al.* Driving factors of small-scale variability in a savanna plant population after a fire. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 56, p. 47–55. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.02.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X14000289>.

- EDWARDS, D. P. *et al.* Conservation of Tropical Forests in the Anthropocene. *Current Biology*, [s. l.], v. 29, n. 19, p. R1008–R1020. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982219310759>.
- KRUSKAL, W. H., WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, [s. l.], v. 47, n. 260, p. 583–621. 1952. DOI: <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1952.10483441>.
- LEAL L. C. *et al.* Disturbance winners or losers? Plants bearing extrafloral nectaries in Brazilian Caatinga. *Biotropica*, [s. l.], v. 47, n. 4, p. 468–474. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12230>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/btp.12230>.
- LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 19, p. 701–706. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.
- LEAL, L. C., PEIXOTO, P. E. C. Decreasing water availability across the globe improves the effectiveness of protective ant–plant mutualisms: a meta-analysis. *Biological Reviews*, [s. l.], v. 92, n. 3, p. 1785–1794. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12307>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12307>.
- MERAMO, K. *et al.* Contrasting effects of chronic anthropogenic disturbance on activity and species richness of insectivorous bats in neotropical dry forest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 10, p. 822415. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.822415>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/ecology-and-evolution/articles/10.3389/fevo.2022.822415/full>.
- MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 27, [s. l.], v. 365, n. 1558, 3709–3718. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0273>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2010.0273>.
- OLIVEIRA, F. M. P. *et al.* Plant protection services mediated by extrafloral nectaries decline with aridity but are not influenced by chronic anthropogenic disturbance in Brazilian Caatinga. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 260–272. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13469>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13469>.
- PAUSAS, J. G. *et al.* Fires enhance flammability in *Ulex parviflorus*. *New Phytologist*, [s. l.], v. 193, n. 1, p. 18–23. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03945.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2011.03945.x>.
- PIOVIA-SCOTT, J. The effect of disturbance on an ant–plant mutualism. *Oecologia*, [s. l.], v. 166, p. 411–420. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1851-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-010-1851-6>.
- R TEAM, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing, 2015. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/>.
- RIBEIRO E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

- ROBERTS, P., HAMILTON, R., PIPERNO, D. R. Tropical forests as key sites of the “Anthropocene”: Past and present perspectives. *PNAS*, [s. l.], v. 118, n. 40, p. e2109243118. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2109243118>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.2109243118>.
- RODAL, M. J. N. *et al.* Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, [s. l.], v. 58, n. 3, p.517–526. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbbio/a/9z9QHTzbjXDphnbtXF85j3q/>.
- SILVA, F. R. *et al.* *Análises ecológicas no R.* 1.ed. Nupeea: Canal 6. Recife, PE. 640p. 2022.
- SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the Challenges. In: *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer, pp. 3–19. 2017.
- SOUZA, C. *et al.* Extrafloral nectar secretion does not mediate ant predatory activity on *Pityrocarpa moniliformis* plants in a seasonally dry forest. *Acta Oecologica*, [s. l.], v.114, p. 103806. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103806>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X21001053>.
- WILLIAMS, C. A. *et al.* Disturbance and the carbon balance of us forests: a quantitative review of impacts from harvests, fires, insects, and droughts. *Global and Planetary Change*, [s. l.], v. 143, p. 66–80. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.06.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921818115301892>.

## Estratégias ecofisiológicas adotadas por *Cnidoscolus neglectus* Pohl frente à diferentes condições de substrato em floresta seca

Joana Sherylyn Nicodemos Cordeiro<sup>1</sup>

### RESUMO

A disponibilidade de recursos no ambiente é capaz de determinar o desenvolvimento das espécies vegetais. De forma que, plantas que ocorrem em locais ricos em matéria orgânica e água, por exemplo, tendem a adotar estratégias de vida mais eficientes que melhoram sua capacidade de sobrevivência. O objetivo do presente estudo é avaliar as diferentes estratégias adotadas por *Cnidoscolus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae) quando exposta a diferentes condições de substrato. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, uma área de Floresta Tropical Sazonalmente Seca, no nordeste do Brasil. Foram avaliados dois tipos de substratos: (1) forófito, onde selecionamos dez indivíduos de *Cnidoscolus neglectus* presentes no forófito de dez indivíduos de *Syagrus coronata* (licuri) e (2) solo, onde selecionamos dez indivíduos de *Cnidoscolus neglectus* no solo, próximos aos indivíduos de licuris analisados. Foram mensurados parâmetros de altura, diâmetro a nível do solo, número de folhas, área foliar, número de tricomas por face foliar, além de medidas fisiológicas como condutância estomática e fluorescência da clorofila. Nossos resultados mostraram que indivíduos de *C. neglectus* presentes no solo exibiram um maior número de folhas (média = 31) e maior área foliar (média = 369 cm<sup>2</sup>) quando

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

comparado aos indivíduos que se desenvolveram no forófito (8 e 83 cm<sup>2</sup> - média para número de folhas e área foliar, respectivamente). Já para os parâmetros fisiológicos de condutância estomática e fluorescência da clorofila não foram encontradas diferenças significativas entre os indivíduos presentes nos dois diferentes tipos de substrato. Mostrando que *C. neglectus* é capaz de manter suas estratégias ecofisiológicas de maneira eficiente sob diferentes condições de substrato. Diante disso, compreender como as plantas se adaptam às condições desfavoráveis e os mecanismos de adaptação que elas utilizam para superar esses períodos é fundamental para desenvolver planos de conservação mais eficientes e melhorar ainda mais a capacidade de superação das plantas em ambientes secos.

#### PALAVRAS-CHAVE

Epífitas; forófito; recursos.

#### INTRODUÇÃO

Condições ambientais adversas apresentadas por florestas secas são consideradas como fatores limitantes do desenvolvimento e distribuição das espécies (CHAVES *et al.*, 2016). A caatinga, um exemplo de floresta tropical sazonalmente seca brasileira, é caracterizada por apresentar altas temperaturas devido a incidência luminosa, elevada evapotranspiração e irregularidade no regime de chuvas, o que faz com que a disponibilidade de água e nutrientes seja limitada a um período do ano (SANTOS *et al.*, 2014). A restrição na disponibilidade de água acarreta uma série de mudanças morfológicas e fisiológicas em todos os órgãos da planta, afetando seu crescimento e produtividade (WANG *et al.*, 2001).

Um dos primeiros mecanismos de resposta ao déficit hídrico adotado pela maioria das plantas é a diminuição da condutância estomática a fim de diminuir a perda de água pelos estômatos, seu principal órgão fotossintetizador, levando a consequente queda da assimilação de CO<sub>2</sub> (GALLE *et al.*, 2011; ALBUQUERQUE *et al.*, 2013). Nesse aspecto, a fotossíntese é um dos processos do metabolismo primário dos vegetais que é mais afetado pela restrição hídrica (LIU; HUANG, 2008). A adoção de diferentes estratégias ecológicas pelas espécies depende das condições abióticas e da disponibilidade de recursos que se encontram (DE BELLO *et al.*, 2006), fazendo com que o sucesso do desenvolvimento das espécies vegetais esteja fortemente relacionado com as condições ambientais (BOEGE; DIRZO, 2004).

De forma geral, as plantas apresentam duas estratégias de aquisição e uso de recursos: a conservativa e a aquisitiva (DONOVAN *et al.*, 2011). Plantas que ocorrem em locais com maior disponibilidade de recursos mobilizam a maior parte dos nutrientes adquiridos para o crescimento, investindo pouco em defesas, folhas com tempo de vida curto, alta concentração de nutrientes, alta taxa fotossintética, adotando estratégias mais aquisitivas (TURNER, 2001; DONOVAN *et al.*, 2011). Já em habitats com baixa disponibilidade de recursos, prevalece a estratégia conservativa, caracterizada por crescimento lento, proteção dos tecidos, órgãos de reserva, folhas de vida longa e com baixa concentração de nutrientes, baixa taxa fotossintética (WRIGHT *et al.*, 2004; DONOVAN *et al.*, 2011; CARRIJO, 2020). Sendo assim, a combinação de diferentes atributos funcionais é capaz de definir a estratégia ecológica adotada por determinada espécie frente às condições do ambiente (MATOS, 2018).

Algumas espécies de plantas apresentam a capacidade de atuar como forófitos, árvores que proporcionam um micro-habitat a partir de estruturas vegetais que são capazes de armazenar umidade e matéria orgânica, favorecendo a germinação de sementes e recrutamento de plântulas de espécies epífitas (CASTRO *et al.*, 2016). É o caso da palmeira nativa da caatinga, *Syagrus coronata* (licuri), espécie que possui um estipe coberto por bainhas foliares e uma copa perene (CASTRO *et al.*, 2016). De forma que as bainhas favorecem o acúmulo de matéria orgânica e água criando um micro habitat com condições satisfatórias (GRIME, 2001). E a copa perene auxilia na manutenção de condições físicas abióticas mais favoráveis em ambientes mais abertos e secos (DE SOUZA WERNECK; DO ESPÍRITO-SANTO, 2002). Sendo assim, a *Syagrus coronata* torna-se um importante exemplo para atuar como amplificadora da riqueza e diversidade epifítica na Caatinga.

Diante do exposto, o presente estudo busca avaliar como se dá às diferentes estratégias ecofisiológicas adotadas pela espécie *Cnidoscopus neglectus* sob diferentes condições de substrato (forófito do licuri  $\times$  solo). Considerando a diferença na disponibilidade de luz a que os indivíduos de *Cnidoscopus neglectus* estão sujeitos no solo e no forófito, uma questão a ser investigada é se folhas de *Cnidoscopus neglectus* localizado em diferentes substratos podem ter diferentes estratégias de aquisição e uso de recursos. Buscamos entender (1) qual a influência do licuri no desempenho de plantas sob diferentes condições de substrato e (2) avaliar como se dá o desempenho ecofisiológico de *Cnidoscopus neglectus* submetido a diferentes tipos de substrato. Hipotetizamos que as plantas que se desenvolvem no forófito do licuri adotam estratégias de vida aquisitivas devido à disponibilidade de nutrientes e melhores condições físicas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, uma área de conservação, localizado no estado de Pernambuco - região Nordeste do Brasil. O Parque possui uma área de aproximadamente 670 km<sup>2</sup> coberta por floresta seca de Caatinga de baixa estatura (RITO *et al.*, 2017). O parque possui uma grande variação na composição dos solos, apresentando os neossolos quartzarênicos com 71% da área do parque, são solos arenosos constituídos de grãos de quartzo, profundos, bem drenados, com baixa retenção de água e baixa fertilidade (MACHADO, 2014). O clima é semiárido, com temperatura média de 23° C e precipitação variando de 480 a 1100mm, com grande variação espaço-temporal e longos períodos de estiagem (RITO *et al.*, 2017).

A área de estudo possui por volta de 2 km<sup>2</sup>. É um setor do PARNA do Catimbau caracterizado por solos arenosos. As espécies selecionadas para o estudo encontram-se amplamente distribuídas nessa região do Parque, apresentando manchas ora com elevado número de indivíduos, ora com poucos indivíduos isolados entre eles.

### Espécie modelo

A espécie escolhida como modelo para realização do estudo foi a *Cnidosculus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae), amplamente distribuída na nossa área de estudo, podendo ser encontrada tanto no solo quanto no forófito do licuri. Os indivíduos da espécie são ervas perenes, subarbustos de árvores com pêlos urticantes, látex leitoso, folhas simples, alternas, geralmente ou raramente não lobadas, com ou sem glândulas acropioclulares ou basilaminares, flores unissexuais com tépalas brancas, estames livres ou unidos em coluna, glabros ou basalmente indumentados, anulares ou lobados, glabros ou disco indumentado em flores de ambos os sexos, frutos geralmente deiscentes e sementes carunculadas (MCVAUGH, 1944; MAYA-LASTRA; STEINMANN, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2021).

### Coleta de dados

Foram selecionados dez indivíduos de licuri distribuídos aleatoriamente ao longo do parque. Nossos parâmetros avaliados foram mensurados em dez indivíduos de *Cnidosculus neglectus* presentes no forófito dos licuris selecionados assim como em dez indivíduos de *Cnidosculus neglectus* mais próximos do licuri. Sendo considerado apenas um indivíduo no forófito e

um indivíduo mais próximo ( $\pm 3$  metros de distância), ou seja, foram avaliados um total de vinte indivíduos de *Cnidosculus neglectus* em diferentes tipos de substratos (dez no solo e dez no forófito). Para cada um desses indivíduos foi mensurada sua altura, diâmetro do caule a nível do solo (DAS) e o número de folhas. Assim como foram avaliados todos os parâmetros descritos na presente metodologia.

#### Condutância estomática ( $g_s$ )

Para avaliar as trocas gasosas dos indivíduos, a  $g_s$  foi mensurada em folhas do terceiro par foliar (de cima para baixo), saudáveis e completamente expandidas, por volta das 14h da tarde, a fim de padronizar a intensidade da incidência luminosa para todos os indivíduos, através do porômetro (sc - 1 Leaf Porometer, METER Group) em 10 indivíduos por tipo de substrato (solo e forófito).

#### Fluorescência da clorofila

Para avaliação da saúde do aparato fotossintético dos indivíduos, foram realizadas medidas de fluorescência de Chl a em folhas também do terceiro par foliar (de cima para baixo), saudáveis e completamente expandidas de 10 indivíduos por tipo de substrato (solo e forófito), através de fluorômetro portátil (Fluor Pen 100 - Photon Systems Instruments, Brno, Czech Republic). A fluorescência da clorofila a foi mensurada a partir das 14h da tarde, a fim de padronizar a intensidade da incidência luminosa para todos os indivíduos, em folhas expostas ao sol e pré-adaptadas ao escuro após período de 30 minutos. Foram analisadas as variáveis da eficiência operacional do PSII (Fotossistema II) e a eficiência quântica máxima de PSII (Fv/Fm).

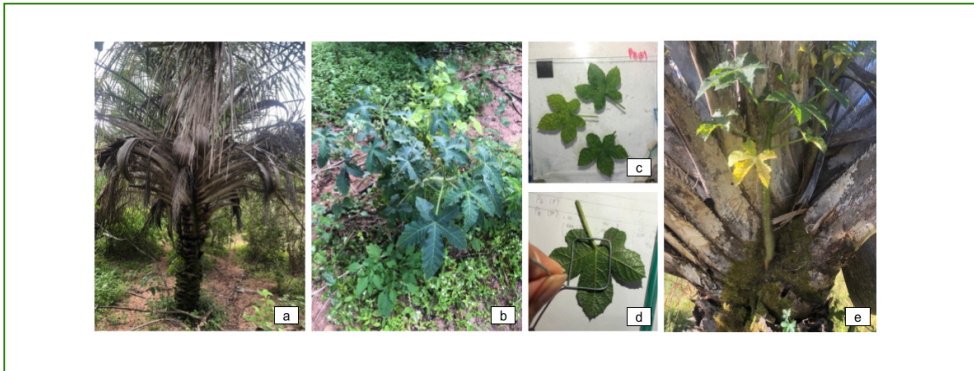
#### Área foliar

Foram coletadas três folhas presentes no terceiro par foliar (de cima para baixo) de cada um dos indivíduos de *Cnidosculus neglectus* presentes no solo e no forófito. Posteriormente, foi mensurada a área total foliar a partir de fotografias em cada folha com a utilização do *software* Image J 5.0 (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

#### Número de tricomas

O número de tricomas foi mensurado em três folhas coletadas presentes no terceiro par foliar (de cima para baixo) e contabilizados em amostras de 3 cm x 3 cm nas faces abaxial e adaxial para todos os indivíduos presentes no solo e no forófito.

**Figura 1.** Registros metodológicos do estudo: (a) Indivíduo de *Syagrus coronata* (licuri); (b) Indivíduo de *Cnidoscylus neglectus* no solo; (c) amostras das folhas para mensuração da área foliar ; (d) amostra de 3 cm x 3 cm para contagem de tricomas (face abaxial); (e) Indivíduo de *Cnidoscylus neglectus* no forófito do licuri



Fonte: autoria própria.

#### Análise de dados

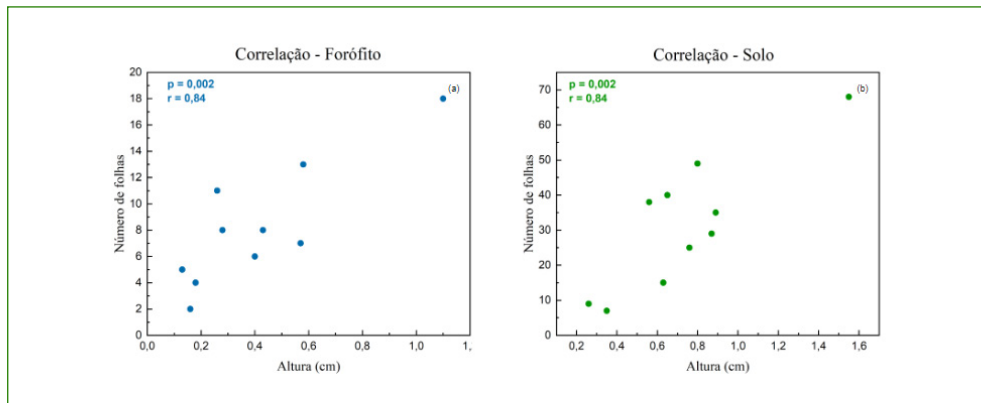
Foi realizada a correlação de Pearson para testar se as variáveis respostas (altura, número de folhas, DAS, área foliar, número de tricomas, condutância estomática e fluorescência da clorofila) estavam correlacionadas entre si. Com as variáveis correlacionadas, foi realizado um Teste T - pareado para comparar as variáveis respostas com a variável preditora (tipo de substrato: forófito x solo). Todos os dados foram testados previamente quanto aos requisitos de normalidade e homocedasticidade. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, EUA).

#### RESULTADOS

O número de folhas variou entre os indivíduos nos diferentes tipos de substrato, em que as plantas presentes no forófito apresentaram menor número de folhas ( $8 \pm 4,7$ ; média  $\pm$  desvio padrão) quando comparadas às plantas presentes no solo ( $31 \pm 18,8$ ; média  $\pm$  desvio padrão). O mesmo ocorreu para área foliar, com média de  $83 \text{ cm}^2$  para as plantas presentes no forófito e  $369 \text{ cm}^2$  para as folhas das plantas no solo. Com relação ao número de tricomas, houve diferença apenas para a face abaxial da folha, em que os indivíduos presentes no forófito apresentaram maior quantidade de tricomas ( $17 \pm 7,6$ ; média  $\pm$  desvio padrão) em comparação com os indivíduos presentes no solo ( $7 \pm 2,5$ ; média  $\pm$  desvio padrão). Com relação aos demais parâmetros mensurados (altura, DAS, condutância estomática e fluorescência da clorofila) não foi observado variações significativas entre os diferentes substratos.

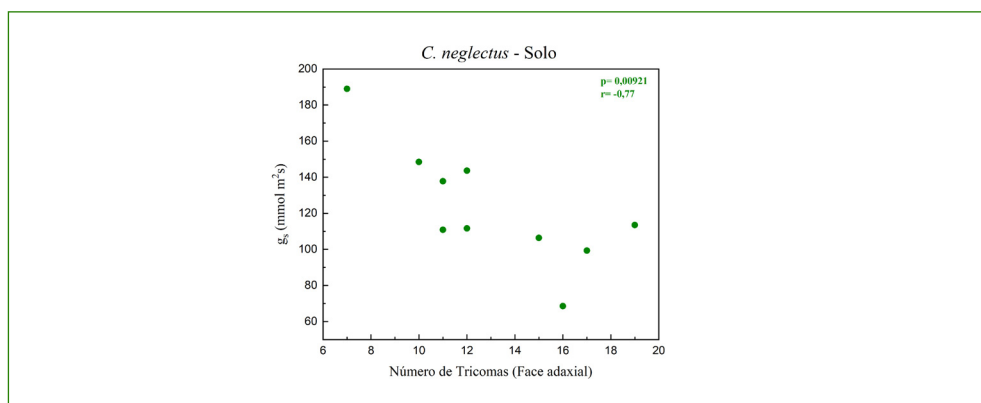
Ao verificar se as variáveis estavam relacionadas entre si, foi observada correlação positiva entre a altura e o número de folhas de plantas em ambos substratos (Figura 2). Para as plantas do forófito, além de apresentarem correlação positiva entre a altura e o número de folhas, também foi possível observar que há uma relação do número de folhas e área foliar com o  $\Psi_{II}$  ( $r = 0,68$  e  $0,85$ , respectivamente). Já para as plantas do solo, foi observado uma correlação negativa entre o número de tricomas da face adaxial com a condutância estomática (Figura 3), além de apresentarem correlação entre área foliar com número de folhas ( $r = 0,77$ ) e entre a altura com a área foliar ( $r = 0,72$ ).

**Figura 2.** Relação positiva entre o número de folhas e altura (cm) dos indivíduos de *Cnidosculus neglectus* presentes no forófito (a) e no solo (b)



Fonte: autoria própria.

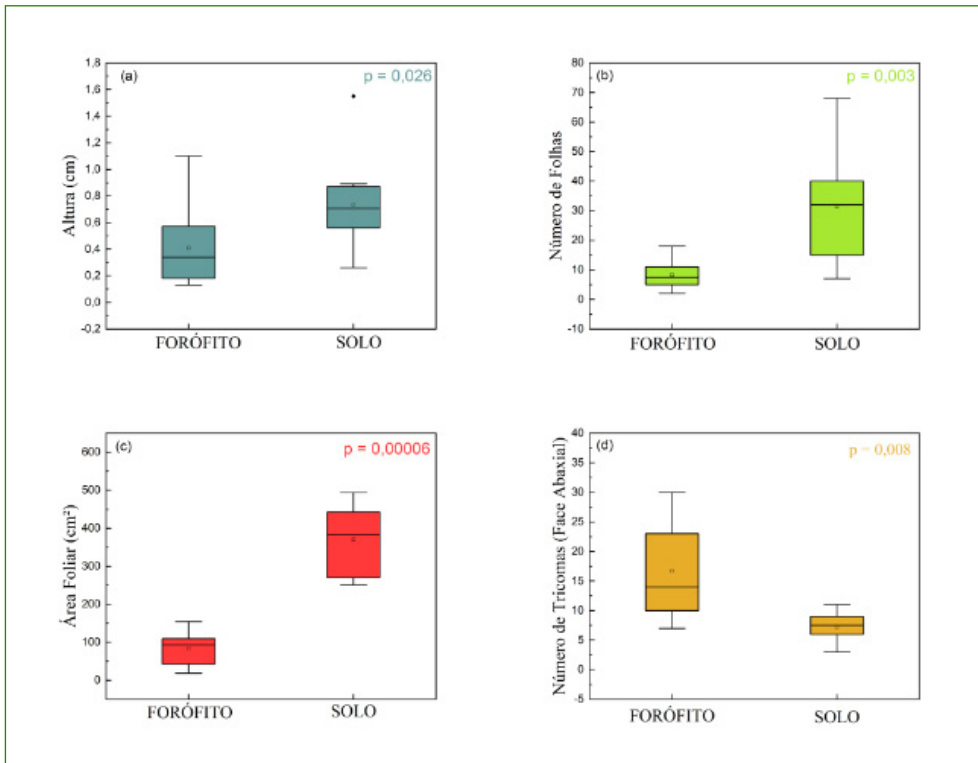
**Figura 3.** Relação entre o número de tricomas da face adaxial da folha com a condutância estomática ( $g_s$ ) dos indivíduos de *Cnidosculus neglectus* presentes no solo



Fonte: autoria própria.

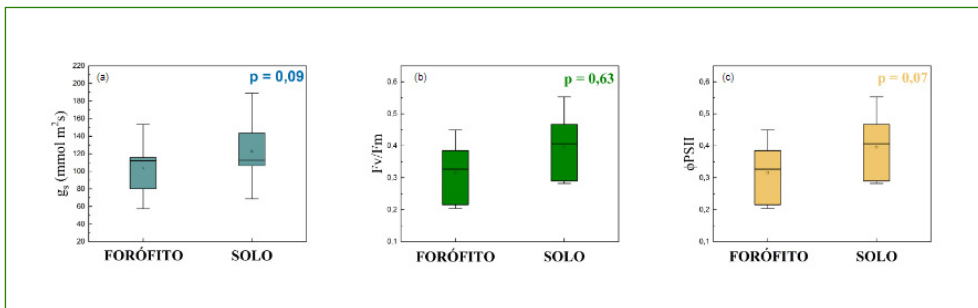
Foi encontrado diferenças significativas entre os tipos de substrato para parâmetros de altura, número de folhas, área foliar e número de tricomas da face abaxial (Figura 4). Diferente do que foi observado para os parâmetros fisiológicos de condutância estomática e fluorescência da clorofila (Figura 5).

**Figura 4.** Diferenças significativas para os parâmetros de altura (a), número de folhas (b), área foliar (c) e número de tricomas (d) nos indivíduos *Cnidosculus neglectus* entre os diferentes tipos de substrato



Fonte: autoria própria.

**Figura 5.** Parâmetros de condutância estomática (a), rendimento quântico máximo (b) e fotossistema II (c) para os indivíduos de *Cnidosculus neglectus* entre os diferentes tipos de substrato



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que mesmo apresentando padrões morfológicos (número de folhas e área foliar) distintos, a espécie *Cnidosculus neglectus* é capaz de manter suas estratégias ecofisiológicas semelhantes sob diferentes condições de substrato. A disponibilidade de recursos influencia nas estratégias de desenvolvimento da espécie e mesmo sob condições distintas de substrato, *Cnidosculus neglectus* é capaz de manter seu fitness em boas condições tanto no solo quanto no forófito do licuri. Através da adoção de estratégias de aquisição e uso de recursos eficiente para as condições ambientais em que o indivíduo está presente.

Os indivíduos presentes no solo apresentam folhas maiores e em maior quantidade, aumentando a captação da luz que é um recurso com alta disponibilidade para este tipo de substrato, investindo a energia obtida tanto para a construção de tecido fotossintético quanto para o armazenamento de reservas para a manutenção e reprodução da planta (FITTER, 1989; MARTIN *et al.*, 2009; LEMOS *et al.*, 2011;). O que explica a correlação positiva entre a área foliar com o PSII, de forma que quanto maior a área foliar, maior a superfície de interceptação de luz, o que poderá resultar em taxas fotossintéticas mais elevadas (SILVA *et al.*, 2011). Nos indivíduos presentes no forófito, as folhas foram menores e em menor quantidade, pois a disponibilidade da luz é afetada pela cobertura da copa do licuri, além da estrutura do seu caule favorecer o acúmulo de matéria orgânica e manutenção da umidade elevada, tornando um ambiente propício para o estabelecimento e desenvolvimento da espécie (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Sendo assim, esses indivíduos investem a energia obtida no crescimento vertical da planta (FITTER, 1989; MARTIN *et al.*, 2009).

A correlação negativa entre a quantidade de tricomas da face adaxial da folha com a condutância estomática para os indivíduos presentes no solo pode estar relacionada a uma estratégia ecofisiológica para evitar perda de água pelos estômatos (transpiração foliar) e manter as trocas gasosas de forma eficiente, sendo essa uma estratégia bastante comum adotada principalmente por espécies vegetais de florestas secas (LÜTTGE, 1997; SILVA; MOURA, 2017).

Apesar de crescerem sob diferentes condições de disponibilidade de recursos (água, nutrientes e luz), as plantas apresentaram parâmetros fotossintéticos muito semelhantes entre os tipos de substrato. Para os dados de fluorescência da clorofila, os indivíduos em ambos os tipos de substrato apresentaram valores médios de  $F_v/F_m$  semelhantes e sem variação (0,80 e 0,81 para forófito e solo, respectivamente), mostrando que as plantas não se encontram em situações ambientais desfavoráveis e são capazes de manter seu potencial fotossintético

intacto e de forma eficiente (SILVA *et al.*, 2015). Valores de Fv/Fm na faixa de 0,80 indica ausência de danos à maquinaria fotossintética dos indivíduos durante o período de estudo em ambos os tipos de substrato (PEREIRA *et al.*, 2018).

## CONCLUSÃO

Diante do exposto, a espécie *Syagrus coronata* (licuri), além de ser considerada de grande importância econômica e ecológica principalmente para o semiárido brasileiro, também se apresenta como um forófito de elevada importância para o desenvolvimento não só de espécies epífitas, como também para o arbusto *Cnidoscylus neglectus*. Visto que a diferença do tipo de substrato não interferiu no comportamento fisiológico dos indivíduos, mas gerou adoção de diferentes estratégias de aquisição e uso de recursos. Além disso, o licuri é considerado uma espécie beneficiada pela perturbação antrópica devido a sua resistência ao fogo e torna-se um importante modelo de palmeira a ser utilizada em áreas degradadas sendo capaz de contribuir para o aumento da diversidade biológica.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga pelo suporte intelectual, estrutural e logístico, assim como ao PPGV-UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradeço ao Prof. Dr. Felipe Melo que me ajudou na formação da ideia do projeto.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. P. F. *et al.* Ecofisiologia de plantas jovens de mogno-africano submetidas a déficit hídrico e reidratação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 9–16. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000100002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/kFHPnNXmz7c9csBbp73zmq/>.
- BOEGE, K.; DIRZO, R. Intraspecific variation in growth, defense and herbivory in *Dialium guianense* (Caesalpiniaceae) mediated by edaphic heterogeneity. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 175, p. 59–69. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048092.82296.9a>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:VEGE.0000048092.82296.9a>.
- CARRIJO, J. N. *Atributos funcionais como indicadores de estratégias ecológicas de plantas lenhosas de formações savânicas do cerrado*. Dissertação (Mestrado), Universidade do Estado de Mato Grosso. 2020
- CASTRO, R. A. *et al.* A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na caatinga. *Revista Árvore*, [s. l.], v. 40, n. 1, p. 1–12. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000100001>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/8STVYR7LHLfBWRmrS84bGn/>.

- CHAVES, M. M. *et al.* Controlling stomatal aperture in semi-arid regions-The dilemma of saving water or being cool? *Plant Science - International Journal of Experimental Plant Biology*, [s. l.], v. 251, p. 54–64. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.06.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168945216301340>.
- DE BELLO, F.; LEPŠ, J.; SEBASTIÀ, M.T. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 801–810. 2006. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/30243174>.
- DE SOUZA WERNECK, M.; DO ESPÍRITO-SANTO, M. M. Species diversity and abundance of vascular epiphytes on *Vellozia piresiana* in Brazil. *Biotropica*, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 51–57. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00241.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00241.x>.
- DONOVAN, L. A. *et al.* The evolution of the worldwide leaf economics spectrum. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 88–95. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.11.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534710002752>.
- GALLE, A. *et al.* The Mediterranean evergreen *Quercus ilex* and the semi-deciduous *Cistus albidus* differ in their leaf gas exchange regulation and acclimation to repeated drought and re-watering cycles. *Journal of Experimental Botany*, [s. l.], v. 62, n. 14, p. 5207–5216. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/err233>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jxb/article/62/14/5207/485672>.
- GRIME, J. P. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2nd ed. Wiley, Chichester, West sussex, New York, NY. 2001.
- LEMOS, P. *et al.* Folhas caras ou baratas? Estratégias de aquisição e uso de recursos de uma hemiepífita. Disponível em: <https://ecologia.ib.usp.br/curso/2011/pdf/PO1-G4.pdf>
- LIU, X.; HUANG, B. Photosynthetic acclimation to high temperatures associated with heat tolerance in creeping bentgrass. *Journal of Plant Physiology*, [s. l.], v. 165, n. 18, p. 1947–1953. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2008.05.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0176161708001387>.
- LÜTTGE, U. *Physiological ecology of tropical plants*. Berlin Heidelberg, Springer. 1997.
- MACHADO, C. C. C. *Alterações na superfície do parque nacional do catimbau (PE-Brasil): consolidação dos aspectos biofísicos na definição dos indicadores ambientais do bioma caatinga*. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco. 2014.
- MARTIN, P. *et al.* Para o alto e avante! quanto mais próxima do dossel, maior a folha de *Monstera sp.* (Araceae). 2009. Disponível em: [https://ecologia.ib.usp.br/curso/2009/pdf/PO3/PO3\\_para\\_o\\_alto\\_e\\_avante.pdf](https://ecologia.ib.usp.br/curso/2009/pdf/PO3/PO3_para_o_alto_e_avante.pdf).
- MATOS, D. Estratégias funcionais de *Macrobium angustifolium* (Benth.) R.S.Cowan para coexistir em florestas inundadas na Amazônia oriental. *Revista Espacios*, [s. l.], v. 39, p. 16. 2018. Disponível em: <https://www.revistaespacios.com/a18v39n39/a18v39n39p16.pdf>.
- MAYA-LASTRA, C. A. *et al.* *Cnidocolus* in *Flora e Funga do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB17494>. Acesso em: 09 dez. 2022.
- MCVAUGH, R. The genus *Cnidocolus*: Generic limits and intrageneric groups. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, [s. l.], v. 71, n. 5, p. 457–474. 1944. DOI: <https://doi.org/10.2307/2481239>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2481239?origin=crossref>.
- OLIVEIRA, A. C. S. *et al.* Attraction of florivores and larcenists and interaction between antagonists in *Senna rugosa* (Fabaceae). *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 15, p. 535–544. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-021-10000-0>.

org/10.1007/s11829-021-09843-3. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-021-09843-3>.

PEREIRA, S. *et al.* Changes in foliar epicuticular wax and photosynthesis metabolism in evergreen woody species under different soil water availability. *Photosynthetica*, [s. l.], v. 57, n. 1, p. 192-201. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.32615/ps.2019.013>. Disponível em: [https://ps.ueb.cas.cz/artkey/phis-201901-0022\\_changes-in-foliar-epicuticular-wax-and-photosynthesis-metabolism-in-evergreen-woody-species-under-different-soi.php](https://ps.ueb.cas.cz/artkey/phis-201901-0022_changes-in-foliar-epicuticular-wax-and-photosynthesis-metabolism-in-evergreen-woody-species-under-different-soi.php).

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

SANTOS, M. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: Can it tolerate climate changes? *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, [s. l.], v. 26, p. 83-99. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40626-014-0008-0>.

SILVA, F.G. *et al.* Trocas gasosas e fluorescência da clorofila em plantas de berinjela sob lâminas de irrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, [s. l.], v. 19, n. 10, p. 946-952. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n10p946-952>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/k7CjkcCTNXCZZRYN4ZFG4DL/abstract/?lang=pt>.

SILVA, J.; MOURA, F. *Restauração na Caatinga*. 2. ed. Maceió: EDUFAL. 223 p. 2017. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/handle/123456789/9074>.

SILVA, W. Z. *et al.* *Métodos de estimativa de área foliar em cafeeiro*. 13. ed. Goiânia: *Enciclopédia Biosfera*, 2011. 7 v.

TURNER, I. M. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest, Cambridge Tropical Biology Series*. Cambridge University Press, Cambridge. 2001.

WANG, W. X. *et al.* Biotechnology of plant osmotic stress tolerance: Physiological and molecular considerations. IV International Symposium on In Vitro Culture and Horticultural Breeding. *Acta Horticulturae*, [s. l.], p. 285-292. 2001. DOI: <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2001.560.54>. Disponível em: [https://www.actahort.org/books/560/560\\_54.htm](https://www.actahort.org/books/560/560_54.htm).

WRIGHT, I. J. *et al.* The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, [s. l.], v. 428, p. 821-827. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature02403>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature02403>.

## Florivoria é proporcional ao tamanho do display floral (quantidade de flores e botões) em *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H. S. Irwin & Barneby

Kamila Ermina Silva<sup>1</sup>

### RESUMO

A florivoria (*i.e.*, herbivoria floral) é definida como qualquer tipo de dano nos botões florais ou flores e pode afetar negativamente o sucesso reprodutivo de espécies de plantas, a depender da intensidade do dano. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do tamanho do display floral (número total de flores e botões) sob a quantidade de botões e flores afetados pela florivoria em *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) em área de Caatinga. Especificamente, testamos a hipótese de que aumentos no display (número total de botões florais e flores) aumentarão a proporção de florivoria em indivíduos de *Chamaecrista ramosa*. O experimento foi realizado em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE. Um total de 30 indivíduos adultos foram selecionados em uma população de *C. ramosa* presente em uma área de afloramentos rochosos. Todos os indivíduos tiveram o total de flores e botões (*i.e.*, display floral) contabilizados, e em seguida, o número de botões e flores com qualquer tipo de dano provocado por herbívoros. Registramos que 93,4% dos indivíduos analisados apresentaram algum nível de florivoria. Um total de 13,33% dos indivíduos apresentou

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

nível muito baixo de florivoria, 20% apresentaram nível baixo, enquanto 33,33% apresentaram nível moderado. Florivoria elevada e muito alta foi observada em 16,67% dos indivíduos. Além disso, o display floral influenciou positivamente a ocorrência de florivoria em indivíduos de *C. ramosa* no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE. Embora alguns indivíduos não tenham apresentado a tendência de sofrer mais herbivoria em relação ao seu número de flores e botões, a densidade-dependência dos florívoros parece explicar o padrão encontrado em *C. ramosa*. Apesar de não termos acessado os efeitos da florivoria sobre o seu sucesso reprodutivo espera-se que a formação de frutos/sementes seja afetada negativamente, principalmente nos indivíduos com níveis elevados de danos. Dessa forma, os efeitos da florivoria podem acarretar em diminuição dos serviços ecossistêmicos fornecidos por *C. ramosa* e ainda prejudicar a manutenção de suas populações em áreas de Caatinga.

#### PALAVRAS-CHAVE

Caatinga; floresta seca; herbivoria floral; Leguminosae,

#### INTRODUÇÃO

A herbivoria floral ou florivoria é definida como qualquer dano sofrido nas partes reprodutivas das plantas, incluindo botões e flores, podendo ser causados por animais vertebrados ou invertebrados (MCCALL; IRWIN, 2006). Os danos causados por vertebrados geralmente envolvem o consumo total das partes reprodutivas (*e.g.*, RIBA-HERNANDEZ; STONER, 2005; GOMES *et al.*, 2013; PAIXÃO *et al.*, 2021), enquanto os animais invertebrados, frequentemente insetos, consomem diretamente frações de brácteas, pétalas, sépalas, estames e pistilos (incluindo pólen e óvulos), ou ainda utilizam botões e flores como local de oviposição e abrigo, através da perfuração (LEAVITT; ROBERTSON, 2006; RUHREN, 2003). Todos esses usos podem levar a inviabilidade da flor afetada (LEAVITT; ROBERTSON, 2006; RUHREN, 2003).

Os efeitos diretos e indiretos da florivoria sobre as espécies de plantas tem sido bem relatado e podem afetar diferentes níveis de organização, de indivíduos a ecossistema (MCCALL; IRWIN, 2006). Resumidamente, os efeitos diretos afetam a quantidade e tamanho das estruturas reprodutivas, já os efeitos indiretos afetam a atratividade de agentes polinizadores (GONZÁLEZ-BROWNE *et al.*, 2016; SOPER-GORDEN; ADLER, 2016). Assim, os danos causados pela florivoria tendem a reduzir o sucesso reprodutivo de espécies de plantas (*e.g.*, CUNNINGHAM, 1995; KRUPNICK *et al.*, 1999; COTARELLI; ALMEIDA, 2015). De forma

direta, a florivoria pode impactar o fitness reprodutivo através: a) da redução da quantidade de recurso floral produzido, principalmente néctar (KRUPNICK *et al.*, 1999), b) redução na quantidade de pólen e óvulos (*e.g.*, CUNNINGHAM, 1995; KRUPNICK *et al.*, 1999; GOMES *et al.*, 2013, 2019), c) aumento do estresse de água, ou seja, pétalas danificadas perdem água com o aumento da transpiração ou por vazamentos (GALEN *et al.*, 1999), d) redução da taxa fotossintética em algumas espécies de plantas, em que as partes florais são capazes de contribuir com até 60% da captura de carbono realizada pelas folhas e auxiliar na maturação de frutos e sementes (GALEN *et al.*, 1999). Os efeitos indiretos da florivoria envolvem redução no tamanho e quantidade das estruturas florais, com consequente redução na atratividade floral aos animais polinizadores (*e.g.*, CUNNINGHAM, 1995; KRUPNICK *et al.*, 1999). Esse tipo de dano é especialmente importante para as plantas com limitação de pólen e/ou polinizadores, ou seja, aquelas com polinização cruzada obrigatória (espécies de plantas dióicas) e/ou com sistema reprodutivo auto-incompatível (KRUPNICK; WEIS, 1999; MOTHERSHED; MARQUIS, 2000). Além disso, os florívoros podem reduzir a frequência de visitas às flores através da competição com os polinizadores (CANELA; SAZIMA, 2003). Contudo, o tamanho dos efeitos no sucesso reprodutivo das espécies de plantas depende da extensão do dano (*i.e.*, da área removida), dieta e espécies de florívoros envolvidos (MCCALL; IRWIN, 2006).

Para lidar com os efeitos da florivoria, as plantas são capazes de reduzir a frequência de danos ou podem manter o fitness após os danos (MCCALL;& IRWIN, 2006). Nesse sentido, as plantas podem: a) apresentar defesa química e física, como tricomas; b) alterar a época de floração, antecipando ou retardando; c) reduzir o tamanho das estruturas reprodutivas para torna-las menos atrativas aos florívoros; d) elevar a produção de flores e/ou abortar botões e flores danificados, através da alocação de recursos; e) maturar seletivamente alguns botões, enquanto outros têm seus óvulos e pólen consumidos, também através da alocação de recursos (*e.g.*, OLESEN, 1992; COLEY; KURSAR, 1996; ASHMAN *et al.*, 2004; LEITÃO *et al.*, 2005; MCCALL; IRWIN, 2006; SILVA *et al.*, 2022).

Diante disto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do tamanho do display floral (número total de flores e botões) sob a quantidade de botões e flores afetados pela florivoria em *Chameacrista ramosa* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) em área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE. Especificamente, testamos a hipótese de que aumentos no display (número total de botões florais e flores) aumentarão a proporção de florivoria em indivíduos de *Chameacrista ramosa*.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O experimento foi realizado em uma área de floresta tropical sazonalmente seca no Parque Nacional do Catimbau, estado de Pernambuco, Brasil (8°24'00" a 8°36'35" S, 37°09'30" a 37°14'40" W) (FREIRE, 2015). O clima da região é semiárido, quente e seco: Bsh (Köppen, 1948), com temperatura média anual de 25°C, e precipitação anual variando entre 480 e 1.100 mm (SNE, 2002; RITO *et al.*, 2017). A vegetação é um mosaico de floresta seca e vegetação arbustiva devido a fatores geomorfológicos, topográficos e climáticos relacionados à temperatura e pluviosidade (RODAL *et al.*, 1998). As famílias de plantas mais representativas no PARNA do Catimbau em termos de riqueza e abundância de espécies são Leguminosae e Euphorbiaceae (RITO *et al.*, 2017). O Parque abriga muitas comunidades rurais e indígenas, que extraem lenha e produtos florestais não-madeireiros, caçam animais selvagens, praticam agricultura familiar e pecuária extensiva (ARNAN *et al.*, 2018).

### Espécie estudada

*Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) é uma espécie nativa do Brasil, com distribuição nos domínios fitogeográficos da Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal (FLORA; FUNGA DO BRASIL, 2022), sendo frequentemente encontrada em formações rochosas (QUEIROZ; LOIOLA, 2009). *C. ramosa* apresenta hábito subarbustivo, ramos lineares. Suas flores possuem coloração amarelas, enantiofilicas, com anteras de deiscência poricida (indicando a dependência exclusiva de polinizadores especializados para a coleta de pólen), sistema sexual hermafrodita, sistema reprodutivo autocompatível (ALMEIDA *et al.*, 2013) e frutos do tipo legume plano (Queiroz e Loiola, 2009). A polinização por meio de vibração é realizada por abelhas de grande porte do gênero *Centris*, *Xylocopa* e *Eufriesea* (ALMEIDA *et al.*, 2013).

### Coleta de dados

Foram selecionados, de forma aleatória, 30 indivíduos adultos em uma população de *Chamaecrista ramosa* (Vogel) presente em uma área de afloramentos rochosos. Todos os indivíduos selecionados apresentaram diâmetro à altura do solo > 1 cm e altura mínima > 60 cm, com distância mínima de 1 m entre eles. Então, foram contabilizados o total de flores e botões (display) presentes em cada indivíduo, e em seguida, o número de botões e flores com qualquer tipo de dano provocado por herbívoros.

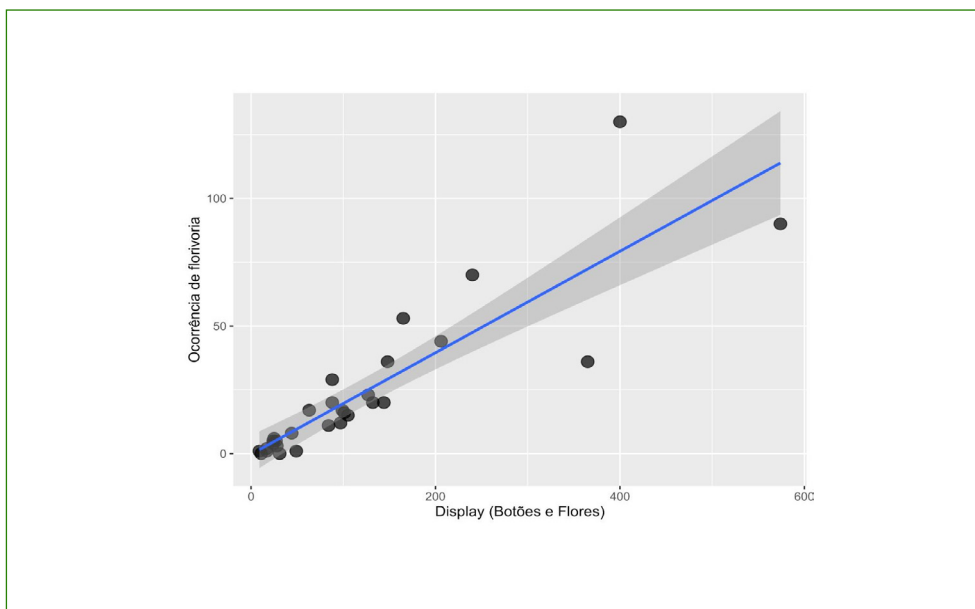
## Análise de dados

Primeiramente, foi calculada a proporção de florivoria em relação ao display floral para cada indivíduo amostrado. Em seguida, a proporção de florivoria foi categorizada em intervalos iguais: muito baixa (0-6,59%), baixa (6,59-13,18%), moderada (13,18-19,77%) alta (19,77-26,36%) e muito alta (26,36-32,95%). A correlação entre a ocorrência de florivoria e o tamanho do display floral foi testada usando modelos lineares generalizados (GLMs), com distribuição binomial negativa, utilizando a função `glm.nb`, no software R v. 4.1.0 (R CORE TEAM, 2021).

## RESULTADOS

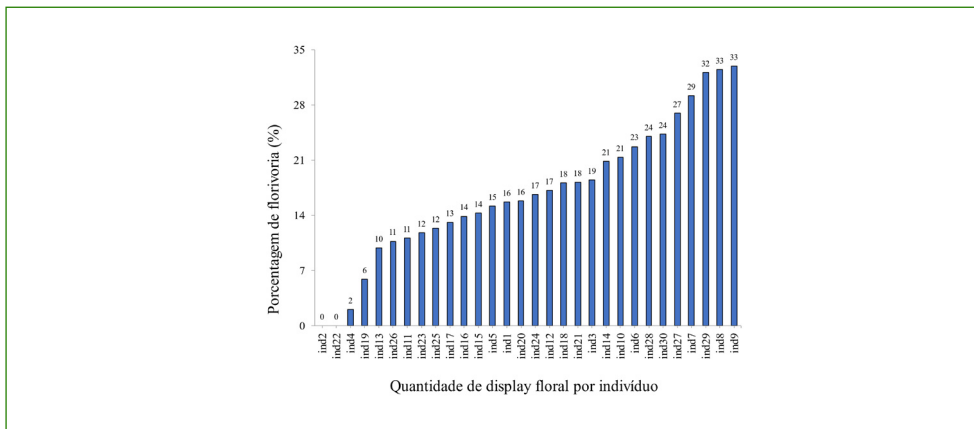
Do total de indivíduos de *Chamaecrista ramosa* amostrados (N=30), 93,4% apresentaram algum nível de florivoria. O percentual de florivoria variou de 2% a 35% entre os indivíduos. Foi observado que 66% dos indivíduos apresentaram florivoria moderada a muito alta (Tabela 1). O display floral variou de 9 a 574 botões e flores nos indivíduos. Especificamente, um total de 24 indivíduos apresentaram display floral baixo (*i.e.*, < que 150) (Figura 1). O display floral (número de botões e flores) influencia positivamente a ocorrência de florivoria em indivíduos de *Chamaecrista ramosa* ( $Z= 3.753$ ;  $P < 0.001$ ) (Figura 2).

**Figura 1.** Correlação entre a ocorrência de florivoria e o Display floral



Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Correlação entre a ocorrência de florivoria e display floral em uma população de *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae), no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco



Fonte: autoria própria.

**Tabela 1.** Categorização da porcentagem de florivoria na população de *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) ocorrente no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco

Intervalores	Categoria	Contagem <sup>1</sup>	%
[0;6,59>	Muito baixa	4	13,33
[6,59;13,18>	Baixa	6	20,00
[13,18;19,77>	Moderada	10	33,33
[19,77;26,36>	Alta	5	16,67
[26,36;32,95]	Muito alta	5	16,67

<sup>1</sup>Contagem total de 30 indivíduos.

Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Os herbívoros florais apresentaram um comportamento denso-dependente nas plantas de *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae), o que demonstra que o tamanho do display floral influenciou a ocorrência de florivoria. Esses resultados são compatíveis com outros trabalhos que abordaram essa temática, por exemplo, LAUREN *et al.*, (2014), verificaram que a densidade de flores atraiu mais besouros florívoros, reduzindo a produção de frutos em *Phlox hirsuta* (Polemoniaceae), já TEIXIDO *et al.*, (2011), observaram que as flores maiores e mais longas de *Cistus ladanifer* (Cistaceae) sofreram mais danos por florívoros do que as flores menores. Podemos perceber

que apenas 10 dos indivíduos observados apresentaram florivoria alta a muito alta, podendo indicar que a estratégia de produzir uma grande quantidade de estruturas reprodutivas é eficaz para aumentar as chances de polinização, e consequente produção de frutos e sementes, mesmo sob pressão de animais florívoros (CONNER; RUSH, 1996; HARDER; BARRETT, 1996).

O display floral em uma planta é caracterizado pelo número e tamanho das flores e de flores por inflorescência, é uma característica direcionada a visibilidade dessas estruturas para o animal polinizador (WILLMER, 2011). A atração dos polinizadores é altamente influenciada pelo tamanho do display floral, podendo aumentar as chances de transferência e recepção do pólen, possibilitando um maior sucesso reprodutivo (HARDER; BARRETT, 1996; KARRON; MITCHELL, 2012). No entanto, essa quantidade elevada de recurso atrai também os animais florívoros (STRAUSS; IRWIN, 2004; MCCALL; IRWIN, 2006), principalmente os que apresentam comportamento denso dependente (COLEY; KURSAR, 1996; PARMESAN, 2000). Nesse sentido, espera-se que o maior número de flores por indivíduo seja atrativo a um elevado número de florívoros, uma vez que também aumenta as chances de forrageamento, contribuindo assim para a seleção mediada por florívoros (WU *et al.*, 2021). A denso-dependência dos herbívoros é determinada pela extensão da mancha de recurso em determinado ambiente, logo está diretamente relacionada não só com a quantidade de display por indivíduo, mas também com a quantidade de indivíduos na população (KUNIN, 1997). No caso de *Chamaecrista ramosa*, alguns indivíduos não apresentaram a tendência de sofrer mais herbivoria em relação ao seu número de flores e botões, a partir desses dados podemos inferir que esses indivíduos estavam afastados dos demais, e que, mesmo apresentando uma grande quantidade de recurso, acabaram não sendo tão acessíveis para os florívoros em relação aos indivíduos mais agrupados.

Apesar de não termos acessado os efeitos da florivoria sobre o sucesso reprodutivo de *Chamaecrista ramosa* (Fabaceae-Caesalpinioideae), espera-se que a formação de frutos/sementes seja afetada negativamente, principalmente nos indivíduos com níveis elevados de danos. Inúmeros trabalhos indicam redução, em diferentes níveis de intensidade, no sucesso reprodutivo como consequência dos danos aos botões e flores (*e.g.*, KRUPNICK *et al.*, 1999; MOTHERSHEAD; MARQUIS, 2000; MCCALL; IRWIN, 2006; COTARELLI; ALMEIDA, 2015). Além disso, é importante lembrar que *C. ramosa* necessita de polinizador especializado para garantir o sucesso reprodutivo (*i.e.*, abelhas de tamanho médio-grande que polinizam por vibração), e qualquer tipo de dano às estruturas reprodutivas pode torná-las inviáveis. Como efeito em cascata, redução no sucesso reprodutivo acarretará alterações na provisão de serviços ecossistêmicos (COTARELLI;

ALMEIDA, 2015; LEAL *et al.*, 2018), como a redução na quantidade de recurso disponível para animais forrageadores, e também para a dispersão (SANTOS *et al.*, 2010), podendo prejudicar diretamente o estabelecimento de novas plântulas e manutenção da população (KRUPNICK *et al.*, 1999; CÓRDULA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2022) em área de Caatinga.

## CONCLUSÃO

Em conclusão, a compreensão sobre como as interações ecológicas, incluindo a florivoria, podem variar entre espécies, ecossistemas ou mesmo no tempo, é essencial para a elucidação de mecanismos biológicos atrelados a tais interações. Nesse sentido, a florivoria é proporcional ao tamanho do display floral em *Chamaecrista ramosa* (Vogel) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae), o que pode gerar efeitos negativos para o sucesso reprodutivo dessa espécie futuramente, afetando seus serviços ecossistêmicos. Dito isto, os resultados deste trabalho podem contribuir para planos de manejo da espécie, otimizando o sucesso reprodutivo, e garantindo a provisão de serviços ecossistêmicos, como o fornecimento de alimentos para animais.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Emanuel Evaristo de Sousa e Alessandro Soares Pereira pela identificação da espécie estudada. À CAPES pelo recurso disponibilizado para a realização do Curso de Campo em Ecologia da Caatinga no ano de 2022. Ao PELD/CNPq e PRONEX/FACEPE pelos veículos disponibilizados para o trabalho em campo.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, N. M. *et al.* Enantiostily in *Chamaecrista ramosa* (Fabaceae-Caesalpinioideae): floral morphology, pollen transfer dynamics and breeding system. *Plant Biology*, [s. l.], v.15, n. 2, p. 369-375. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00651.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1438-8677.2012.00651.x>.
- 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. 1, p. 274-282. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18305211>.
- ASHMAN, T. L. *et al.* Sex-differential resistance and tolerance to herbivory in a gynodioecious wild strawberry. *Ecology*, [s. l.], v. 85, n. 9, p. 2550-2559. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0495>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-0495>.
- CANELA, M. B. F. *et al.* Florivory by the crab *Armases angustipes* (Grapsidae) influences hummingbird visits to *Aechmea pectinata* (Bromeliaceae). *Biotropica*, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 289-294. 2003. DOI:

<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00287.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00287.x>.

COLEY, P. D.; KURSAR, T. A., Anti herbivore defenses of young tropical leaves: Physiological constraints and ecological trade-offs. In: MULKEY, S.S.; CHAZON, R.L.; SMITH, A.P. (Eds.). *Tropical forest ecophysiology*. London, Chapman and Hall. 305-336. 1996.

CÓRDULA, E. *et al.* Morfologia de frutos e sementes de Fabaceae ocorrentes em uma área prioritária para a conservação da Caatinga em Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia*, [s. l.], v. 65, n. 2, p. 505-516. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602014000200012>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/6F6CQwNb53bM8yxstby3xmc/>.

CORNNER, J. K.; RUSH, S. Effects of flower size and number on pollinator visitation to wild radish *Raphanus raphanistrum*. *Oecologia*, [s. l.], v. 105, p. 509-516. 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00330014>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00330014>.

COTARELLI, V. M.; ALMEIDA, A. N. M. Florivoria em *Senna macranthera* var. *pudibunda* (Benth.) HS Irwin & Barneby (Caesalpinioideae-Fabaceae). *Natureza ONLine*, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 45-49. 2015. Disponível em: <https://www.naturezaonline.emnuvens.com.br/revista/article/view/129>.

CUNNINGHAM, S. A. Ecological constraints on fruit initiation by *Calyptrogyne ghiesbreghtiana* (Areaceae): floral herbivory, pollen availability, and visitation by pollinating bats. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 82, n. 12, p. 1527-1536. 1995. DOI: <https://doi.org/10.2307/2446181>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2446181>.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. *Chamaecrista*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2022. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB82919>. Acesso: em 10 de novembro de 2022.

GALEN, C. *et al.* Are flowers physiological sinks or faucets? Costs and correlates of water use by flowers of *Polemonium viscosum*. *Oecologia*, [s. l.], v. 118, p. 461-470. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050749>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050749>.

GOMES, V. G. N.; KOROIVA, R.; ARAUJO, A. C. Vertebrate florivory on the short-columnar cactus *Echinopsis rhodotricha* K. Schum. in the Brazilian Chaco. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 21, p. 1481-1487. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0659-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-016-0659-9>.

GONZALEZ-BROWNE, C. *et al.* Does plant origin influence the fitness impact of flower damage? A meta-analysis. *PLOS ONE*, [s. l.], v. 11, p. e0146437. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146437>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0146437>.

HARDER, L. D.; BARRETT, S. C. H. Mating cost of large floral displays in hermaphrodite. *Nature*, [s. l.], v. 373, p. 512-515. 1995. DOI: <https://doi.org/10.1038/373512a0>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/373512a0>.

KARRON, J. D.; MITCHELL, R. Effects of floral display size on male and female reproductive success in *Mimulus ringens*. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 109, n. 3, p. 563-570. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcr193>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/109/3/563/129871?redirectedFrom=fulltext>.

KÖPPEN, W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Mexico: DF: *Fondo de Cultura Económica*, [s. l.], 479 p. 1948. DOI: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1660392>. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1660392>.

KRUPNICK, G. A.; WEIS, A. E.; CAMPBELL, D. R. The consequences of floral herbivory for pollinator service to *Isomeris arborea*. *Ecology*, [s. l.], v. 80, n. 1, p. 125-134. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1890/0891-6965\(1999\)080\[0125:TCFH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0891-6965(1999)080[0125:TCFH]2.0.CO;2).

org/10.1890/0012-9658(1999)080[0125:TCOFHF]2.o.co;2. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658%281999%29080%5B0125%3ATCOFHF%5D2.o.co%3B2>.

KUNIN, W. E., Population biology and rarity: on the complexity of density dependence in insect-plant interactions. In: *The biology of rarity*. Springer, 150-173. 1997.

LAUREN G. R.; ANDREW T. R.; PHILIP H. C. Floral display size, conspecific density and florivory affect fruit set in natural populations of *Phlox hirsuta*, an endangered species. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 113, n. 5, p. 887-893. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcu007>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aob/article-abstract/113/5/887/160290?redirectedFrom=fulltext>.

LEAL, I.R. et al. Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. *Ciência e Cultura*, [s. l.], v. 70, n. 4, p. 35-40. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400011>. Disponível em: [http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0009-67252018000400011](http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400011).

LEAVITT, H.; ROBERTSON, I. P. Herbivory by chrysomelid beetles (*Phylotrea* sp.) is detrimental to pollination and seed production in *Lepidium papilliferum* (Brassicaceae). *Ecological Entomology*, 31, 657-660. 2006. Disponível em: <https://resjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2311.2006.00820.x>.

LEITÃO, C. A. E. et al. Anatomy of the floral, bract, and foliar nectaries of *Triumfetta semitriloba* (Tiliaceae). *Canadian Journal of Botany*, [s. l.], v. 83, p. 279-286. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1139/b05-001>. Disponível em: <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/b05-001>.

MCCALL, A. C.; IRWIN, R. E. Florivory: the intersection of pollination and herbivory. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 9, p. 1351-1365. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00975.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2006.00975.x>.

MOTHERSHEAD, K.; MARQUIS, R. J. Fitness impacts of herbivory through indirect effects on plant-pollinator interactions in *Oenothera macrocarpa*. *Ecology*, [s. l.], v. 81, n. 1, p. 30-40. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0030:FIOHTI\]2.o.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0030:FIOHTI]2.o.co;2). Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658%282000%29081%5B0030%3AFIOHTI%5D2.o.co%3B2>.

NASCIMENTO, E. A.; DEL-CLARO, K. Floral visitors of *Chamaecrista debilis* (Vogel) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) at Cerrado of Estação Ecológica do Jataí, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Entomology*, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 619-624. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2007000400024>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ne/a/SgtNNRDyV7KHvrtYf7JSBYX/?lang=en>.

OLESEN, J. M. Flower mining by moth larvae vs. pollination by beetles and bees in the cauliflorous *Sapranthus palanga* (Annonaceae) in Costa Rica. *Flora*, [s. l.], v. 187, v. 1992-1993, p. 9-15. 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)32201-6](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)32201-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253017322016?via%3Dihub>.

PAIXÃO, V. H. F.; GOMES, V. G. N. Venticinque, E. M. Florivory by lizards on *Tacinga inamoena* (K.Schum.) N.P. Taylor & Stuppy (Cactaceae) in the Brazilian Caatinga. *Biota Neotropica*, [s. l.], v. 21, n. 2, p. e20201109. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1109>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/jdh3jQnfsjNCGTQbcBfRdZM/abstract/?lang=pt>.

PARMESAN, C. Unexpected density-dependent effects of herbivory in a wild population of the annual *Collinsia torreyi*. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 88, n. 3, p. 392-400. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00449.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2745.2000.00449.x>.

QUEIROZ, R. T. D.; LOIOLA, M. I. B. O gênero *Chamaecrista* Moench (Caesalpinioideae) em áreas do entorno do Parque Estadual das Dunas de Natal, Rio Grande do Norte, Brasil. *Hoehnea*, [s. l.], v. 36, n. 4,

- p. 725-736. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062009000400011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/zF53xSSBD6CSNWGMRFq89v/?lang=pt>.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2021. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.
- RENNER, S. S.; ZOHNER, C. M. Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, [s. l.], v. 49, p. 165-182. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>.
- RIBA-HERNANDEZ, P.; STONER, K. E. Massive destruction of *Symphonia globulifera* (Clusiaceae) flowers by the Central American spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in a tropical humid forest, Costa Rica. *Biotropica*, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 274-278. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00037.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2005.00037.x>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- RODAL, M. J. N. *et al.* Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional do município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, [s. l.], v. 58, n. 3, p. 517-526. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbbio/a/9z9QHTzbjXDphnbtXF85j3q/>.
- RUHREN, S. Seed predators are undeterred by nectar-feeding ants on *Chamaecrista* (Caesalpinaceae). *Plant Ecology*, [s. l.], v. 166, p. 189-198. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1023248431116>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1023248431116>.
- SANTOS, M. V. F. D. *et al.* Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. *Revista Brasileira de Zootecnia*, [s. l.], v. 39, p. 204-215. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-35982010001300023>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbz/a/GpqCjygsD8wCf9K8qRtcMvn/>.
- SILVA, G.M. *et al.* Florivory in two *Chamaecrista* species: Are secretory trichomes effective against florivores? *Plant Species Biology*, [s. l.], v. 37, n. 6, p. 339-348. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12386>. Disponível em: <https://esj-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1442-1984.12386>.
- SNE - SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. *Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA*, Recife. 2002. Disponível em: Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE.
- SOPER-GORDEN N. *et al.* Geographic patterns of seed mass are associated with climate factors, but relationships vary between species. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 103, n. 1, p. 60-72. 2016. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.1500295>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.3732/ajb.1500295>.
- STRAUSS, S. Y.; IRWIN, R. E. Ecological and evolutionary consequences of multispecies plant-animal interactions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 35, p. 435-466. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130215>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130215>.
- SLETVOLD, N.; GRINDELAND, J.M.; AGREN, J. Pollinator-mediated selection on floral display, spur length and flowering phenology in the deceptive orchid *Dactylorhiza lapponica*. *New Phytologist*, [s. l.], v. 188, n. 2, p. 385-392. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03296.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1469-8137.2010.03296.x>.

TEIXIDO, A. L.; MÉNDEZ, M.; VALLADARES, F. Flower size and longevity influence florivory in the large-flowered shrub *Cistus ladanifer*. *Acta Oecologica*, [s. l.], v. 37, n. 5, p. 418-421. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.05.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1146609X11000804>.

WILLMER, P. *Pollination and Floral Ecology*. (1ª Edição). Princeton University Press. 2011.

WU, Y. *et al.* Herbivore-mediated selection on floral display covaries nonlinearly with plant-antagonistic interaction intensity among primrose populations. *Frontiers in Plant Science*, [s. l.], v. 12, p. 727957. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.727957>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2021.727957/full>.

## Bromélias servem de micro-hábitats para invertebrados?

Kássya Melissa Oliveira de Souza<sup>1</sup>

### RESUMO

A Caatinga é pouco estudada, especialmente em relação às bromélias da família Bromeliaceae, que desempenham um papel vital ao criar microambientes retendo água da chuva. Este estudo investigou a estrutura das comunidades de invertebrados nos tanques das bromélias no Parque Nacional do Catimbau. A pesquisa, baseada nas hipóteses de que maior área resultaria em maior diversidade, coletou dados de 20 bromélias do gênero *Hohenbergia*. Para quantificar o tamanho dos tanques, utilizei a área e a profundidade. Como resultado encontrei nos tanques das bromélias um total de 60 indivíduos de invertebrados, divididas em 5 famílias, de 11 morfoespécies (Tabela 1). Quanto os indivíduos o que encontrei com maior abundância foram larvas, que classifiquei como morfo1 contando com (21) indivíduos. Seguindo, separei as demais por suas respectivas famílias, sendo a mais abundante a Araneae (14), (Orthoptera (11) e Hymenoptera (10), registrados em todas as 20 bromélias. A profundidade dos tanques correlacionou-se com qualidades e abundância. Entretanto, a área e profundidade das bromélias não explicaram os padrões de diversidade observados, desafiando a hipótese proposta. A pesquisa ressalta a importância de estudos mais aprofundados sobre o papel das bromélias como refúgios para a biodiversidade.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

## PALAVRA-CHAVE

Diversidade alfa, biodiversidade, bromeliaceae.

## INTRODUÇÃO

Florestas secas possuem uma vegetação majoritariamente especializada, pois essas florestas apresentam características, como retenção de calor e baixa disponibilidade de água, por esse motivo ocorrem plantas com características morfológicas e fisiológicas adaptadas específicas às condições de estresse hídrico (PARMENTIER, 2003). A Caatinga, é um dos biomas menos estudados na literatura (SUNDERLAND *et al.*, 2015), especialmente quando se trata do estrato herbáceo, que representa grande importância para a biodiversidade das áreas secas (MORO *et al.*, 2015). Sua diversificada vegetação inclui formações abertas com domínio de algumas famílias, incluindo Bromeliaceae (VELLOSO *et al.*, 2002).

Plantas da família Bromeliaceae, popularmente conhecidas como bromélias, se destacam como uma das mais frequentes em diferentes tipos de ambientes, além de também apresentarem elevada diversidade. As bromélias desempenham importante papel ecológico no processo de sucessão vegetal, atuando, por exemplo, como plantas berçários que facilitam o estabelecimento de outras espécies (RICHARDSON, 1999). Além disso, a morfologia peculiar com disposição espiralada das folhas, faz com que as bromélias retenham água das chuvas entre suas folhas. Esses pequenos tanques atuam como importantes microambientes, principalmente em ambientes xéricos, pois aumentam a disponibilidade de água. Por isso, os tanques das bromélias são comumente utilizados tanto por invertebrados quanto por vertebrados (ZOTZ, 1999).

Algumas questões são essenciais para entender os padrões de diversidade, pois tais fatores determinam a distribuição e organização de comunidades biológicas. Como por exemplo questões relacionadas a riqueza de espécies e área de hábitat é um dos padrões mais consistentes em ecologia (BEGON, 2006). Grandes áreas podem conter maior heterogeneidade de hábitats, incluindo condições e recursos que possibilitam a presença de maior número de espécies, com nichos distintos. Além da maior heterogeneidade de hábitats, grandes áreas podem abrigar mais espécies por serem maiores alvos de colonização e ainda por terem mais recursos e sustentarem populações maiores, reduzindo o risco de extinções locais (MACARTHUR; WILSON, 1963).

Portanto, a proposta desse trabalho foi entender como estão estruturadas as comunidades de invertebrados que habitam os tanques das bromélias, e que possíveis fatores podem estar associados nesse processo em uma área de Floresta

Tropical Sazonalmente Seca, Parque Nacional do Catimbau (PNC) - Buíque-PE. Diante disso, apresento discussões fundamentadas em teorias ecológicas, além de debater a importância dessas estruturas de bromélias, para manutenção da biodiversidade de invertebrados, incluindo espécies raras e endêmicas. Sob a hipótese de que quanto maior a área do tanque maior a diversidade de invertebrados. A predição estabelecida foi que quanto maior a área e profundidade do tanque, maior será a diversidade encontrada.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau (PNC) - Buíque-PE, área de Floresta Tropical Sazonalmente Seca, denominada Caatinga, no agreste da região semiárida do Brasil. A precipitação anual do parque varia de 480 a 1,100 mm, com grande variabilidade interanual, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (RITO *et al.*, 2017). A vegetação original consiste em fragmentos de floresta dominada por espécies das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae e Bromeliaceae (RITO *et al.*, 2017).

### Desenho experimental

Selecionei 20 indivíduos de bromélia do gênero *Hohenbergia*. A espécie foi escolhida pois tinha ampla distribuição no Parque Nacional do Catimbau. A seleção foi feita por escolha intencional, buscando áreas onde havia uma maior concentração de indivíduos. Além disso, os indivíduos selecionados estavam distantes pelo menos 2 a 4 metros entre si.

A coleta de dados em relação aos de invertebrados presentes nos tanques das bromélias foi feita através de observação dos tanques, foi feita uma contagem *in loco*, e as espécies foram definidas por uma numeração de morfotipos, fotografei e posteriormente consultei a biblioteca online e pesquisadores para separar devidamente os morfotipos, sua forma de vida e suas famílias.

Para quantificar o tamanho dos tanques, utilizei a área e a profundidade dos tanques como medidas aproximadas do tamanho dos mesmos. A área foi medida com um paquímetro analógico, medindo seu diâmetro interno. E a profundidade dos tanques foi medida inserindo uma régua até seu limite de profundidade.

### Análise de dados

Quantifiquei a diversidade alfa taxonômica que é uma medida de variabilidade biológica que leva em consideração a riqueza e a abundância de espécies. Os

números de Hill permitem calcular a diversidade atribuindo pesos diferentes de acordo com a abundância de espécies, já que cada abundância é elevada a um fator  $q$ . Dessa forma: quando  $q=0$ , todas as abundâncias são elevadas a 0 e retornam ao valor de 1 (diversidade de espécies raras); quando  $q=1$ , os valores correspondem às abundâncias encontradas em cada comunidade (diversidade de espécies típicas); quando  $q=2$ , todas as abundâncias são elevadas ao quadrado, dando mais ‘peso’ às espécies dominantes (diversidade de espécies dominantes) (HILL, 1973).

A normalidade dos dados foi aferida a partir do teste de Shapiro Wilk. A homogeneidade da variância foi testada utilizando o teste de Fligner-Killeen. Testei e retirei outliers a partir do teste de distância de Cook (distância de Cook < 1). Foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para verificar se havia alguma diferença entre as medianas dos diferentes números de Hill, o resultado foi visualizado através de uma Análise de redundância (RDA) para avaliar a relação entre a composição de espécies (famílias) e as variáveis ambientais (área e profundidade). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

Encontrei nos tranques das bromélias um total de 60 indivíduos de invertebrados, divididas em 5 famílias, de 11 morfoespécies (Tabela 1). Quanto os indivíduos o que encontrei com maior abundância foram larvas, que classifiquei como morfo1 contando com (21) indivíduos. Seguindo, separei as demais por suas respectivas famílias, sendo a mais abundante a Araneae (14), (Orthoptera (11) e Hymenoptera (10), registrados em todas as 20 bromélias.

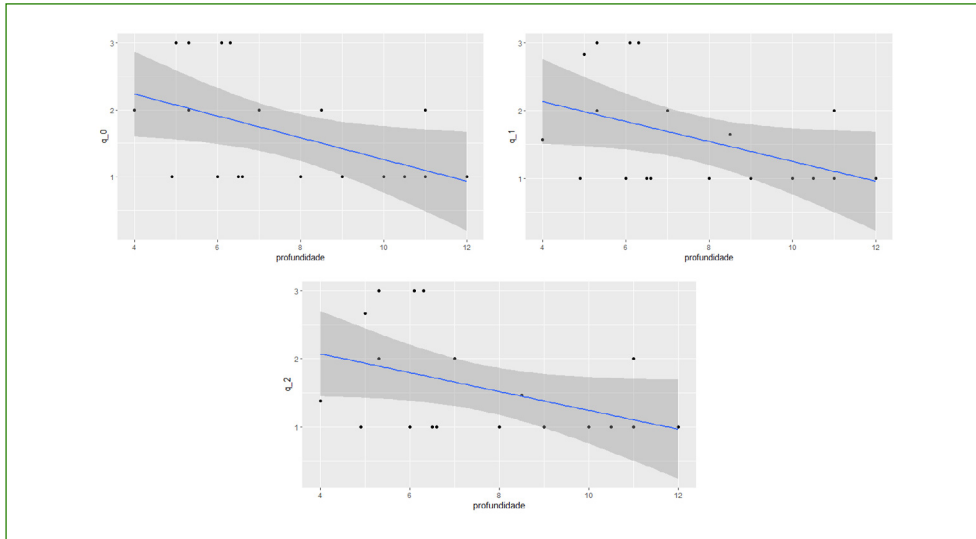
**Tabela 1.** Quantidade de indivíduos de invertebrados encontrados dentro das bromélias e suas respectivas famílias

Indivíduos	Quantidade
Larva (morfo1)	21
Araneae sp1	1
Araneae sp2	3
Araneae sp3	5
Araneae sp4	1
Araneae sp5	4
Coleoptera	1
Hymenoptera	10
Hemiptera	3
Orthoptera sp1	4
Orthoptera sp2	7

Fonte: autoria própria.

Posteriormente, foi utilizada a ferramenta número de hill, correspondente a diversidade alfa encontrada em cada bromélia (Figura 1).

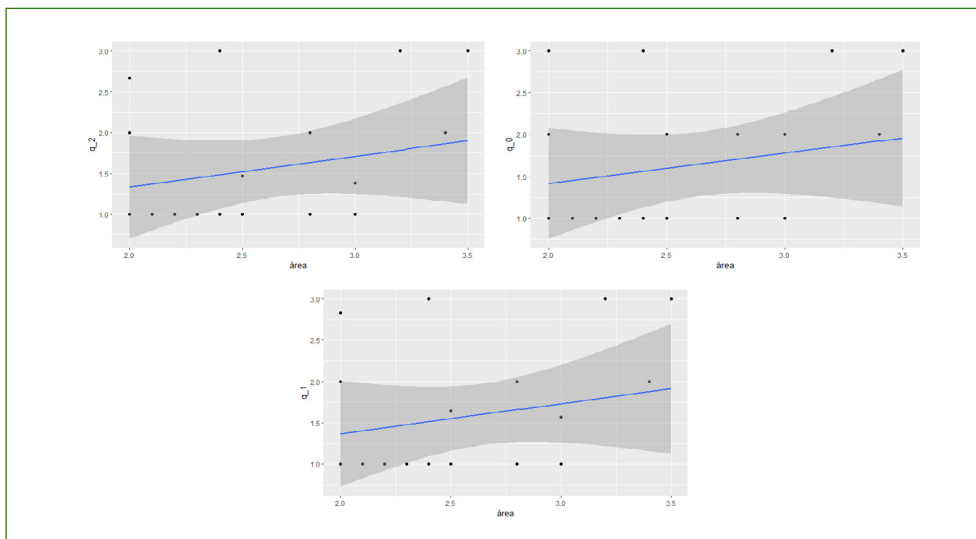
**Figura 1.** Relação entre a diversidade de invertebrados com a variação da profundidade dos tanques das bromélias no Parque Nacional do Catimbau.



Fonte: autoria própria.

Dessa forma, os resultados foram p-value de 0.03319 para  $q_0$ , para  $q_1$  o p-value de 0.04935 para  $q_2$ , o valor de p-value: 0.06183.

**Figura 2.** Relação entre a diversidade de invertebrados com a variação da área dos tanques das bromélias no Parque Nacional do Catimbau

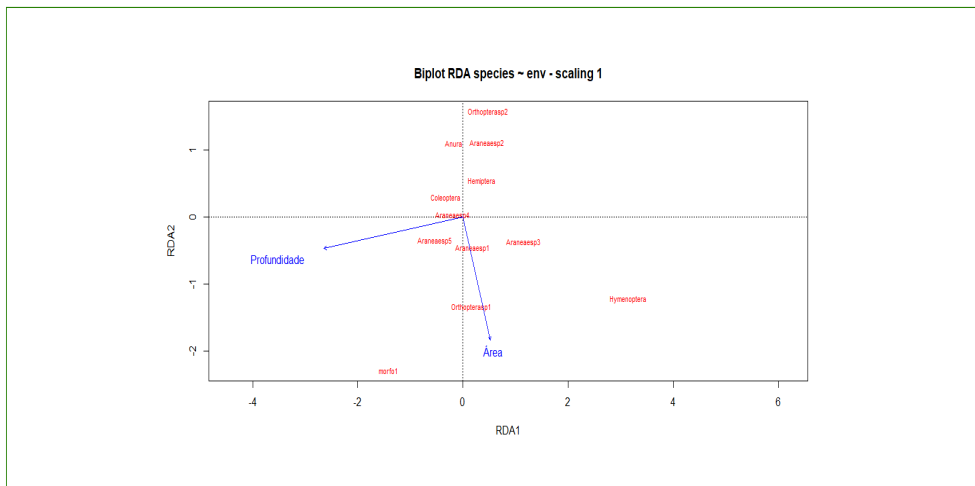


Fonte: autoria própria.

Dessa forma, os resultados foram: p-value de p-value: 0.3778 para q\_0, para q\_1 obtive o p-value: 0.3607 e para q\_2, o p-value de: 0.3332. Posteriormente na Análise de variância (ANOVA), foi feita uma relação de todas as variáveis e como elas explicam a relação diversidade-área das espécies na bromélia, o resultado dessa ANOVA foi considerando o p-value de Pr (>F) 0.123.

Na RDA, foram plotadas as famílias para avaliar a relação da profundidade e área na distribuição das mesmas. No entanto, somente a variável profundidade apresentou correlação, com a abundância, mas apenas no sentido negativo (Figura 3). Algumas famílias como: coleóptera e hemíptera não tiveram relação com ambas variáveis. A RDA foi significativa a um nível de confiança de 95%.

**Figura 3.** Diagrama de ordenação produzido a partir da Análise de Redundância Canônica (RDA) dos invertebrados encontrados dentro dos tanques das bromélias no Parque Nacional do Catimbau - PNC



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Nesse estudo, nós avaliamos a área dos tanques e a profundidade dos tanques para entender como o tamanho delas influenciam os padrões de diversidade da comunidade de invertebrados presentes no interior dos tanques. Nossos resultados sugerem que os parâmetros relacionados à área e profundidade atuam de forma pouco explicativa sobre esses padrões. A área da bromélia e a profundidade dos tanques, não foram associados aos padrões de diversidade estudados, portanto a hipótese da relação área e profundidade com diversidade não foi corroborada neste estudo. Isso pode indicar que outros fatores relacionados a condições ambientais e disponibilidade de recursos podem explicar melhor a diversidade dentro das bromélias.

Sobre a organização dessas comunidades, sabemos que alguns fatores podem exercer influência positiva ou negativa sob o estabelecimento ou presença de comunidades em determinados habitats. A distância das bromélias a fragmentos florestais, pode servir como filtros ambientais e pode aumentar a escassez hídrica e conseqüentemente pode representar barreiras difíceis de serem passadas pelos invertebrados. De acordo com CAVENDER-BARES (2009) os processos que orientam a organização das espécies em uma área, operam em escalas temporais variadas e podem ser determinadas em grande parte por processos biogeográficos que envolvem especiação, extinção e dispersão.

A posteriori outro ponto a ser considerado é que talvez algumas espécies usem os tanques apenas como refúgio durante períodos mais secos ou de maior volume de chuva, como acontece com anuros (PEIXOTO, 1995). A não consolidação dessas comunidades também pode ser ocasionada pelas mudanças causadas pela fragmentação e redução dos remanescentes florestais circundantes. A proteção da floresta em torno é essencial porque muitas bromélias também são comumente epífitas em florestas, sugerindo uma estreita relação entre habitats ou formas de vida, o que, por sua vez, melhora as possibilidades de interações biológicas, como processos de polinização e dispersão (ANDRADE MELO, 2018).

As espécies de maior abundância (aranhas) são generalistas e devido à facilidade de monitoramento podem ser usadas como indicadores biológicos, contudo, é necessário acompanhamento e mais investigações quanto ao papel funcional das espécies raras, pois podem ser mais propensas a processos de extinção e perda funcional por ações antrópicas.

## CONCLUSÃO

Concluo que as variáveis aqui consideradas, são pouco explicativas com a diversidade alfa das comunidades em estabelecimento dentro dos tanques. Há uma vasta literatura sobre o uso de bromélias por invertebrados. Entretanto, estudos específicos para avaliar bromélias como espécies indicadoras de refúgio pra biodiversidade ainda está em crescimento. Dessa forma, este estudo representa uma importante contribuição para melhorar as informações sobre essas espécies.

## AGRADECIMENTOS

Sou grata a todos professores pelas orientações, desde a concepção da ideia e execução do projeto. Agradeço especialmente os colegas que ajudaram em

campo, Maria, Ciro e Sara, a ajuda de vocês foi essencial na execução deste trabalho. Por fim, agradeço o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

## REFERÊNCIAS

ANDRADE MELO, E.; WAECHTER, J. L. Effect of vegetation matrix on diversity and distribution of epipetric bromeliads in a transitional region between evergreen and seasonal forest. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, [s. l.], v. 249, p. 77-85. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253018301099>.

HERBERT, J. Bromeliaceae: Profile of an adaptive radiation. *Systematic Biology*, [s. l.], v. 59, n. 2, p. 340-344. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1080/10635150590923209>. Disponível em: <https://academic.oup.com/sysbio/article-abstract/54/2/340/2842945?redirectedFrom=fulltext>.

HILL, M. O. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, [s. l.], v. 54, n. 2, p. 427-432. 1973. DOI: <https://doi.org/10.2307/1934352>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/1934352>.

MORO, M. F. *et al.* Síntese dos estudos florísticos e fitossociológicos realizados no semiárido brasileiro. In: EISENLOHR, P. V. *et al.* Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Caso. *Editora da Universidade Federal de Viçosa*, 412-451. 2015.

PARMENTIER, I. Study of the vegetation composition in three inselbergs from continental Equatorial Guinea (Western Central). *Journal of Botany*, [s. l.], v. 136, n. 1, p. 63-72. 2003. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/20794516>.

PAULA, L. F. A. *et al.* Sugar loaf land in south-eastern Brazil: a centre of diversity for mat-forming bromeliads on inselbergs. *Botanical Journal of the Linnean Society*, [s. l.], v. 181, n. 3, p. 459-476. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12383>. Disponível em: <https://academic.oup.com/botlinnean/article-abstract/181/3/459/2707800?redirectedFrom=fulltext>.

PEIXOTO, O. L. Associação de anuros a bromeliáceas na mata atlântica. *Revista da Universidade Rural - Série Ciências da Vida*, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 75-83. 1995. Disponível em: <https://www.scienceopen.com/document?vid=797f8479-769f-4b3a-b9ae-954f6174d205>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM; R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2022. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

SUNDERLAND, T. *et al.* Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, [s. l.], v. 17, p. 1-9. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/cfa/ifr/2015/0000017/a00202s2/arto0001;jsessionid=2172bu41xvejl.x-ic-live-03>.

VELLOSO, A. L. *et al.* Ecorregiões propostas para o bioma caatinga. *Instituto de Conservação Ambiental*, [s. l.], 80p. 2002. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/biomas/arquivos-biomas/ecorregioes-propostas-para-o-bioma-caatinga.jpg/view>.

ZOTZ, G.; THOMAS, V. How much water is in the tank? Model calculations for two epiphytic bromeliads. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 83, n. 2, p. 183-192. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1006/anbo.1998.0809>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0305736498908095>.

## Efeito da perturbação antrópica sobre comunidades de besouros (Insecta: Coleoptera) na Caatinga

Leonardo Vilas-Bôas Mendonça Pedreira de Cerqueira<sup>1</sup>

### RESUMO

O presente trabalho avaliou o efeito de perturbações antrópicas (*i.e.*, remoção ou queima de plantas lenhosas) sobre a abundância e riqueza de besouros (Insecta: Coleoptera) em uma floresta tropical sazonalmente seca da Caatinga. O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau localizado no município de Buíque, Pernambuco. Foram definidas 11 parcelas de 100m<sup>2</sup> ao longo de um proxy de gradiente de perturbação antrópica calculado a partir da densidade de plantas lenhosas. Para a amostragem dos besouros, foram utilizados um conjunto de cinco armadilhas do tipo *pitfall* espaçadas 5 metros entre si. Os resultados revelaram que a densidade de plantas lenhosas afetou positivamente a abundância dos besouros, entretanto não houve influência na riqueza de espécies. Diante disso, é evidente que mudanças constantes da cobertura florestal e estrutura de habitats têm fortes efeitos na abundância de espécies de besouros. Esses resultados são importantes visto que existe na área de estudo efeitos intensos de manejo extensivo de bovinos e caprinos e práticas agrícolas, além de perturbações crônicas de extração de madeira, o que constantemente homogeneízam a estrutura da paisagem local. Dessa forma,

---

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

torna-se necessário práticas conservacionistas a fim de conter os efeitos das perturbações antrópicas sobre a biota local.

#### PALAVRAS-CHAVE

Alterações na paisagem; conservação; floresta sazonalmente seca.

#### INTRODUÇÃO

A perturbações antrópicas, através principalmente da perda e fragmentação de hábitat, afetam diversos processos ecológicos, sendo um dos principais motores que acometem a biodiversidade em ecossistemas tropicais (NAEEM *et al.*, 1999; FAHRIG, 2003; LEAL *et al.*, 2014). Práticas de pecuária extensiva, principalmente, de caprinos e bovinos, assim como a prática de agricultura de corte-e-queima estão entre os tipos de uso da terra que promovem a transformação de hábitats conservados em paisagens modificadas (BARROS *et al.*, 2021). As alterações nas características da paisagem, como o tamanho, forma, grau de isolamento e distribuição espacial de blocos florestais afetam diretamente a biota (FAHRIG, 2013). Essas alterações geram mudanças na disponibilidade e diversidade de hábitats que podem ter efeitos nas estruturas das comunidades (WELTER-SCHULTES; WILLIAMS, 1999; CROUZEILLES *et al.*, 2014).

Mudanças nas características de paisagem podem alterar aspectos abióticos como as condições microclimáticas (por exemplo, umidade do ar, incidência de luz, temperatura), estrutura do hábitat (por exemplo, abertura do dossel, densidade das árvores) (GEHLHAUSEN *et al.*, 2000). Através da modificação de hábitats, algumas espécies não são capazes de tolerar as novas condições ambientais e podem desaparecer “perdedoras”, entretanto outras podem ser favorecidas e aumentar suas populações “vencedoras” (*sensu* TABARELLI *et al.*, 2012). Dessa forma, é possível entender as respostas da biodiversidade como consequência de perturbações de hábitats através de gradientes ambientais (COLWELL *et al.*, 2016).

Os besouros (Coleoptera) compreendem um grupo diversificado de insetos que se alimentam de diferentes recursos como esterco, fungos, plantas, madeira em decomposição, dessa forma desempenham um papel fundamental em importantes processos ecológicos, como decomposição, dispersão secundária de sementes e reciclagem de nutrientes (NICHOLS *et al.*, 2008; KOIVULA, 2011). Besouros têm sido amplamente utilizados para analisar a estrutura de assembleias, abordagens taxonômicas e funcionais da biodiversidade (NICHOLS *et al.*, 2008; BARRAGÁN *et al.*, 2011).

Sua utilidade como bioindicadores ocorre devido à sensibilidade às alterações ambientais, notadamente sob perturbações antrópicas, de modo que pequenas variações locais na composição do hábitat podem influenciar na estrutura de suas taxocenoses (HALFFTER; FAVILA, 1993; NICHOLS *et al.*, 2007; GARDNER *et al.*, 2008; KOIVULA, 2011).

Assim, nosso objetivo é entender como perturbações antrópicas, notadamente a remoção de plantas lenhosas, afetam a riqueza e abundância de besouros numa floresta tropical sazonalmente seca da Caatinga. Nossa hipótese é de que a abundância e riqueza de besouros diminua com o aumento da perturbação antrópica, ou seja, com a redução da densidade de plantas lenhosas.

## MATERIAL E MÉTODO

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Buíque-PE), área de Caatinga fortemente sazonal no agreste da região semiárida do Brasil. A precipitação anual varia entre 480 e 1100mm, com grande variabilidade interanual, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (RITO *et al.*, 2017). Essa variação responde a diferentes fitofisionomias, com elevada biodiversidade de diferentes táxons e endemismos (LEAL *et al.*, 2005).

### Desenho experimental

Para a coleta dos besouros, foram utilizadas armadilhas de queda (*pitfall*), que consiste em um copo de plástico de 200mL enterrado ao nível do solo. Foi instalada uma tampa plástica suspensa sobre a armadilha para evitar a entrada de folhas, galhos e água pluvial. Para preservar o material coletado, foi colocado no interior do recipiente etanol a 70%. Foram estabelecidas 11 parcelas, cada uma com cinco armadilhas, espaçadas entre si pelo menos 300m, ao longo de um transecto de 4000 metros. A fim de maximizar e padronizar o esforço amostral, dentro de cada parcela, as armadilhas foram colocadas pelo menos 5 m distante uma da outra. Além disso, para evitar influências externas à amostragem, as parcelas foram estabelecidas a uma distância mínima de 100 m da margem de estradas e residências. Todas as armadilhas ficaram instaladas em campo por 48h. Os indivíduos coletados foram levados para os laboratórios do PELD, aonde foram morfotipados.

Para verificar o efeito de perturbações antrópicas (extração de madeira), foi utilizado como proxy a densidade de plantas lenhosas. Onde foi calculado pela contagem de indivíduos de plantas lenhosas por área de cada parcela (100m<sup>2</sup>).

## Análise de dados

A fim de verificar como a densidade de plantas lenhosas (variável preditora) afeta a abundância e riqueza de espécies de besouros (variáveis resposta) foi utilizado o Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição gaussiana.

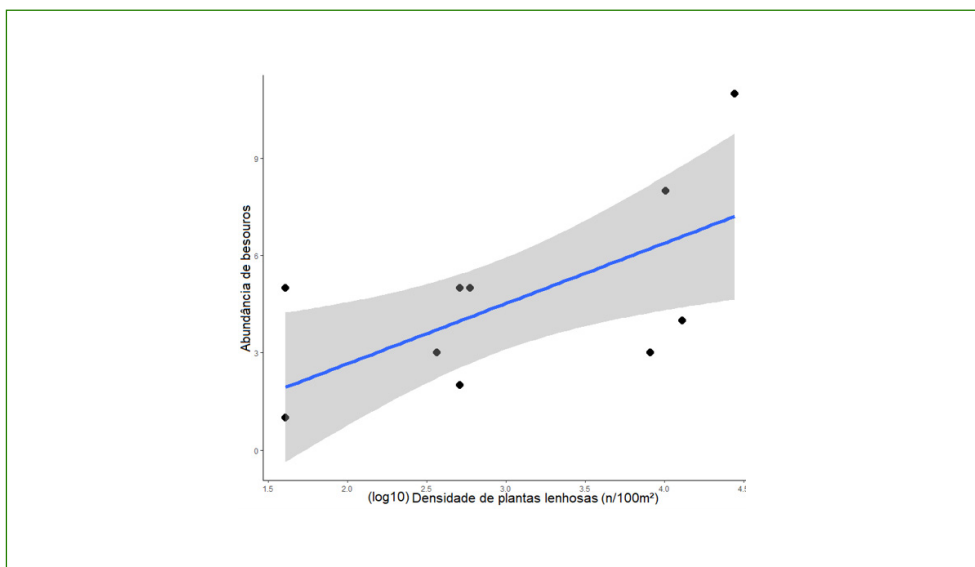
A normalidade dos resíduos foi aferida a partir do teste de Shapiro Wilk. A homogeneidade da variância foi testada utilizando o teste de Fligner-Killeen. A presença de outliers foi testada utilizando a distância de Cook (distância de Cook < 1). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

No total foram coletados 110 espécimes de besouros distribuídos em 10 morfoespécies. A densidade de plantas lenhosas variou entre 5 e 85 com média de  $32.8 \pm 26.6$  indivíduos por parcela.

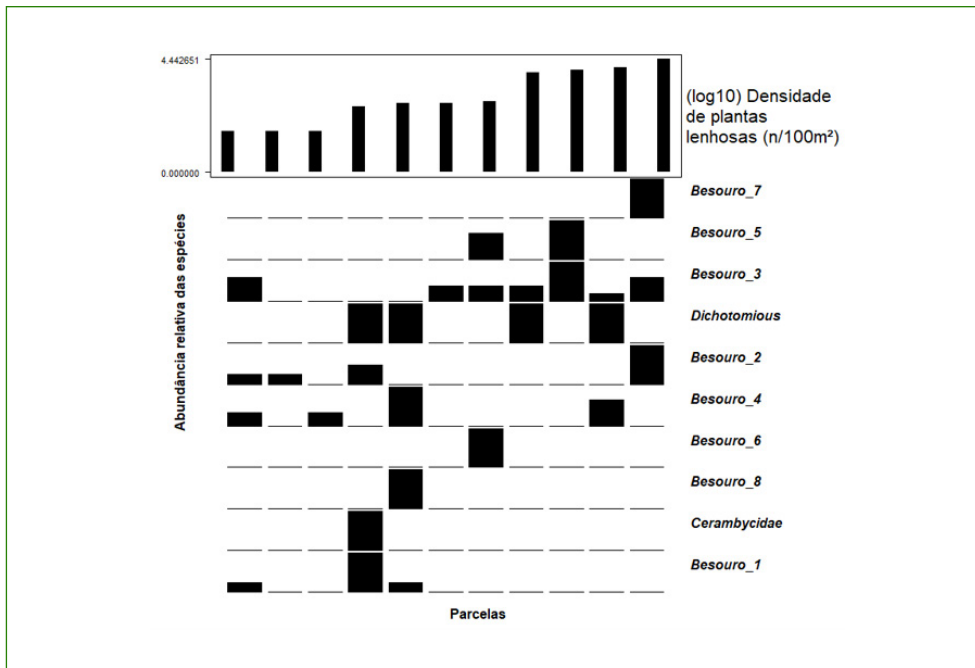
A densidade de plantas lenhosas apresentou efeito positivo ( $F = 6.84$ ;  $P = 0.028$ ) sobre a abundância de besouros (Figura 1). Entretanto, não afetou a riqueza de espécies de besouros ( $F = 0.044$ ;  $P = 0.83$ ).

**Figura 1.** Efeito da densidade de plantas lenhosas ( $n/100m^2$ ) sobre a abundância de besouros. Cada ponto representa uma parcela



Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Gráfico genérico mostrando como as espécies são distribuídas ao longo do gradiente de densidade de plantas lenhosas. O tamanho da barra representa a abundância relativa das espécies. Cada coluna representa uma parcela



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

A cobertura florestal em paisagens antrópicas tem sido considerado um importante fator para formação de assembleias de besouros em paisagens tropicais imersas em áreas agrícolas (FILGUEIRAS *et al.*, 2015; ALVARADO *et al.*, 2018). Nesse contexto, nossos resultados apoiam a ideia de que a manutenção de fragmentos florestais imersos em uma matriz de hábitat aberto (aumentando a heterogeneidade da paisagem) pode promover o aumento da abundância de besouros nas florestas secas da Caatinga.

Sugerindo que os blocos florestais podem ter um papel importante na biodiversidade de besouros em áreas modificadas pelo homem. Isso ocorre porque essas áreas remanescentes de floresta podem oferecer condições microclimáticas mais favoráveis e recursos alimentares para as comunidades de besouros que habitam as áreas circundantes que foram intensamente modificadas (SANCHEZ-DE-JESUS *et al.*, 2016). Além disso, os blocos florestais também podem funcionar como corredores ecológicos, promovendo a conectividade entre as diferentes áreas de hábitat para as comunidades de besouros. A conectividade pode facilitar a colonização de novas áreas, o que pode ser importante para a manutenção da diversidade biológica (SANCHEZ-DE-JESUS *et al.*, 2016)

Sabe-se que há uma tendência nas florestas tropicais de que ambientes mais perturbados mostrem uma perda de espécies de besouros em comparação com florestas mais conservadas (NICHOLS; GARDNER, 2011; FILGUEIRAS *et al.*, 2021), entretanto os resultados não revelaram efeito das perturbações antrópicas sobre a riqueza de espécies de besouros, mas por outro lado, foi possível observar mudanças na composição das espécies ao longo do gradiente de perturbação. Nesse sentido, alguns estudos relatam efeitos negativos da fragmentação na diversidade de espécies, entretanto, outros sugerem efeitos neutros ou até mesmo positivos. Por exemplo, um estudo realizado na Amazônia brasileira por BARLOW *et al.*, (2007) mostrou que a fragmentação florestal teve pouco efeito sobre a diversidade de aves, embora tenha afetado a composição das espécies. Os autores sugeriram que a presença de corredores de floresta pode ajudar a manter a conectividade e reduzir os efeitos negativos da fragmentação. Outro estudo realizado em florestas temperadas da América do Norte por PICKETT *et al.*, (2001) também encontrou efeitos neutros da fragmentação sobre a diversidade de espécies de plantas e animais. Os autores sugeriram que a heterogeneidade do hábitat criado pela fragmentação pode criar oportunidades para que diferentes espécies se estabeleçam e se reproduzam.

Embora existam exemplos de efeitos neutros da fragmentação na diversidade de espécies, é importante notar que esses resultados podem variar dependendo do tipo de hábitat, da escala espacial e temporal, bem como da composição das espécies envolvidas. Além disso, mesmo quando a diversidade de espécies não é diretamente afetada, o impacto antrópico pode ter outros efeitos negativos, como alterações na estrutura e função do ecossistema (FAHRIG, 2003).

## CONCLUSÃO

Através do efeito de um gradiente de perturbações antrópicas, encontramos evidências sugerindo que a diminuição da cobertura florestal tem fortes efeitos na abundância de espécies de besouros. Esses resultados são particularmente importantes porque a cobertura florestal na área de estudo tem sido constantemente reduzida como efeito da pecuária extensiva e mudanças no uso da terra para práticas agrícolas. As mudanças de hábitat ao longo deste gradiente de perturbação podem afetar a prestação de funções ecossistêmicas realizada pelos besouros (por exemplo, decomposição orgânica, dispersão secundária de sementes, reciclagem de nutrientes).

Dessa forma, é sugestivo que haja o estabelecimento de estratégias de conservação para área que possa incluir, por exemplo, planos de reflorestamento afim de aumentar as manchas florestais.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Andressa Fraga pelo auxílio na coleta de campo e triagem no laboratório. Agradeço também o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

## REFERÊNCIAS

- ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 57, n. 10, p. 2064–2074. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>.
- BARLOW, J. *et al.* Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 104, n. 47, p. 18555–18560. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0703333104>.
- BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.
- BARRAGÁN, F. *et al.* Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS One*, [s. l.], v. 6, p. e17976. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0017976>.
- COLWELL, R. K. *et al.* Midpoint attractors and species richness: modelling the interaction between environmental drivers and geometric constraints. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 19, n. 9, p. 1009–1022. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12640>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12640>.
- CROUZEILLES, R. *et al.* The effects of the number, size, and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 29, p. 479–489. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-013-9978-6>.
- EZCURRA, E. Anthropogenic disturbances infiltrate forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 113, n. 19, p. 5150–5152. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604829113>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1604829113>.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 34, p. 487–515. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 1649–1663. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.12130>.
- FILGUEIRAS, B. K. *et al.* Winner-loser species replacements in human-modified landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 545–555. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534721000562>.

- FILGUEIRAS, B. K. *et al.* Dung beetle persistence in human-modified landscapes: combining indicator species with anthropogenic land use and fragmentation-related effects. *Ecological Indicators*, [s. l.], v. 55, p. 65–73. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X15001090>.
- GARDNER, T. A. *et al.* The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 139–150. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>.
- GEHLHAUSEN, S. M. *et al.* Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 147, p. 21–35. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009846507652>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1009846507652>.
- HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in Tropical Rainforest and modified landscapes. *Biological International*, [s. l.], v. 27, p. 15–21. 1993. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/261795848\\_Halffter\\_G\\_Favila\\_ME\\_The\\_Scarabaeinae\\_Insecta\\_Coleoptera\\_an\\_animal\\_group\\_for\\_analysing\\_inventorying\\_and\\_monitoring\\_biodiversity\\_in\\_tropical\\_rainforest\\_and\\_modified\\_landscapes\\_Biology\\_International](https://www.researchgate.net/publication/261795848_Halffter_G_Favila_ME_The_Scarabaeinae_Insecta_Coleoptera_an_animal_group_for_analysing_inventorying_and_monitoring_biodiversity_in_tropical_rainforest_and_modified_landscapes_Biology_International).
- KOIVULA, M. J. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. In: Kotze, D. J., Assmann, T., Noordijk, J., Turin, H., & Vermeulen, R. (Eds.). *Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, Ecological and Environmental Studies*, [s. l.], p. 287–317. *ZooKeys*, 100. 2011.
- LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 19, p. 701–706. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>.
- LEAL, L. C., ANDERSEN, A. N., LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia*, [s. l.], v. 1, p. 173–181. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2740-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-013-2740-6>.
- NAEEM, S. *et al.* Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology*, [s. l.], v. 4, p. 1–11. 1999. Disponível em: <https://www.esa.org/esa/wp-content/uploads/2013/03/issue4.pdf>.
- NICHOLS, E. S.; GARDNER, T. A. Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. *Ecology and Evolution of Dung Beetles*, [s. l.], v. 1, p. 267–291. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781444342000.ch13>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781444342000.ch13>.
- NICHOLS, E. *et al.* Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 137, n. 1, p. 1–19. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320707000560>.
- NICHOLS, E. *et al.* Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 141, n. 6, p. 1461–1474. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320708001420>.
- PICKETT, S. T. A. *et al.* Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socio-economic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, [s. l.], v. 32, n. 1, p.

127-157. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012>.

PRESCOTT, G. W. *et al.* Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 197, p. 139–145. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320716300568>.

RITO, K. F.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 218, p. 749–759. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0726-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-017-0726-x>.

SÁNCHEZ-DE-JESÚS, H. A. *et al.* Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. *Landscape Ecology*, [s. l.], v. 31, p. 843–854. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0293-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-015-0293-2#citeas>.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation – a review. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 18–32. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The "few winners and many losers" paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 155, p. 136–140. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320712002893>.

WELTER-SCHULTES, F. W.; WILLIAMS, M. R. History, island area and habitat availability determine land snail species richness of Aegean islands. *Journal of Biogeography*, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 239–249. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00276.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2699.1999.00276.x>.

Relação neutra da abundância de aranhas *Peucetia flava* (Oxyopidae) com a herbivoria e o sucesso reprodutivo de *Cnidoscolus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae)

Marcos Rafael Severgnini<sup>1</sup>

RESUMO

Associações planta-animal são frequentes na natureza. A interação entre plantas e aranhas é um padrão bem documentado na literatura, onde as plantas fornecem abrigo, proteção e sítio reprodutivo, enquanto as aranhas se beneficiam dos visitantes florais e ajudam a afastar herbívoros. Aqui, busquei compreender a relação entre aranhas *P. flava* com a planta *C. neglectus*. Especificamente, testei se a abundância de aranhas estaria correlacionada com diminuição do *fitness* e herbivoria foliar. Encontramos ampla variação na quantidade de frutos por inflorescências nas plantas amostradas ( $5,59 \pm 2,03$ ), bem como na porcentagem de herbivoria foliar ( $8,00 \pm 5,49$ ) e na abundância média de aranhas ( $3,73 \pm 2,05$ ). Entretanto, meus resultados mostraram que a abundância de aranhas não afetou o *fitness* (*i.e.*, sucesso reprodutivo) nem a porcentagem de herbivoria foliar nas plantas ( $p = 0,94$ ;  $R^2 = 0,29$  e  $0,14$ ;  $R^2 = 0,35$ ). Por outro lado, encontrei que o vigor das plantas influenciou positivamente o sucesso reprodutivo ( $p = 0,04$ ). Ainda, registrei na amostragem a presença de carcaças de insetos pilhadores. O padrão encontrado nos resultados sugere uma relação neutra

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

ou de inquilinismo entre *P. flava* e *C. neglectus*. Portanto, podemos sugerir que as aranhas usam as plantas como local de forrageio, sítio reprodutivo, abrigo e proteção contra possíveis predadores. Por fim, o fato de predação de insetos pilhadores (*i.e.*, que roubam o néctar floral sem polinizar) pode ajudar a planta a lidar com organismos que alteram as dinâmicas de polinização, além de fornecer fontes adicionais de nitrogênio para seu metabolismo.

#### PALAVRAS-CHAVE

Inquilinismo; interação planta-animal; Caatinga.

#### INTRODUÇÃO

Interações animal-planta são relações antigas que tem seu início marcado durante a era Paleozóica, especificamente no período Carbonífero, em que os primeiros herbívoros começaram a utilizar as plantas em sua dieta (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2021). Diversas estratégias podem ser estabelecidas entre plantas e animais, com destaque para interações que apresentam perspectivas evolutivas de ambas as direções como relações antagonistas (*i.e.*, planta-herbívoros) e mutualistas (*i.e.*, planta-polinizador) (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2021). Essas interações podem propiciar vantagens, como aquisição de recursos alimentares, abrigo e proteção. Por exemplo, predadores que se beneficiam dos recursos fornecidos pelas plantas, podem contribuir para o aumento do *fitness* delas ao atuarem como protetores contra organismos que danificam ou utilizam recursos vitais (ROMERO *et al.*, 2008, 2006; MOURA *et al.*, 2021; STAAB *et al.*, 2017). Por outro lado, essas interações podem ser prejudiciais e acarretar desvantagens como redução do *fitness* (*e.g.*, ANTIQUEIRA; ROMERO, 2016).

Diversos grupos animais são estudados em interações animal-planta (*e.g.*, anfíbios, artrópodes; ROMERO *et al.*, 2010; STAAB *et al.*, 2017). Entre os artrópodes, as aranhas têm um papel especial, principalmente do ponto de vista evolutivo (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2021). Diversos trabalhos têm avaliado a interação planta-aracnídeos (*e.g.*, ROMERO *et al.*, 2008; GONÇALVES-SOUZA *et al.*, 2008; NASCIMENTO *et al.*, 2010; ALISSA, 2016; VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2017). Em geral, as aranhas se beneficiam do abrigo fornecido pelas plantas e podem usar as estruturas florais como local de forrageio para obter alimento de forma regular e proteger a planta de ataques de herbívoros (ARANGO *et al.*, 2000; NASCIMENTO *et al.*, 2010). Um estudo utilizando aranhas *Peucetia* mostrou que a presença das aranhas diminuiu os danos foliares causados por insetos herbívoros e que apesar delas também se alimentarem dos visitantes florais, o efeito negativo dessa interação sobre o sucesso reprodutivo não foi significativo

(ROMERO *et al.*, 2008). Os efeitos positivos da presença das aranhas nas plantas parece ser um padrão recorrente na literatura (VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2017), pois outros estudos mostram que o efeito das carcaças deixadas pelo forrageamento das aranhas do gênero *Psecas* em bromélias fornece fontes adicionais de nutrientes para as plantas (ROMERO *et al.*, 2006). Por outro lado, também existem relações negativas em que a presença de predadores afeta negativamente as plantas ao reduzir o número de visitas florais, diminuindo o *fitness* delas (GONÇALVES-SOUZA *et al.*, 2008).

De modo geral, as aranhas *Peucetia* estão associadas a plantas com tricomas glandulares, presente em famílias como Melastomataceae, Asteraceae, Euphorbiaceae entre outras (VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2007; ALISSA, 2016; ARANGO *et al.*, 2012, 2000; NASCIMENTO *et al.*, 2010;). Essas glândulas secretam substâncias que dificultam o movimento dos insetos herbívoros pelas folhas e facilitam a predação pelas aranhas (ALISSA, 2016). Apesar das interações entre plantas e aranhas na natureza ser um padrão bem estabelecido (VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2017), pouco se sabe como plantas que já tem formas de proteção contra herbívoros (*e.g.*, tricomas glandulares), se associaram aos predadores (*e.g.*, aracnídeos). Ainda, foram pouco explorados os efeitos sob o ponto de vista fisiológico e evolutivo da demanda para a planta lidar com aranhas que afastam visitantes florais, mas também predam herbívoros que danificam suas folhas. Portanto, compreender a dinâmica dessas interações pode auxiliar a entender os mecanismos subjacentes que afetam relação entre sucesso reprodutivo e defesa das plantas.

O objetivo do presente estudo foi entender o papel desempenhado pelas aranhas no sucesso reprodutivo e herbivoria. Para isso, avaliei o efeito da abundância de aranhas *Peucetia flava* sobre a quantidade de frutos por inflorescência (*proxy* de sucesso reprodutivo) e herbivoria foliar em *Cnidoscolus neglectus*. Minhas hipóteses foram que: (i) maior abundância de aranhas de *P. flava* refletiria em uma diminuição do sucesso reprodutivo de *C. neglectus*, já que as aranhas afastariam ou predariam possíveis visitantes florais, o que impediria a polinização e a formação do fruto (relação negativa); e (ii) maior abundância de aranhas diminuiria o número de herbívoros, por afastá-los ou predá-los e consequentemente as folhas teriam menor área foliar danificada em decorrência da proteção das aranhas (relação positiva).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" S e 8°36'35" S; 37°09'30" O e 37°14'40" O; Datum = World Geodesic System 84/ wgs84)

localizado no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, (BRASIL, 2002). O PARNA do Catimbau compreende uma área de 623 km<sup>2</sup> (BRASIL, 2002), possui clima semiárido (Köppen's Bsh classificação; ALVARES *et al.*, 2013; KOTTEK *et al.*, 2006) e está inserido dentro do domínio fitogeográfico da Caatinga (AB'SABER, 1970). Sua altitude varia de 600 à 1000 m.a.s. l. com temperaturas médias anuais acima dos 26°C e precipitação média anual variando entre 650-1100 mm, com baixa concentração de chuvas e solo seco (SADMET/INMET, 2013). Apesar de estar localizado na região semiárida do Brasil, apresenta ampla diversidade de paisagens, fitofisionomias e biodiversidade (MORO *et al.*, 2016).

#### Espécies estudadas

*Cnidoscolus neglectus* Pohl pertence à família Euphorbiaceae e possui tricomas urticantes em suas folhas, flores e frutos que auxiliam na proteção contra herbívoros. Essa espécie, conhecida vulgarmente como faveleira, possui ampla distribuição e ocorre nos domínios Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (OLIVEIRA *et al.*, 2021). A espécie *C. neglectus* foi recentemente revalidada a partir de *Cnidoscolus urens*, apresentando a sinonímia *Cnidoscolus urens* (L.) Arthur var. *neglectus*. Apesar de não haver informações mais específicas a respeito do sistema sexual de *C. neglectus*, como ela foi recentemente revalidada a partir da variação de *C. urens*, considere-se que o sistema sexual das duas espécies é semelhante. Especificamente, *C. urens* é uma espécie monoica, apresentando flores pistiladas e estaminadas no mesmo indivíduo (ARAÚJO *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2021), atributos que também foram considerados para *C. neglectus* neste estudo.

*Peucetia flava* Keyserling 1877 pertence à família Oxyopidae e é comumente encontrada associada a plantas com tricomas na América do Sul. A espécie possui ampla distribuição, podendo ser encontrada nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2007, 2017). Ainda, aranha permanece na parte abaxial da folha ou próximo as inflorescências se alimentando diversos visitantes florais, por meio do comportamento de “senta-e-espera” (ARANGO *et al.*, 2000; MORAIS-FILHO; ROMERO, 2008; ROMERO *et al.*, 2008).

#### Desenho amostral

Amostrei aleatoriamente 15 indivíduos de *C. neglectus* ao longo de um transecto linear de 100 metros. Para quantificar as aranhas em cada indivíduo, usei o método de procura limitada por tempo (PLT) de aproximadamente cinco a dez minutos de busca em cada planta. Todos os indivíduos de *C. neglectus* amostrados neste estudo apresentaram aranhas. Apenas aranhas do gênero *P.*

*flava* foram contabilizadas. Quantifiquei 345 inflorescências e contabilizei o número de frutos por inflorescência como um *proxy* de sucesso e investimento reprodutivo para cada indivíduo. Também contabilizei o número de flores e botões por inflorescências. Para quantificar a herbivoria foliar, coletei cinco folhas aleatoriamente em cada indivíduo no terceiro nó a partir do meristema apical seguindo (FREITAS *et al.*, 1999). Para determinar a área de herbivoria foliar, usei o *software* ImageJ v. 1.52a (SCHNEIDER *et al.*, 2012) subtraindo área foliar total pela área danificada. Posteriormente realizei uma média de área de herbivoria para cada indivíduo. Para controlar a variação na quantidade de frutos e herbivoria foliar, medi o comprimento dos entrenós, padronizando sempre o terceiro entrenó a partir do meristema apical. Realizei cinco medidas em diferentes ramos aleatórios e fiz uma média para o indivíduo. Por fim, utilizei a medida de vigor das plantas (*i.e.*, comprimento dos entrenós) como cofator para controlar a variação interindividual.

#### Análises de dados

Para testar se o número de indivíduos da aranha *P. flava* por planta afeta a quantidade de frutos por inflorescência (*proxy* sucesso reprodutivo) e a herbivoria foliar de *C. neglectus* utilizei um modelo linear generalizado (GLM). Para isso, construí dois modelos. No primeiro modelo, a quantidade de frutos por inflorescência (variável resposta) foi modelada em função da abundância de aranhas (variável preditora) utilizando a família de distribuição de Poisson. No segundo modelo, a herbivoria foliar (variável resposta) foi modelada em função da abundância de aranhas (variável preditora) utilizando a família de distribuição de Beta. Em ambos os modelos, o comprimento de entrenós foi utilizado como uma covariável para controlar o efeito da variação indesejada. Essa análise foi feita utilizando a função *glm* do pacote *stats* no *software* R v. 4.2.1 (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

A abundância de aranhas entre as plantas variou pouco, com mínimo de uma e máximo de sete por indivíduo de *C. neglectus* ( $3,73 \pm 2,05$ ). O comprimento dos entrenós de *C. neglectus* variou entre 12,42 cm e 17,06 cm entre os indivíduos amostrados ( $14,86 \pm 1,50$ ). A quantidade de frutos por inflorescência entre os indivíduos variou entre 1,75 a 9,04 ( $5,59 \pm 2,03$ ). A quantidade de flores e botões por inflorescência entre indivíduos variou de 0 a 58 ( $10,14 \pm 11,07$ ). A herbivoria foliar variou em média 0,49% a 20,46% entre os indivíduos ( $8,00\% \pm 5,49$ ).

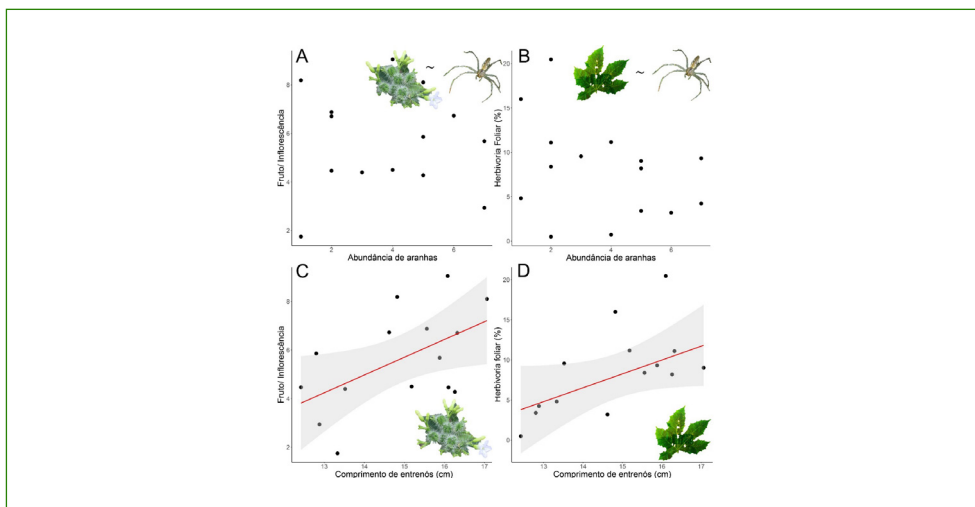
Adicionalmente, registrei a presença de carcaças de *Trigona spinipes* próximo aos locais onde as aranhas foram registradas na maioria dos indivíduos de *C. neglectus* amostrados (N = 9). Meus resultados mostram que a quantidade de frutos por inflorescência (*proxy* de sucesso reprodutivo – *fitness*) e a herbivoria foliar não foram afetadas pela abundância das aranhas (Tabela 1; Figura 1A e 1B). Por outro lado, o comprimento de entrenós (*proxy* de vigor) foi correlacionado positivamente com o sucesso reprodutivo e não correlacionado com a herbivoria foliar em *C. neglectus* (Tabela 1; Figura 1C e 1D).

**Tabela 1.** Resultado do GLM em relação à abundância de aranhas *Peucetia flava* com o sucesso reprodutivo e a herbivoria foliar de *Cnidocolus neglectus* em uma floresta seca de Caatinga no nordeste do Brasil. Parâmetros do modelo: Est. = estimativas, t = estatística t; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação do modelo; p = valor da probabilidade associada

Preditores	Est.	Erro padrão	t	R <sup>2</sup>	p
Sucesso reprodutivo glm (frutos/ inflorescência ~ abundância de aranhas + vigor)					
Intercepto	-5,21801	4,91852	-1,061	0,2946	0,3096
Abundância de aranhas	-0,01631	0,24070	-0,068	-0,082	0,9471
Comprimento de entrenós (vigor)	0,73224	0,32715	2,238	0,2357	0,0449
Herbivoria foliar glm (herbivoria foliar ~ abundância de aranhas + vigor)					
Intercepto	-15,0686	12,6713	-1,189	0,3573	0,2574
Abundância de aranhas	-0,9722	0,6201	-1,568	0,1008	0,1429
Comprimento de entrenós (vigor)	1,7976	0,8428	2,133	0,2144	0,0543

Fonte: autoria própria.

**Figura 1.** Relação entre a quantidade de frutos por inflorescência (A) e a porcentagem de herbivoria foliar (B) com a abundância de aranhas; e a relação entre a quantidade de frutos por inflorescência (C) e herbivoria foliar (D) com o comprimento de entrenós em uma área de floresta seca de Caatinga



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Minha hipótese inicial era de que ao aumento da abundância de aranhas (*i.e.*, quantidade de aranhas por indivíduo) de *P. flava* diminuiria o sucesso reprodutivo (*i.e.*, número de frutos por inflorescência) e a herbivoria foliar de *C. neglectus*. Entretanto, essa hipótese foi refutada, pois encontrei uma relação neutra em que a abundância de *P. flava* não influenciou o sucesso reprodutivo nem a herbivoria foliar em *C. neglectus*. Estes resultados sugerem que as aranhas dessa espécie podem usar as plantas apenas como abrigo e forrageio, não oferecendo nenhum benefício direto à planta. Por outro lado, o fato de ter registrado carcaças de insetos pilhadores de néctar floral (*i.e.*, *Trigona spinipes*) pode indicar um benefício da aranha para a planta, pois pode reduzir o número de visitas por pilhadores de recursos florais, os quais não contribuem para a polinização. Entretanto, como não avaliamos a base das flores para verificar furos característicos de insetos pilhadores não podemos confirmar essa relação. Ainda, para Euphorbiaceae *T. spinipes* é considerada um visitante efetivo e não pilhador (SILVA *et al.*, 2022). Outro padrão encontrado foi de que o vigor das plantas, representado pelo comprimento dos entrenós, se relaciona positivamente o sucesso reprodutivo. Por outro lado, a abundância de *P. flava* não se relacionou com a herbivoria foliar em *C. neglectus*.

O padrão encontrado em meu estudo revela que a densidade de predadores (*i.e.*, aranhas *P. flava*) não afetou o sucesso reprodutivo nem a herbivoria foliar de *C. neglectus*. Uma das explicações para abundância não afetar a quantidade de frutos por inflorescência, é que as aranhas ocorrem em baixa densidade nos indivíduos e sua abundância não é proporcional a quantidade de flores e frutos produzidas pelas plantas. Logo, podem não ser capazes de ter um efeito sobre a polinização e formação de frutos. Além disso, é possível que exista uma “janela temporal” em que as aranhas passem cerca de um ou dois dias em um ramo e migrem para outro, deixando a maior parte da vida de uma inflorescência desprotegida. Entretanto, pouco é conhecido sobre a história natural de *P. flava*, logo essa é uma extrapolação difícil de afirmar, principalmente sobre o comportamento dessas aranhas (VASCONCELLOS-NETO *et al.*, 2007). Em relação a polinização, algumas espécies de *Cnidocolus* são monoicas e autocompatíveis (*e.g.*, *C. juercifolius* e *C. urens*; SILVA *et al.*, 2006; ARAÚJO *et al.*, 2012) e *C. neglectus* assim como suas irmãs mais próximas é protogínica, ou seja, as flores femininas (pistiladas) abrem primeiro e posteriormente ocorre a floração das flores masculinas (estaminadas). Essa estratégia pode ajudar a captar o pólen de outras flores mediada pela visita dos polinizadores (HOC; AMELA GARCÍA, 1999; SILVA *et al.*, 2006). Entretanto, esse fato aumenta a chance de ocorrer polinização cruzada,

não aumentando a formação de fruto em si, pois é uma espécie autocompatível. Um estudo com *C. juercifolius* demonstrou grande desproporcionalidade entre as flores, possuindo mais flores estaminadas do que pistiladas (SILVA *et al.*, 2022, 2006). Essa estratégia pode fornecer maior suprimento de pólen aos polinizadores, pois *Cnidocolus* produzem pouco néctar (SILVA *et al.*, 2006; SYMON, 1979). Apenas SILVA *et al.*, (2006) avaliou a polinização em *C. juercifolius* e identificou que os principais polinizadores são Coleoptera (Curculionidae e Meloidae) e Hymenoptera (principalmente Apidae). Essa informação reforça a importância de estudos de polinização com esse gênero, bem como estudos descrevendo o sistema sexual de *C. neglectus*.

Em relação a preferência alimentar das aranhas, ROMERO *et al.*, (2008), encontrou que aranhas *Peucetia* se alimentam de diversos visitantes florais (*e.g.*, moscas, abelhas e mariposas). Como *Cnidocolus* possui diversos polinizadores, talvez o número de visitas e de visitantes que obtenham sucesso em se alimentar do néctar e, eventualmente polinizar, ocorra em uma taxa maior do que o número visitantes que são predados pelas aranhas, não afetando a reprodução de *C. neglectus*. Padrões semelhantes foram encontrados em outros trabalhos, em que aranhas do gênero *Peucetia* predavam visitantes florais, mas a intensidade desse efeito sobre a fertilização do ovário não foi significativa (ROMERO *et al.*, 2008). Outro estudo encontrou um padrão contrário, mostrando que a presença de aranhas afastou visitantes florais diminuindo o *fitness* das plantas avaliadas (GONÇALVES-SOUZA *et al.*, 2008). Já para a herbivoria foliar, ROMERO *et al.*, (2008) mostrou que a presença da aranha era benéfica para a planta, já que ela predava herbívoros, reduzindo a quantidade de danos foliares e florais. Um padrão diferente encontrado em meu estudo, em que as aranhas não tiveram efeito sobre a herbivoria foliar.

Ao contrário da abundância de aranhas, encontrei que o comprimento de entrenós (*proxy* de vigor) foi correlacionado positivamente com a quantidade de frutos por inflorescência. Uma das possíveis explicações é que quanto mais vigorosa for a planta (*e.g.*, maior comprimento de entrenós) maior o investimento em estruturas reprodutivas (CAI; WANG, 2011). Esse mesmo estudo também demonstrou que plantas mais vigorosas produzem frutos maiores e de melhor qualidade quando comparadas a plantas menos vigorosas (BAZZAZ *et al.*, 2000; SLETVOLD, 2002). Além disso, de acordo com a hipótese de vigor proposta por PRICE (1991), muitos herbívoros preferem plantas mais vigorosas, pois são ricas em nutrientes e compensam os danos foliares investimento em maior número de folhar ou maior área foliar. Assim, essas plantas tendem a investir energia em outras partes como estruturas florais, frutos, maiores sementes e maior quantidade de pólen para compensar os danos causados pela herbivoria.

Por fim, o fato de encontrar carcaças de insetos pilhadores de néctar nas plantas pode indicar certo benefício da presença das aranhas para as plantas, se para *C. neglectus* a *T. spinipes* for considerada pilhador (veja SILVA *et al.*, 2022). Insetos pilhadores influenciam negativamente a dinâmica de polinização, pois roubam o néctar floral (IRWIN *et al.*, 2004). Um estudo que avaliou a interação entre aranhas do gênero *Psecas* com espécies de bromélias, revelou as carcaças deixadas pelo forrageamento das aranhas fornecem fonte adicional de nitrogênio que aumenta o aporte nutricional da planta favorecendo o *fitness* (ROMERO *et al.*, 2006). Nesse estudo não contabilizei as carcaças, apenas identifiquei a espécie de inseto pilhador comumente encontrada nas plantas. Portanto, estudos futuros podem revelar se a presença dessas carcaças deixadas por *P. flava* fornecem aporte nutricional para *C. neglectus*. Além disso, estudos futuros devem avaliar a base das flores para verificar se *T. spinipes* é pilhador ou polinizador efetivo da planta, para posteriormente avaliar a magnitude do efeito das carcaças para o aporte nutricional da planta.

## CONCLUSÃO

Esse trabalho se propôs avaliar a potencial influência da abundância de aranhas *P. flava* sobre o sucesso reprodutivo (*fitness*) e herbivoria foliar em *C. neglectus* num contexto de floresta seca de Caatinga, onde interações animal-plantas podem ser cruciais para a sobrevivência dos organismos em um ambiente com recursos restritos. Eu encontrei que as aranhas não influenciam o sucesso reprodutivo e não tem efeito sobre a proteção contra herbívoros. Entretanto, devido a magnitude do estudo (*e.g.*, tamanho reduzido de amostras, curto período de tempo) os meus resultados não permitem chegar a uma conclusão efetiva.

No entanto, um estudo recente demonstrou que o sucesso reprodutivo é dado pelo balanço entre interação antagonistas e mutualistas (GRASS *et al.*, 2018). Ainda, o mesmo estudo demonstrou que apesar de os polinizadores contribuírem para o aumento do sucesso reprodutivo das plantas, não é capaz de compensar os dados causados pelos herbívoros (GRASS *et al.*, 2018). Portanto, com base em meus resultados eu sugiro que as aranhas parecem ter uma relação neutra com essas plantas e as usam como local de forrageio, sítio reprodutivo, abrigo e proteção contra possíveis predadores, sem provocar danos e nem benefícios. Por fim, o fato de predação de insetos pilhadores (*i.e.*, que roubam o néctar floral sem polinizar) pode ajudar a planta a lidar com organismos que alteram as dinâmicas de polinização, além de fornecer fontes adicionais de nitrogênio para seu metabolismo. Entretanto, estudos adicionais são necessários para avaliar se esses insetos são pilhadores ou polinizadores efetivos da planta estudada.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda comissão organizadora do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga por todo suporte de infraestrutura e logístico, assim como ao PPGBV - UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradeço ao Prof. Dr. Rodrigo Carmo e ao Prof. Dr. Felipe Melo pela ajuda na construção da ideia central do trabalho. Também agradeço aos monitores Me. Adrielle Leal (muitas vezes chamada pelo nome de Lígia), Me. David Santos e a Dra. Fernanda Oliveira pela ajuda nas análises. Por fim, agradeço a Me. Ailza Nascimento pela ajuda na coleta de dados e ao Me. Ciro Felix pelas ideias na construção da apresentação do projeto individual.

## REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. *Geomorfologia*, [s. l.], v. 20, p. 1-26. 1970. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001348920>.
- ALISSA, L. M. Aranhas-lince (*Peucetia flava*) preferem folhas mais pilosas de uma melastomatácea como sítio de forrageio. *Prática Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica*, [s. l.], p. 1-4. 2016. Disponível em: [https://ecologia.ib.usp.br/curso/2016/pdf/P1\\_LOUISE.pdf](https://ecologia.ib.usp.br/curso/2016/pdf/P1_LOUISE.pdf).
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078>.
- ANTIQUERA, P. A. P.; ROMERO, G. Q. Floral asymmetry and predation risk modify pollinator behavior, but only predation risk decreases plant fitness. *Oecologia*, [s. l.], v. 181, p. 475-485. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3564-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-016-3564-y>.
- ARANGO, A. M. *et al.* Effect of the spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) on floral visitors and seed set of *Cnidoscolus multilobus* (Euphorbiaceae). *Acta Botanica Mexicana*, [s. l.], v. 100, p. 1-14. 2012. Disponível em: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-71512012000300001](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-71512012000300001).
- ARANGO, A. M.; RICO-GRAY, V.; PARRA-TABLA, V. Population structure, seasonality, and habitat use by green lynx spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidoscolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). *Journal of Arachnology*, [s. l.], 28, n. 2, p. 185-194. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0185:PSSAHU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028[0185:PSSAHU]2.0.CO;2). Disponível em: [https://bioone.org/journals/the-journal-of-arachnology/volume-28/issue-2/0161-8202\\_2000\\_028\\_0185\\_PSSAHU\\_2.0.CO\\_2/POPULATION-STRUCTURE-SEASONALITY-AND-HABITAT-USE-BY-THE-GREEN-LYNX/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0185:PSSAHU\]2.0.CO;2.short](https://bioone.org/journals/the-journal-of-arachnology/volume-28/issue-2/0161-8202_2000_028_0185_PSSAHU_2.0.CO_2/POPULATION-STRUCTURE-SEASONALITY-AND-HABITAT-USE-BY-THE-GREEN-LYNX/10.1636/0161-8202(2000)028[0185:PSSAHU]2.0.CO;2.short).
- ARAÚJO, L. A. D. *et al.* Fenologia e biologia floral da urtiga cansaço (*Cnidoscolus urens* L., Euphorbiaceae). *Revista Brasileira de Biociências*, [s. l.], v. 10, p. 140-146. 2012. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/rbrasbioci/article/view/115582/62867>.
- BAZZAZ, F.; ACKERLY, D.; REEKIE, E. Reproductive Allocation in Plants. In: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB, pp. 1-29. 2000.

BRASIL. Decreto de 13 de dezembro de 2002: Cria o Parque Nacional do Catimbau, nos Municípios de Ibirimir, Tupanatinga e Buíque, no Estado de Pernambuco, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 13p. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/dnn/2002/dnn9771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2002/dnn9771.htm). Acesso em: 23 de setembro de 2022.

CAI, J.; WANG, Z. Effects of Plant Vigor on Fruit Size and Quality and Flower Production in Kiwifruit, In: *Acta Horticulturae*. International Society for Horticultural Science (ISHS), Leuven, Belgium, pp. 289–293. 2011.

OLIVEIRA, C. C.; MELO, A. L.; SILVA, M. J. Synopsis of *Cnidocolus* (Euphorbiaceae) in midwestern Brazil, including taxonomic updates, a new species, and a reestablishment of *C. neglectus*. *Phytotaxa*, [s. l.], v. 500, n. 3, p. 179–200. 2021. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.500.3.3>. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/Phytotaxa/article/view/phytotaxa.500.3.3>.

DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. An Evolutionary Perspective on Plant-Animal Interactions. In: Del-Claro, K., Torezan-Silingardi, H.M. (Eds.), *Plant-Animal Interactions: Source of Biodiversity*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–15. 2021.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; FERREIRA, S. O. Selection of oviposition sites by a lepidopteran community of a tropical forest in southeastern Brazil. *Biotropica*, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 372–375. 1999. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2663801>.

GONÇALVES-SOUZA, T. *et al.* Trait-mediated effects on flowers: artificial spiders deceive pollinators and decrease plant fitness. *Ecology*, [s. l.], v. 89, n. 9, p. 2407–2413. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1881.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/07-1881.1>.

GRASS, I. *et al.* How plant reproductive success is determined by the interplay of antagonists and mutualists. *Ecosphere*, [s. l.], v. 9, n. 2, p. e02106. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2106>. Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.2106#:~:text=The%20reproductive%20success%20of%20plants,crop%20species%20\(Klein%20et%20al](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.2106#:~:text=The%20reproductive%20success%20of%20plants,crop%20species%20(Klein%20et%20al)

HOC, P. S.; AMELA GARCÍA, M. T. Biología floral y sistema reproductivo de *Phaseolus vulgaris* var. *aborigineus* (Fabaceae). *Revista de Biología Tropical*, [s. l.], v. 47, p. 1–2. 1999. Disponível em: [https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77441999000100007](https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77441999000100007).

IRWIN, R. E.; ADLER, L. S.; BRODY, A. K. The dual role of floral traits: pollinator attraction and plant defense. *Ecology*, [s. l.], v. 85, n. 6, p. 1503–1511. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0390>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-0390>.

KOTTEK, M. *et al.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, [s. l.], v. 15, p. 259–263. 2006. DOI: <https://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>. Disponível em: <https://koeppe-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>.

MORAIS-FILHO, J. C.; ROMERO, G. Q. Microhabitat use by *Peucetia flava* (Oxyopidae) on the glandular plant *Rhynchanthera dichotoma* (Melastomataceae). *Journal of Arachnology*, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 374–378. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1636/ct07-99.1>. Disponível em: <https://www.biodiversitylibrary.org/part/229087>.

MORO, M. F. *et al.* Phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. *Botanical Review*, [s. l.], v. 82, p. 91–148. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12229-016-9164-z>.

NASCIMENTO, D. R. *et al.* Almoço Grátis? Interação entre a aranha *Peucetia rubrolineata* (Araneae: Oxyopidae) e *Clidemia capitellata* (Melastomataceae). *Prática Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica*, [s. l.], p. 1–3. 2010. Disponível em: [http://ecologia.ib.usp.br/curso/2010/pages/pdf/PO/relatorio/R\\_pixirica.pdf](http://ecologia.ib.usp.br/curso/2010/pages/pdf/PO/relatorio/R_pixirica.pdf).

- PRICE, P. W. The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos*, [s. l.], v. 62, n. 2, p. 244–251. 1991. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545270>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3545270>.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. 2022.
- ROMERO, G. Q. *et al.* Bromeliad-living spiders improve host plant nutrition and growth. *Ecology*, [s. l.], v. 87, n. 4, p. 803–808. 2006. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[803:BSIH-PN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[803:BSIH-PN]2.0.CO;2). Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658%282006%2987%5B803%3ABSIHPN%5D2.0.CO%3B2>.
- ROMERO, G. Q. *et al.* Nitrogen fluxes from treefrogs to tank epiphytic bromeliads: an isotopic and physiological approach. *Oecologia*, [s. l.], v. 162, p. 941–949. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1533-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-009-1533-4>.
- ROMERO, G. Q. *et al.* Anti-herbivore protection by mutualistic spiders and the role of plant glandular trichomes. *Ecology*, [s. l.], v. 89, n. 11, p. 3105–3115. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-0267.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/08-0267.1>.
- SADMET/INMET. Seção de armazenamento de dados meteorológicos/instituto de meteorologia. 2013. Disponível em: [http://www.inmet.gov.br/html/central\\_servicos/combo\\_produtos.html](http://www.inmet.gov.br/html/central_servicos/combo_produtos.html). Acesso em: 23 de setembro de 2022.
- SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, [s. l.], v. 9, p. 671–675. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nmeth.2089>.
- SILVA, J. L. S.; CRUZ-NETO, O.; LOPES, A. V. Higher flower number in *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae) increases the frequency of floral visitors in the Caatinga dry forest. *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 16, p. 317–327. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11829-022-09899-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-022-09899-9>.
- SILVA, L. M. M. *et al.* Biologia reprodutiva de *Cnidoscopus juercifolius* Pax & K. Hoffm (Euphorbiaceae). *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, [s. l.], v. 6, n. 2006, p. 26–34. 2006. Disponível em: <http://redalyc.org/pdf/500/50060203.pdf>.
- SLETVOLD, N. Effects of plant size on reproductive output and offspring performance in the facultative biennial *Digitalis purpurea*. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 90, n. 6, p. 958–966. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00725.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2745.2002.00725.x>.
- STAAB, M. *et al.* Ants at plant wounds: a little-known trophic interaction with evolutionary implications for ant-plant interactions. *American Naturalist*, [s. l.], v. 190, n. 3, p. 442–450. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1086/692735>. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/692735>.
- SYMON, D. E. Sex forms in *Solanum* (Solanaceae) and the role of pollen collecting insects. In: Hawkes, J. C., Laster, R. N., Skelding, A. D. (Eds.). *The Biology and Taxonomy of the Solanaceae*. Academic Press. Academic Press, London, pp. 385–397. 1979.
- VASCONCELLOS-NETO, J. *et al.* Spider-Plant Interactions: An Ecological Approach. In: Viera, C., Gonzaga, M.O. (Eds.), *Behaviour and Ecology of Spiders: Contributions from the Neotropical Region*. Springer International Publishing, Cham, pp. 165–214. 2017.
- VASCONCELLOS-NETO, J. *et al.* Associations of spiders of the genus *Peucetia* (Oxyopidae) with plants bearing glandular hairs. *Biotropica*, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 221–226. 2007.

Cupins arborícolas influenciam em atributos  
funcionais de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.)  
Luckow & R.W. Jobson em floresta seca?

Maria Medeiros<sup>1</sup>

RESUMO

Os cupins arborícolas desempenham um papel fundamental aos ecossistemas, pois são essenciais na ciclagem de nutrientes da floresta. No entanto, podem se tornar nocivos para muitas espécies devido os danos causados, como anelamento do caule de árvores e destruição do sistema radicular, os quais podem afetar negativamente atributos funcionais foliares e de madeira. Neste sentido, foi levantada a hipótese de que a presença de cupins arborícolas em árvores de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson. causam redução em atributos funcionais foliares e de madeira em uma área de floresta seca, a Caatinga. O objetivo principal foi verificar se a presença e o tamanho de cupinzeiros reduzem atributos funcionais foliares e de madeira em árvores de *P. moniliformis*, uma espécie abundante no Parque Nacional do Catimbau, Brasil. Foram selecionadas seis indivíduos adultos sem cupinzeiros e seis indivíduos com cupinzeiros. Foi realizada a contagem de galhos mortos nas plantas com cupim e mensurada a circunferência dos cupinzeiros. Além disso, as amostras de folhas e madeiras nas árvores sem cupins foram coletadas de qualquer galho, enquanto nas árvores com cupins, as amostras foram coletadas a partir do ponto de atividade termítica. Foi determinada área foliar específica (SLA) e

<sup>1</sup> Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

a densidade de madeira (WD). Para análise dos dados, foi realizado um teste t e regressões lineares, utilizando o *software* R. Os resultados demonstraram que presença de cupins e o tamanho de cupinzeiros não afetam os atributos foliares e de madeira avaliados em *P. moniliformis*. Isso provavelmente aconteceu porque a espécie avaliada possui alta WD, a qual promove maior teor de lignina, sendo constituída de vários compostos fenólicos que geralmente são evitados por cupins. Além de possuir folhas pequenas e compostas, concentrando maior quantidade de massa por unidade de área. Esses atributos são característicos de espécies conservativas de acordo com o espectro de economia de folha e de madeira. Sugere-se que árvores com maior densidade são mais tolerantes a seca e mais resistentes a ataques de insetos, tais como cupins. Além disso, a espécie possui alta capacidade de rebrota e raízes gemíferas, que possivelmente possibilita aquisição de recursos para rápida recuperação. Conclui-se que *P. moniliformis* pode ser resistente ao ataque de cupins. Entretanto, sugiro estudos que atributos a longo prazo e estudos com espécies com baixa WD para melhor compreensão dos efeitos de cupins arborícolas em florestas secas.

#### PALAVRAS-CHAVE

Área foliar específica; densidade de madeira; mortalidade florestal; xilófagos.

#### INTRODUÇÃO

Os cupins ou térmitas são agentes degradadores de madeira, considerados xilófagos, pois se alimentam de madeiras vivas ou mortas (MEDEIROS NETO *et al.*, 2022). Embora os cupins tenham um papel fundamental nos ecossistemas, por serem decompositores, modificando as propriedades químicas do solo e por serem essenciais na ciclagem de nutrientes de florestas, eles também podem causar efeitos negativos em alguns casos, tais como, danos em espécies lenhosas, das quais degradam a celulose (EGGLETONI *et al.*, 1996; BRIGITTE N'DRI *et al.*, 2014; MEDEIROS NETO *et al.*, 2022). Térmitas são capazes de destruir o sistema radicular e causar anelamento do caule de árvores, podendo levar a morte de diversas espécies florestais (WILCKEN *et al.*, 2002; SANTOS *et al.*, 2011;).

As espécies vegetais precisam investir em diferentes recursos para despendar energia para crescimento, reprodução e sobrevivência (VIOLE *et al.*, 2007), assim, as plantas investem em características morfológicas, como área foliar, massa seca e densidade de madeira (WD), e em mecanismos fisiológicos (WRIGHT *et al.*, 2004; VIOLE *et al.*, 2007;). No entanto, todos esses atributos demandam de alta quantidade de energia, e quando a planta sofre ataques de insetos, por

exemplo, pode ocorrer redução nos valores de atributos funcionais, como redução da massa seca de folhas e redução da área foliar (COSME *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019; MEDEIROS NETO *et al.*, 2022). Consequentemente, devido a redução dos atributos foliares, poucos recursos serão assimilados em decorrência da diminuição das taxas fotossintéticas (WRIGHT *et al.*, 2004; CHRISTOFFERSEN *et al.*, 2016). Além disso, os danos nos caules das árvores causarão reduções no transporte hídrico pelos vasos xilemáticos e translocação de fotoassimilados (MEINZER *et al.*, 2009; LI *et al.*, 2015).

Os danos causados em árvores podem promover mudanças nos atributos de madeira (CHAVE, 2005; CHRISTOFFERSEN *et al.*, 2016). Portanto a densidade de madeira também é um atributo que deve ser investigado, pois reflete diretamente nas estratégias de sobrevivência das espécies, pois ajuda a responder questões sobre a resiliência da floresta (RIBEIRO *et al.*, 2019; BARROS *et al.*, 2021). A madeira apresenta funções essenciais nas árvores (*i.e.*, suporte mecânico, armazenamento de água e transporte de seiva). As árvores podem ser classificadas como sendo de baixa ou alta WD (LIMA; RODAL, 2010; POORTER *et al.*, 2010). As plantas de baixa WD geralmente possuem estratégias aquisitivas e são mais vulneráveis a seca e ataques de patógenos (POORTER *et al.*, 2010). Enquanto as espécies de alta WD são conservadoras, retêm mais nutrientes e possuem maior estabilidade mecânica, promovendo maior tolerância (POORTER *et al.*, 2010). Além disso, plantas com alta densidade de madeira apresentam um maior teor de lignina em relação a celulose (GOULART *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2018). Por sua vez, a lignina é constituída por unidades poliméricas de fenilpropano e promovem aumento da rigidez da parede celular, redução da permeabilidade da madeira e proteção contra agente xilófagos, por possuir vários compostos fenólicos que são geralmente evitados por cupins (MAGALHÃES *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2018).

Estudos já demonstraram que as mudanças antrópicas nos ecossistemas, alteram a comunidade de cupins, favorecendo a prevalência de espécies mais aptas (EVANS, 2021). Essa prevalência geralmente causa desequilíbrios em todo ecossistema, pois os cupins acabam se tornando pragas (WELDESEMAYAT *et al.*, 2007). Os danos causados pelos cupins, também facilitam a entrada de outros patógenos secundários, como fungos, prejudicando ainda mais as florestas invadidas (WILCKEN *et al.*, 2002; EVANS, 2021).

As florestas tropicais secas como a Caatinga, podem ser consideradas boas exemplares para investigação dos efeitos de cupins arborícolas em espécies florestais, pois estas florestas são caracterizadas por baixas precipitações anuais que acarreta alta deficiência hídrica para as espécies durante a maior parte do ano. Além disso, a Caatinga é uma floresta seca muito populosa (RITO *et al.*, 2017),

marcada por um contexto socioecológico, no qual ocorre principalmente, agricultura de subsistência de corte e queima e coleta de lenha (SPECHT *et al.*, 2019).

Diante do exposto, foi levantada a hipótese de que a presença de cupins arborícolas em árvores de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, causam redução em atributos funcionais foliares e de madeira em uma área de floresta seca, a Caatinga.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado no Nordeste do Brasil (8° 24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W). A área é constituída de solos arenosos, a temperatura média anual é de 23 ° C e precipitação anual de 480 a 1100 mm (RITO *et al.*, 2017). A região é composta por porção representativa de floresta seca da caatinga, com grande representatividade das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae (RITO *et al.*, 2017). O PARNA é caracterizado por um mosaico de paisagem que apresenta áreas de cultivo, povoamentos de floresta em crescimento antigo e em regeneração (SOUZA *et al.*, 2019), no qual as espécies de árvores que ali existem servem como fontes de subsistência para as famílias que residem nas comunidades, para extração de lenha e forragem.

### Espécie vegetal estudada

A espécie objeto desse estudo foi a *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, conhecida popularmente como canzenzo, pertencente à família Fabaceae. Esta espécie é abundante no PARNA e possui uma alta capacidade de rebrota após regimes de corte e queima, uma prática de agricultura comum na região (SPECHT *et al.*, 2019). Além disso, estudos revelaram possíveis efeitos alelopáticos e possui uma rede radicular resiliente (BARROS *et al.*, 2021; VANDERLEI *et al.*, 2021).

### Coleta dos dados e desenho experimental

Foram selecionados seis indivíduos adultos de *P. moniliformis* com alturas semelhantes sem a presença de cupinzeiro (sem cupim) e seis indivíduos com cupinzeiro (com cupim). Foi realizada a contagem de galhos mortos nas plantas com cupim e mensurada a circunferência dos cupinzeiros com auxílio de uma fita métrica para verificar se o tamanho do cupinzeiro influenciava nos atributos funcionais. Além disso, as amostras de folhas e madeiras nas árvores

sem cupins foram coletadas de qualquer galho, enquanto nas árvores com cupins, as amostras foram coletadas a partir dos galhos infestados (ponto de atividade termítica).

#### Área foliar e Área foliar específica (SLA)

Foram coletadas três folhas completamente expandidas de cada indivíduo, sendo que nas árvores com cupim a coleta foi a partir do galho com atividade termítica, as quais foram fotografadas para determinação da área foliar através do *software* ImageJ com o método padrão usando o integrador de área foliar (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013). Em seguida, foram secas em estufa a 60°C por 48 horas, para obtenção da massa seca e determinação da área foliar específica (SLA) (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

#### Densidade de madeira (WD)

A mensuração da densidade de madeira (WD) dos indivíduos selecionados foi realizada de acordo com a relação entre o volume da amostra de madeira e sua massa seca. Foram coletadas 3 amostras de galhos com aproximadamente 10 cm de comprimento e 15 mm de diâmetro das árvores com e sem cupim. Ressalto que nas árvores com cupim amostras de galhos foram coletados a partir do tronco que apresentava atividade termítica, nas quais suas cascas foram removidas e em seguida as amostras foram mantidas submersas em água durante 24 h. Em seguida os galhos foram colocados em recipiente graduado para medida do volume descolado. Posteriormente as amostras foram secas em estufa a 100 °C por 24 h e em seguida pesadas para determinação da WD (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

#### Análises dos dados

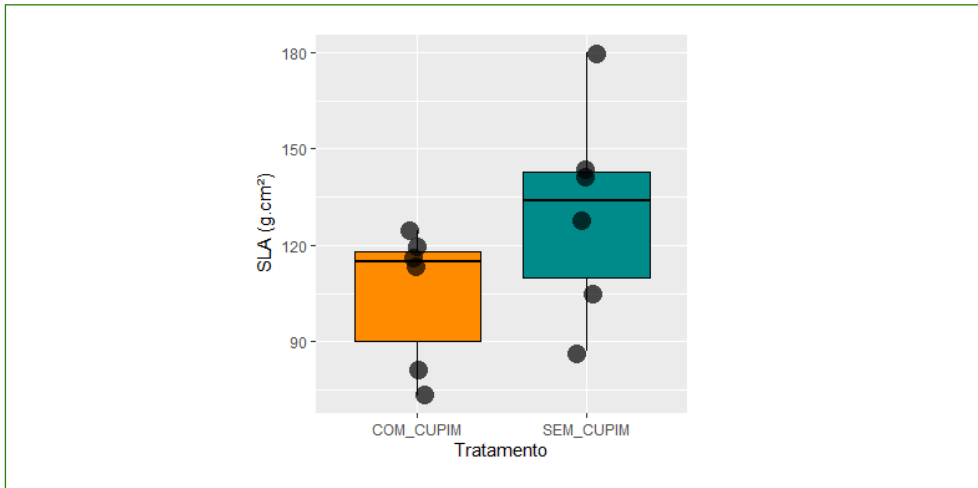
Para testar se havia diferença nos valores de atributos foliares e de madeira (área foliar específica ( $\text{g.cm}^2$ ) e densidade de madeira ( $\text{g.cm}^3$ ) foi realizado um teste t. Também foram realizadas regressões lineares para verificar se havia relação entre o tamanho do cupinzeiro com a quantidade de galhos mortos, área foliar específica e densidade de madeira. Todas as análises e gráficos foram realizadas utilizando o *software* R.

## RESULTADOS

A presença de cupins não afetou os atributos funcionais foliares ( $p = 0.1384$ ) e de madeira ( $p = 0.5203$ ) (Fig 1 e 2), respectivamente. Não houve diferenças

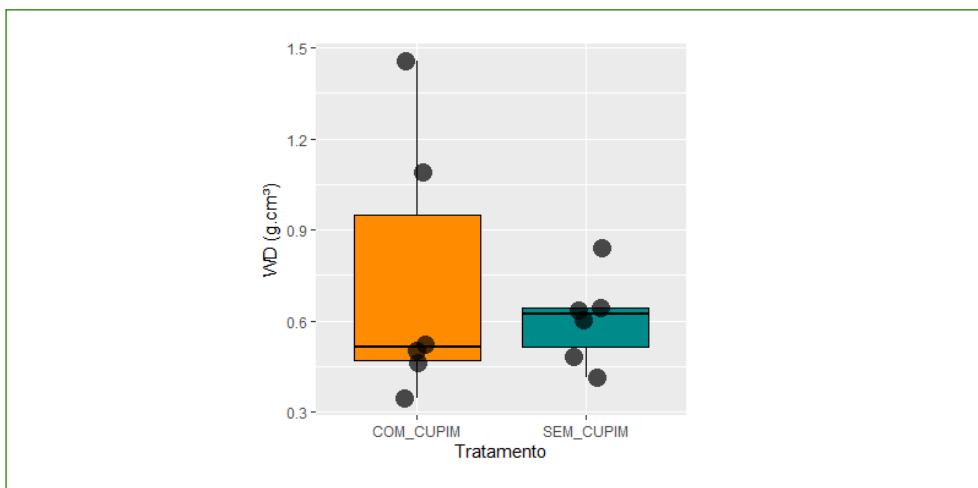
significativas entre as árvores com cupim e sem cupim para área foliar específica (com cupim:  $0,72 \pm 0,29$  e sem cupim:  $0,60 \pm 0,15 \text{ g.cm}^3$ ) (Fig. 1), nem para densidade de madeira (com cupim:  $0,72 \pm 0,29$  e sem cupim:  $0,60 \pm 0,15 \text{ g.cm}^3$ ) (Figura. 2).

**Figura 1.** Área foliar específica (SLA) de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, em árvores com e sem cupim no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Brasil



Fonte: autoria própria.

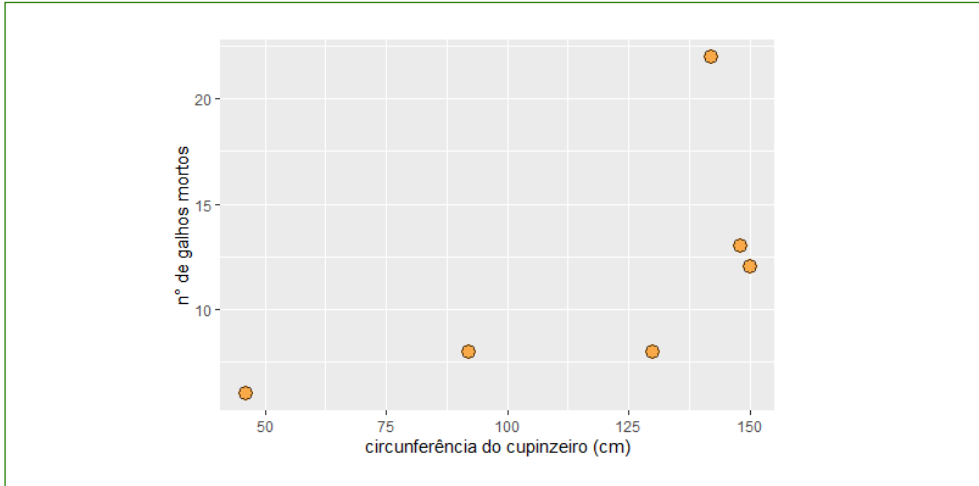
**Figura 2.** Densidade de madeira (WD) de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, em árvores com e sem cupim no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Brasil



Fonte: autoria própria.

O tamanho do cupinzeiro não influenciou no número de galhos mortos nas árvores afetadas ( $R^2 = 0,2542$ ) (Figura 3).

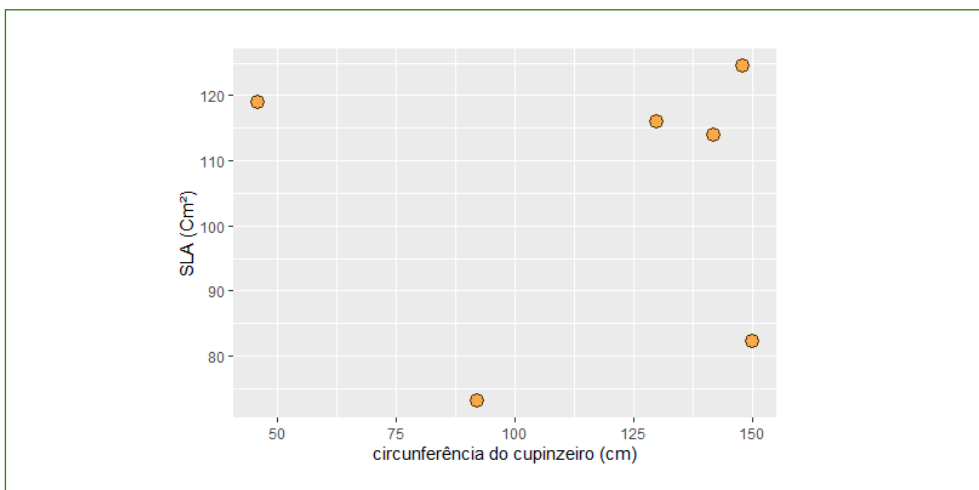
**Figura 3.** Relação entre a circunferência do cupinzeiro e o número de galhos mortos nas árvores de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, afetadas por cupins no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Brasil



Fonte: autoria própria.

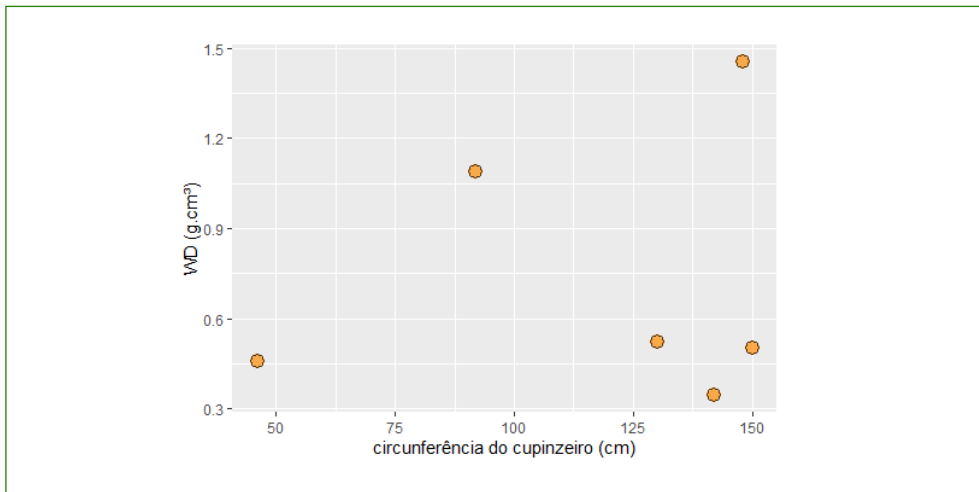
A regressão linear também revelou que a circunferência do cupinzeiro não afeta a área foliar específica ( $p = 0,9889$ ) e densidade da madeira das árvores afetadas ( $p = 0,7897$ ) (Figura 4 e 5), respectivamente.

**Figura 4.** Relação entre a circunferência do cupinzeiro e a área foliar específica das árvores de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, afetadas por cupins no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Brasil



Fonte: autoria própria.

**Figura 5.** Relação entre a circunferência do cupinzeiro e a densidade de madeira das árvores de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, afetadas por cupins no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Os resultados revelaram que a presença de cupins e o tamanho de cupinzeiros não afetam os atributos foliares e de madeira avaliados em *P. moniliformis*, rejeitando a hipótese levantada neste estudo. Isso provavelmente aconteceu por que a espécie avaliada possui uma alta densidade de madeira que promove maior teor de lignina, a qual é constituída de vários compostos fenólicos que são evitados por agentes xilófagos, tais como os cupins (MAGALHÃES *et al.*, 2010; GOULART *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2018). Sendo assim, esses insetos tendem a preferir madeira com baixa densidade, que apresentam um teor de celulose maior em relação a lignina (LIU *et al.*, 2018).

A alta densidade de madeira também está relacionada a atributos que são característicos de espécies conservativas, como folhas pequenas e compostas, concentrando maior quantidade de massa por unidade de área, de acordo com o espectro de economia de folha (WRIGHT *et al.*, 2004) e o espectro de economia de madeira (CHAVE *et al.*, 2009). Esses atributos favorecem maior tolerância da planta à estresses bióticos e abióticos (WRIGHT *et al.*, 2004; CHAVE *et al.*, 2009; MAGALHÃES *et al.*, 2010).

De acordo com o espectro da economia da madeira, quanto maior densidade da madeira menor é a vulnerabilidade dos condutos do xilema, consequentemente será menor a cavitação de vasos (CHAVE *et al.*, 2009). Além disso, a densidade da madeira varia com a altura dentro da planta (SWENSON; ENQUIST, 2007). Possivelmente, devido a coleta ter sido realizada em galhos e não no

tronco principal da árvore, houve diferenças entre o ponto de atividade termí-tica, no qual a densidade de madeira deve ser menor, enquanto que nos galhos a madeira não estava sendo afetada diretamente. No entanto, muitas espécies de árvores podem proteger sua madeira fisicamente, aumentando a dureza e a densidade, ou produzindo tóxicos que tornem a madeira menos palatável para os cupins (TAYLOR *et al.*, 2002; GOULART *et al.*, 2012). Estudos com madei-ras comercializadas demonstraram que a espécie possui resistência mecânica e redução de palatabilidade contra espécies de cupins pragas, tais como espé-cies de cupins invasores (COSME *et al.*, 2018; TAYLOR *et al.*, 2002). Alguns expe-rimentos evidenciaram que as taxas de consumo de madeira por cupins estão negativamente correlacionadas com a alta densidade da madeira, isso indica que células menores e paredes celulares mais espessas dificulta a deterioração do caule (EVANS, 2021; TAYLOR *et al.*, 2002).

Muitas pesquisas mostraram que os cupins são vulneráveis a distúrbios antrópicos, assim, à medida que a antropização aumenta devido a extração de madeira e diferentes manejos da terra, ocorre redução da diversidade de espécies de térmitas, prevalecendo a presença de outras pragas e espécies in-vasoras de cupins (EGGLETONI *et al.*, 1996; EVANS, 2021; WILCKEN *et al.*, 2002). Desta forma, há uma tendência de cupins invasores se espalharem em comu-nidades naturais e prejudicar árvores, especialmente aquelas com madeira me-nos densas. No entanto, existem poucos estudos que trouxeram dados sobre a disseminação de cupins invasores e sobre os impactos ecológicos em florestas naturais (EVANS, 2021). De acordo com os resultados encontrados por EVANS (2021), no estudo sobre a previsão de impactos ecológicos de cupins invasores, indicam que árvores que apresentam crescimento rápido, madeira com baixa densidade, menor dureza, e menos substâncias tóxicas que funcionam como defesa, são mais propensas a infestação de cupins.

Neste sentido, pensando em sucessão ecológica em processo de restauração, plantas pioneiras são mais sensíveis ao ataque de cupins, desta forma, plantas com baixa densidade e crescimento rápido podem ser mais vulneráveis tanto a seca, quanto ao ataque de herbívoros e outros patógenos do que espécies com alta densidade de madeira e resistência mecânica (EGGLETONI *et al.*, 1996; EV-ANS, 2021). Além de danos relacionados a hidráulica das plantas e translocação de fotoassimilados, presença de cupinzeiros em florestas propensas ao fogo, favorece que fogo se espalhe mais, aumentando a extensão dos danos em al-gumas espécies, tais como palmeiras (LEE ARNEAUD *et al.*, 2021).

Portanto, sugere-se que árvores com maior densidade como *P. moniliformis* são mais tolerantes a seca e mais resistentes em termos gerais, a ataques de in-setos, tais como cupins. Além disso, a espécie estudada *P. moniliformis* possui

uma alta capacidade de rebrota e rede de raízes gemíferas, o que possibilita aquisição de recursos para uma recuperação mais rápida através de rebrota em tocos ou raízes (BARROS *et al.*, 2021; VANDERLEI *et al.*, 2021).

## CONCLUSÃO

Cupinzeiros podem não afetar a densidade de madeira de galhos e área foliar específica de *P. moniliformis* em uma floresta seca do Brasil, sugerindo que essa espécie seja resistente ao ataque de cupins. Entretanto, sugiro estudos que avaliem a densidade da madeira do ponto de atividade termítica, a longo prazo e estudos com espécies de baixa densidade de madeira para melhor compreensão dos efeitos de cupins arborícolas em florestas secas.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores pelas orientações e na concepção das ideias. Agradeço também a monitora Lígia Vieira e os colegas do ECCA 2022, em especial a Ciro e Kássya pelo auxílio na coleta dos dados em campo. Por fim, agradecemos o suporte logístico oferecido pela comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga e o suporte financeiro fornecido pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq).

## REFERÊNCIAS

BARROS, M. F. *et al.* Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 482, p. 118881. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720316509>.

BRIGITTE N'DRI, A. *et al.* The dynamics of hollowing in annually burnt savanna trees and its effect on adult tree mortality. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 215, p. 27–37. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0276-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-013-0276-9>.

CHAVE, J. Measuring wood density for tropical forest trees. A field manual for the CTFs sites. *Center for Tropical Forest Science, Panama City, Republic of Panama*, [s. l.], p. 1–7. 2005. Disponível em: [https://afritron.org/upload/en/manuals/wood\\_density\\_english\[1\].pdf](https://afritron.org/upload/en/manuals/wood_density_english[1].pdf).

CHAVE, J. *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 12, n. 4, p. 351–366. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>.

CHRISTOFFERSEN, B. O. *et al.* Linking hydraulic traits to tropical forest function in a size-structured and trait-driven model (TFS v.1-Hydro). *Geoscientific Model Development*, [s. l.], v. 9, p. 4227–4255. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-9-4227-2016>. Disponível em: <https://gmd.copernicus.org/articles/9/4227/2016/>.

- COSME, L. *et al.* Tropical wood resistance to the West Indian drywood termite *Cryptotermes brevis*: If termites can't chew... *Pest Management Science*, [s. l.], v. 74, n. 4, p. 914-924. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.4785>. Disponível em: <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ps.4785>.
- EGGLETON, P. *et al.* The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, [s. l.], v. 351, n. 1335, p. 51-68. 1996. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0004>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.1996.0004>.
- EVANS, T. A. Predicting ecological impacts of invasive termites. *Current Opinion in Insect Science*, [s. l.], v. 46, p. 88-94. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.03.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214574521000298>.
- GOULART, S. L. *et al.* Análises químicas e densidade básica da madeira de raiz, fuste e galho de barbatimão [(*Stryphnodendron adstringens*) Coville] de bioma cerrado. *Cerne*, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 59-66. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000100008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cerne/a/8hmm7TQ7yF3s3Ys6wxdTLWG/>.
- LEE ARNEAUD, L.; FARRELL, A. D.; OATHAM, M. P. Do arboreal termite nests increase mortality in *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) during wildfires? *Neotropical Biodiversity*, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 86-90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.1899550>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23766808.2021.1899550>.
- LI, R. *et al.* Are functional traits a good predictor of global change impacts on tree species abundance dynamics in a subtropical forest? *Ecology Letters*, [s. l.], v. 18, n. 11, p. 1181-1189. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12497>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ele.12497>.
- LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 74, n. 11, p. 1363-1373. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196310001357>.
- LIU, Q.; LUO, L.; ZHENG, L. Lignins: Biosynthesis and biological functions in plants. *International Journal of Molecular Sciences*, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 335. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms19020335>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/19/2/335>;
- MAGALHÃES, J. C. *et al.* Abiotic and biotic stresses and changes in the lignin content and composition in plants. *Journal of Integrative Plant Biology*, [s. l.], v. 52, n. 4, p. 360-376. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2010.00892.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7909.2010.00892.x>;
- MEDEIROS NETO, P. N. *et al.* Relation of physicochemical characteristics on biological resistance of eucalypts woods to xylophagous termites. *Journal of Building Engineering*, [s. l.], v. 52, p. 104462. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.104462>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352710222004752>.
- MEINZER, F. C. *et al.* Xylem hydraulic safety margins in woody plants: Coordination of stomatal control of xylem tension with hydraulic capacitance. *Functional Ecology*, [s. l.], v. 23, n. 5, p. 922-930. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01577.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2435.2009.01577.x>.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. *et al.* New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, [s. l.], v. 61, n. 3, p. 167-234. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>. Disponível em: <https://www.publish.csiro.au/bt/BT12225>.

POORTER, L. *et al.* The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytologist*, [s. l.], v. 185, n. 2, p. 481–492. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 107, n. 5, p. 2291–2302. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13177>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2745.13177>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

## Impacto do pastejo caprino no estrato vertical e horizontal da vegetação em uma área de Caatinga

Mikael Alves Castro<sup>1</sup>

### RESUMO

A criação extensiva de caprinos é uma prática comum pelas populações mais pobres em regiões áridas e semiáridas de todo o mundo. O pastejo de caprinos, através do consumo e pisoteio do solo, podem promover impactos para a comunidade vegetal, se alimentando de plântulas e de todas as partes das plantas, incluindo flores e frutos. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi investigar se o pastejo de caprinos pode impactar no estrato vertical e horizontal da vegetação. O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, uma área de caatinga que compreende cerca de 670 km<sup>2</sup>, em cinco pares de parcelas, cada par constituído por uma parcela em que os caprinos foram excluídos através de uma cerca de arame (Parcelas sem caprinos) e outras de livre acesso (Parcelas com caprinos). Para analisar o estrato vertical foi utilizado uma vara para medição dos níveis de vegetação, o qual se utilizou um teste Qui-quadrado e um teste de homogeneidade de variância de Levene. Para analisar o estrato horizontal, foram feitos registros fotográficos e posterior estimativa de porcentagem para medir a taxa de cobertura do solo, o qual foi utilizado o teste de Wilcoxon pareado. Foi encontrado uma redução nos níveis de vegetação compreendendo a faixa de 60 a 180 cm, que obteve uma média de 13,6% para

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

áreas de acesso livre e 34,9% para áreas em que os caprinos foram excluídos, indicando uma redução de biomassa nos níveis intermediários nas áreas pastejadas por caprinos. Através do Qui-quadrado, foi possível observar diferenças significativas sobre o efeito do pastejo de caprinos no estrato vertical nos níveis que compreende 60 a 180 cm ( $p > 0.001$ ;  $df=9$ ;  $X^2=26.22$ ). Também foi encontrado uma maior heterogeneidade dos níveis de vegetação nas parcelas sem a presença de caprinos, indicando que todos os níveis do estrato vertical sempre foram tocados pela vegetação, enquanto as parcelas de livre acesso, foram tidas como homogêneas. Através do teste de homogeneidade de Levene, foi possível observar essa maior heterogeneidade nas parcelas sem a presença de caprinos e homogeneidade para as parcelas com caprinos ( $p < 0.0001$ ). Para o estrato horizontal, foi observado diferenças apenas entre as parcelas e não entre os pares pareados, com e sem a presença de caprinos. O teste de Wilcoxon comparando as parcelas para o estrato horizontal não apontou diferenças significativas ( $p = 0.625$ ). Através do presente trabalho foi possível apontar um certo grau de impacto do pastejo de caprinos, responsáveis por reduzir os níveis intermediários do estrato vertical e a heterogeneidade da vegetação.

#### PALAVRAS-CHAVE

Criação extensiva de caprinos; florestas secas; manutenção florestal.

#### INTRODUÇÃO

Nas regiões áridas e semiáridas de todo o mundo, é comum a prática de atividades voltadas para a extração de recursos florestais madeireiros e não madeireiros, atividades de caça (MAKOUDJOU *et al.*, 2017), práticas de corte e queima da vegetação para retirada de lenha, cultivo e posterior formação de pasto para a inserção de animais (CLARK, 2012; JUÁREZ-OROZCO *et al.*, 2017). Outra atividade bastante praticada, como alternativa para a melhoria da renda, é a criação extensiva de animais (VOLTOLINI *et al.*, 2011), que consiste na soltura destes no ambiente para a alimentação da vegetação nativa, sem suplementação alimentar (GUTIERREZ *et al.*, 1981; VOLTOLINI *et al.*, 2011; WEHN *et al.*, 2011; DIAS, 2020). A criação extensiva de caprinos, por exemplo, é uma prática comum (VOLTOLINI *et al.*, 2011), os quais há maiores recompensas para os criadores, já que não necessitam fornecer suplementação alimentar para os caprinos, quando comparados com outros animais, como ovinos e bovinos (GUTIERREZ *et al.*, 1981; LEAL *et al.*, 2003). Dessa maneira, a criação extensiva de caprinos pode causar alguns efeitos para a vegetação, impactando no estrato vertical da vegetação

por meio do consumo (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002; LEAL *et al.*, 2003), e, no estrato horizontal da vegetação por meio do consumo e pisoteio (LEAL *et al.*, 2003).

De modo geral, poucos são os estudos que abordam questões acerca do impacto do pastejo caprino na estratificação da vegetação, e buscam responder perguntas voltadas para os impactos no nível de comunidade (GANGOSO *et al.*, 2006; BELLINGHAM *et al.*, 2010; GABAY *et al.*, 2011). Mas em relação aos impactos desses animais, alguns trabalhos trazem pontos muito importantes relacionados a vegetação, em que, dentre os trabalhos, pode-se destacar alterações providas por caprinos no padrão espacial, vertical e na composição da comunidade diante a intensidade de herbivoria (CÔTÉ *et al.*, 2004), o que pode levar a uma redução do tamanho da população de espécies vegetais (BARAZA *et al.*, 2012). Além disso, o pastejo de caprinos pode promover uma homogeneização taxonômica, funcional e filogenética, reduzindo a diversidade e a composição da comunidade (SALGADO-LUARTE *et al.*, 2019), favorecendo o estabelecimento de gramíneas (WEHN *et al.*, 2011).

Nas regiões áridas e semiáridas como a caatinga, composta por uma mistura de estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos, de pequeno porte e altura, muitas delas com folhas pequenas, espinhos e de elevada resistência à estia-gem (LEAL *et al.*, 2005; RODAL *et al.*, 2008), serve como um importante recurso alimentar para os animais criados extensivamente e que se adaptaram muito bem nessas regiões. De cerca de 12,1 milhões de caprinos de todo o Brasil, por exemplo, 11,49 milhões de cabeças, o equivalente a 95% do rebanho nacional, está concentrado na região semiárida do Nordeste, os quais Bahia, Pernambuco, Piauí e Ceará, estão entre os estados com maior percentual de rebanho caprino (MAGALHÃES *et al.*, 2021). Diante da alta lotação na região, o estrato vertical e horizontal da vegetação podem sofrer fortes impactos diante do pastejo desses animais, tendo em vista que por serem generalistas (LEAL *et al.*, 2003), se alimentam de todas as partes das plantas, incluindo flores e frutos (LEAL *et al.*, 2003), podendo ocasionar a quebra de galhos a partir do forrageio, e também, anelamento de árvores e arbustos (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002), e afetar os processos de regeneração (ASNER *et al.*, 2004; FERNÁNDEZ-LUGO *et al.*, 2013). Dessa forma, entender como a estratificação vertical e horizontal da vegetação está reagindo diante da presença de caprinos, é de fundamental importância, os quais podem acarretar pontos negativos para a manutenção das florestas (ASNER *et al.*, 2004; FERNÁNDEZ-LUGO *et al.*, 2013), levando a uma homogeneização e empobrecimento da comunidade vegetal (SALGADO-LUARTE *et al.*, 2019).

Compreendido estas questões, gostaria de responder a seguinte pergunta: Como o pastejo de caprinos afeta o estrato vertical e horizontal da vegetação

em uma área de caatinga? Esperamos que o pastejo de caprinos diminua os níveis de vegetação no estrato inferior e os níveis de cobertura de vegetação do solo, em que, nas áreas com caprinos, tanto os níveis verticais terão reduções de biomassa, como as taxas horizontais de vegetação serão menores, quando comparadas com áreas sem caprinos.

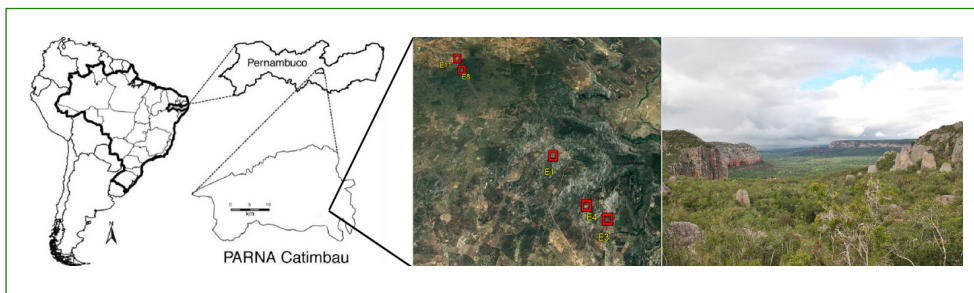
## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O trabalho foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau ( $8^{\circ}24'00''$  e  $8^{\circ}36'35''$  Sul;  $37^{\circ}0'30''$  e  $37^{\circ}1'40''$  Oeste) (Figura 1), uma área de caatinga que compreende cerca de 670 km<sup>2</sup>, localizado no Estado de Pernambuco. O parque apresenta diferentes fitofisionomias, com caatinga arbustiva em áreas de maior precipitação e vegetação com cactáceas e bromeliáceas em áreas de menor precipitação. A precipitação média anual da região varia entre 480 à 1100 mm com irregularidade anual. O solo predominante do parque é areia quartzítica, estando presente em aproximadamente 70% do parque. De acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Bsh com transição para o tropical chuvoso do tipo AS, com temperatura média anual de 23°C (SNE, 2002). Entre as espécies mais abundantes do parque estão os representantes da família Fabaceae e Euphorbiaceae (RITO *et al.*, 2017).

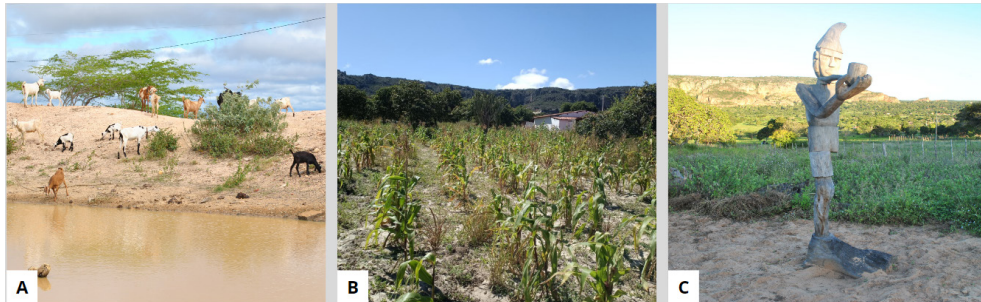
O Parque Nacional do Catimbau foi criado em 2002, mas desde a sua criação, a população da região não foi indenizada e ainda vivem no parque, o qual obtém o seu sustento a partir da extração de recursos florestais madeireiros e não madeireiros, práticas de corte e queima da vegetação, criação extensiva de caprinos e artesanato (Figura 2) (SNE, 2002).

**Figura 1.** Parque Nacional do Catimbau, Buíque/PE. Fonte: Adaptado de Pedrosa *et al.*, 2014



Fonte: à esquerda, Google Earth; à direita, autoria própria.

**Figura 2.** Atividades praticadas pela população que vive em torno do Parque Nacional do Catimbau em Buíque/PE. A) Criação extensiva de caprinos; B) Prática de corte e queima para posterior plantio; C) Artesanato em madeira



Fotos: autoria própria.

### Delineamento amostral

Para investigar os impactos dos caprinos no estrato vertical e horizontal da vegetação, o trabalho foi conduzido em cinco pares de parcelas de 0,04 ha (20 m x 20 m), os quais cinco parcelas estão cercadas, com arame farpado (parcelas de exclusão), impedindo assim, o acesso de caprinos, e nas outras cinco, os caprinos têm o livre acesso (parcelas controle). Essas parcelas foram estabelecidas em 2015 no âmbito do Projeto Ecológico de Longa Duração desenvolvido no Parque (PELD-catimbau, <https://www.peldcatimbau.org>) (Figura 3) (MENEZES *et al.*, 2021).

**Figura 3.** Par de parcela dos experimentos com e sem caprinos no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE, uma cercada, impedindo o acesso de caprinos (Parcela de exclusão), e outra em que estes têm o livre acesso (Parcela controle)



Fonte: autoria própria.

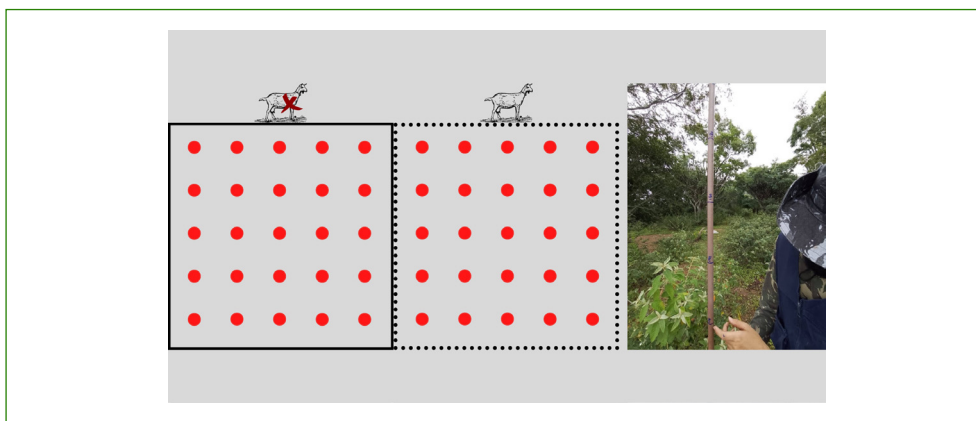
### Estrato vertical

Para realizar a coleta de dados referente ao estrato vertical, foi utilizado uma vara de 200 cm, o qual foi dividida em 10 níveis, sendo o primeiro nível 20 cm,

o segundo 40 cm, e assim sucessivamente, até chegar ao décimo nível, compreendendo 200 cm ou mais (Figura 4).

Em cada parcela foram feitas 25 medições, as quais foram distribuídas em cinco filas com cinco pontos em cada. Em cada ponto, a vara era colocada verticalmente e todos os níveis que estivessem sendo tocados pela vegetação, eram contabilizados.

**Figura 4.** Distribuição dos 25 pontos nos pares de parcelas com e sem caprinos e medição dos níveis verticais de vegetação nas parcelas experimentais no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE



Fonte: à esquerda, autoria própria; à direita, foto de Sabrina Silva.

#### Estrato horizontal

Para realizar a coleta de dados referente ao estrato horizontal, foi utilizado uma subparcela de 1 m<sup>2</sup> composta por canos pvc, o qual foi inserido em nove pontos dentro de cada parcela. Em cada um dos nove pontos, foram feitos registros fotográficos com a câmera posicionada na altura do peito (Figura 5). Posteriormente,

**Figura 5.** Distribuição das nove subparcelas nos pares de parcelas com e sem caprinos e divisão em quadrantes para estimativa do percentual de vegetação nas parcelas experimentais no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE



Fonte: autoria própria.

a imagem foi dividida em quadrantes e estimado a porcentagem de vegetação da área em cada subparcela. Utilizando esse método, só foi possível estimar a porcentagem da estratificação horizontal a partir das herbáceas presentes.

#### Análise dos dados

Para avaliar o impacto do pastejo de caprinos no estrato vertical da vegetação, utilizando as partes vegetais que tocavam nos níveis, foram realizados dois testes, um teste Qui-quadrado e um teste de homogeneidade de variância de Levene. Para investigar o impacto do pastejo dos caprinos no estrato horizontal da vegetação, utilizando a porcentagem de vegetação dos quadrantes por subparcela, foi utilizado um teste de Wilcoxon pareado. As análises foram feitas utilizando o Microsoft Excel e o Programa R de análise de dados.

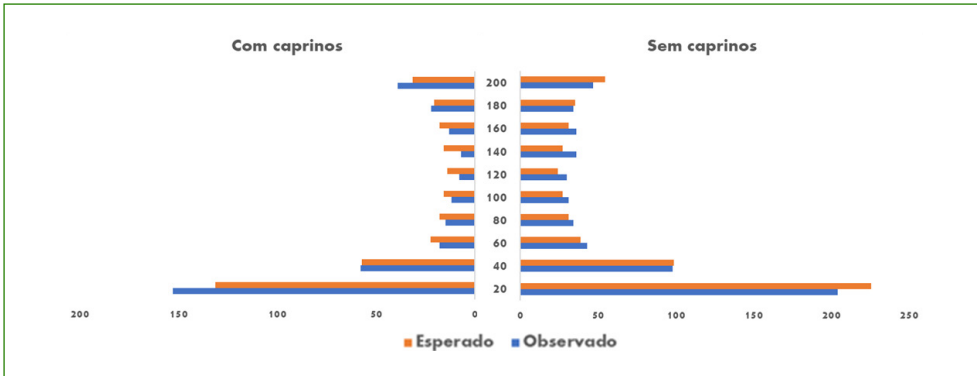
### RESULTADOS

Foi encontrado uma redução nos níveis de vegetação em áreas pastejadas por caprinos, compreendendo a faixa de 60 a 180 cm, que obteve uma média de 13,6% para áreas de acesso livre e 34,9% para áreas em que os caprinos foram excluídos, havendo uma redução de biomassa nos níveis intermediários nas parcelas com caprinos, com média e desvio padrão de ( $m=34.5$ ;  $dp=44.54$ ) para parcelas de acesso livre e ( $m=59.3$ ;  $dp=54.65$ ) para parcelas sem caprinos. Através do teste Qui-quadrado, foi possível observar diferenças significativas sobre o efeito do pastejo de caprinos no estrato vertical nos níveis que compreende 60 a 180 cm ( $p > 0.001$ ;  $df=9$ ;  $X^2=26.22$ ) (Figura 6). Para os níveis mais baixos, de 20 a 40 cm e nos níveis mais altos, acima de 180 cm, nas áreas com e sem a presença de caprinos, não foram encontradas diferenças, apresentando dados semelhantes.

Também foi encontrado uma maior heterogeneidade nas parcelas em que houve a exclusão de caprinos, os quais todos os níveis do estrato vertical foram tocados pela vegetação. Enquanto, as parcelas de acesso livre foram tidas como áreas mais homogêneas, apontando uma redução nos níveis que foram tocados pela vegetação. Através do teste de homogeneidade de Levene, foi possível encontrar uma maior heterogeneidade nas parcelas sem a presença de caprinos ( $p < 0.0001$ ), (Figura 7).

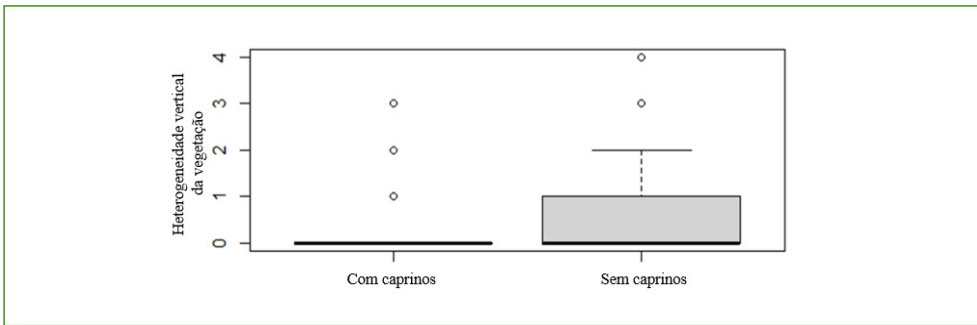
Para o estrato horizontal foi encontrado uma média de 72% de cobertura do solo para áreas com caprinos e 76% nas áreas sem caprinos, em que foi observado diferenças apenas entre as parcelas e não entre os pares pareados, com e sem a presença de caprinos. O teste de Wilcoxon para o estrato horizontal não apontou diferenças significativas para as parcelas com e sem caprinos ( $p = 0.625$ ), (Figura 8).

**Figura 6.** Teste Qui-quadrado apresentando valores observados e esperados para os níveis verticais de vegetação nas parcelas experimentais com e sem a presença de caprinos no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE



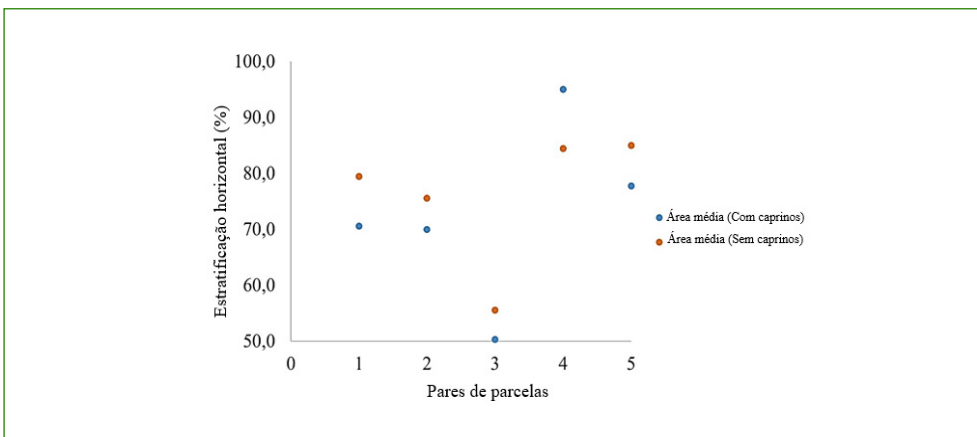
Fonte: autoria própria.

**Figura 7.** Comparação da heterogeneidade entre os níveis do estrato vertical de vegetação nas parcelas experimentais com e sem a presença de caprinos no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE



Fonte: autoria própria.

**Figura 8.** Estratificação horizontal da vegetação nas parcelas experimentais com e sem a presença de caprinos no Parque Nacional do Catimbau - Buíque/PE



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Através deste estudo, foi possível observar que os caprinos foram responsáveis por promoverem efeitos no estrato vertical da vegetação, em que, as análises apontaram para uma redução da biomassa compreendendo os níveis de 60 a 180 cm, tornando a vegetação mais homogênea nas áreas com a presença de caprinos. A partir disso, podemos inferir que essa redução vertical da vegetação, compreende a área de forrageamento dos caprinos, possuindo hábitos de pastejo que vai desde a altura de sua cabeça e esticando-se para consumir as partes vegetais mais altas. Para o estrato horizontal, não foi identificado algum tipo de impacto causado pelo pastejo dos caprinos. Tanto o consumo como o pisoteio não estão afetando o estrato horizontal, composto pela cobertura de vegetação sobre o solo.

Os caprinos têm o hábito de pastejar com a cabeça ereta, consumindo folhas de árvores e arbustos, e possuem preferência alimentar por dicotiledôneas herbáceas e brotos de folhas de árvores e arbustos (LEITE, 2002; ROGÉRIO *et al.*, 2016), os quais também possuem uma alta flexibilidade alimentar diante as condições do semiárido, alterando suas preferências alimentares de acordo com a redução na qualidade e disponibilidade de forragem (SANTOS *et al.*, 2016). A preferência alimentar dos caprinos é constituída por 81% de plantas lenhosas, dos quais dessa porcentagem, 41% são arbustos e 40% árvores, enquanto o consumo de ervas representa apenas 19% (JAMELLI *et al.*, 2021). Com isso, o presente trabalho corrobora com os dados encontrados na literatura, trazendo pontos relevantes em relação aos níveis do estrato vertical de vegetação que são consumidos pelos caprinos, os quais equivalem principalmente para árvores e arbustos.

Outro ponto importante é em relação ao hábito de forrageio, em que os caprinos têm o hábito de ficarem sobre duas patas e se esticarem para se alimentarem dos ramos mais altos (RUTTER, 2002), consumindo folhas mais novas, flores e frutos (LEAL *et al.*, 2003), e que acabam causando a quebra de galhos (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002), diminuindo o estrato vertical de vegetação, e até mesmo se alimentando da casca das árvores, o que pode causar o anelamento e a conseqüente morte da planta (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2002). O pastejo de caprinos também é responsável por aumentar a diversidade de herbáceas do solo, incluindo gramíneas e dicotiledôneas, quando comparado com o pastejo de ovinos, por exemplo, que tende a diminuir a diversidade de herbáceas (PEREIRA FILHO *et al.*, 1997). A presença de caprinos pode levar a um pequeno, mas significativo aumento de herbáceas, promovendo uma rotatividade na montagem da comunidade herbácea (MENEZES *et al.*, 2021).

Compreendendo estas questões, os caprinos podem estar promovendo um impacto negativo em florestas secas, levando a diminuição de árvores e arbustos e proporcionando o aumento de herbáceas, o que pode acarretar outras consequências, como a facilitação da disseminação de fogo em florestas secas a partir do aumento de gramíneas e outras herbáceas (FUSCO *et al.*, 2019). Além disso, gramíneas são plantas bastante resistentes, os quais resistem ao pastejo dos animais e ao pisoteio, o que pode elevar a sua disseminação e contribuir ainda reduzindo a taxa de infiltração de água no solo e o estabelecimento de outras espécies (VENTURA *et al.*, 2020). Para o estrato horizontal, como foram feitos registros fotográficos com a câmera posicionada na altura do peito, grande parte da vegetação registrada foi constituída por herbáceas. Diante deste ponto, sugerimos que os próximos trabalhos possam utilizar *Drones*, e assim, obter imagens claras da estratificação horizontal, compreendendo todas as plantas da área e não somente de herbáceas acima do solo. Estudos que possam acompanhar plantas lenhosas e herbáceas em áreas com e sem a presença de caprinos também serão muito importantes, trazendo resultados relevantes acerca dos impactos dos caprinos para a vegetação ao longo do tempo.

No presente trabalho, foi possível observar que o pastejo de caprinos pôde promover um certo grau de impacto no estrato vertical da vegetação, enquanto para o estrato horizontal, não foi observado nenhuma evidência. Para testar se o encontrado no presente estudo, de fato está ocorrendo via pastejo de caprinos, é importante que novos trabalhos sejam conduzidos, ampliando a amostragem dos dados, e executar repetições, tanto no período chuvoso como no período seco, que possam compreender o começo, meio e fim dessas estações. Diante dos achados, pode-se perceber a importância da criação de planos de manejo para a criação de caprinos em florestas secas, em que tal prática é muito importante para a manutenção da renda das famílias, mas, que necessita de um acompanhamento, e assim, determinar uma lotação mínima por área, bem como, mostrar meios para que possa haver uma suplementação na alimentação destes animais, reduzindo a intensidade de forrageio e consequentes impactos para a vegetação.

#### AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os professores e monitores que fizeram parte do XIII Curso de Campo da Caatinga, compartilhando as suas experiências de vida, mostrando novos caminhos e possibilidades; a todos os colegas por contribuírem em cada etapa do curso, por compartilhar suas ideias e aprendizados e pelas brincadeiras, músicas e danças no momento de lazer. Em especial, gostaria de agradecer

aos professores, Felipe Melo, Fernanda Oliveira e Inara Leal, por ajudarem na construção deste trabalho; a Sabrina Silva, colega do curso, por auxiliar na coleta de dados em campo, aos colegas do curso, Ciro Félix e Marcos Severgnini, por contribuírem no debate do trabalho e escolha das análises. Aos monitores do curso, David Santos, Adrielle Leal e Lígia Vieira, por ajudarem na análise dos dados e por estarem sempre disponíveis.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO FILHO, J. A. *et al.* Desempenho produtivo de ovinos da raça morada nova em caatinga raleada sob três taxas de lotação. *Ciência Agrônômica*, [s. l.], v.33, n.1, p.51-57. 2022. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/530427/1/APIDesempenhoproductivodeovinosdaracaMoradaNovaemcaatingaraleadasobtrestaxasdelotacao.pdf>.
- ASNER, G. P. *et al.* Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environmental Resources*, [s. l.], v. 29, 261–299. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>.
- BARAZA, E.; VALIENTE-BANUET, A. Efecto de la exclusion de ganado en dos especies palatables del matorral xerofilo del Valle de Tehuacan, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, [s. l.], v. 83, n., p.1145–1151. 2012. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.22871>. Disponível em: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-34532012000400020](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532012000400020).
- BELLINGHAM, P. J. *et al.* Disperser communities and legacies of goat grazing determine forest succession on the remote Three Kings Islands, New Zealand. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 143, n., p. 926–938. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320710000029>.
- CLARK, M. Deforestation in Madagascar: Consequences of population growth and unsustainable agricultural processes. *Global Majority E-Journal*, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 61-71. 2012. Disponível em: [https://www.american.edu/cas/economics/ejournal/upload/clark\\_accessible.pdf](https://www.american.edu/cas/economics/ejournal/upload/clark_accessible.pdf).
- CÔTÉ, S. D. *et al.* Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.], v. 35, p. 113–147. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725>.
- DIAS, S. C. S. Os impactos socioambientais e suas ameaças ao modo de vida das comunidades tradicionais de fundo de pasto na Bahia. *Oficina Do Historiador*, [s. l.], v. 13, n. 2, p. e37930. 2020. DOI: <https://doi.org/10.15448/2178-3748.2020.2.37930>. Disponível em: <https://revistaseletronicas.pucrs.br/oficinadohistoriador/article/view/37930>.
- FERNÁNDEZ-LUGO, S. *et al.* Long-term vegetation responses to different goat grazing regimes in semi-natural ecosystems: a case study in Tenerife (Canary Islands). *Applied Vegetation Science*, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 74–83. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01211.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-109X.2012.01211.x>.
- FONSECA, D. C. Viabilidade econômica da criação de caprinos e ovinos nas áreas de fundo de pasto no município de Uauá-BA. *Dissertação - (Mestrado em extensão rural) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Espaço plural, Juazeiro - BA.* 2019.

- FUSCO, E. J. *et al.* Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, [s. l.], v. 116, n. 7, p. 23594–23599. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1908253116>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1908253116>.
- GABAY, O. *et al.* Differential effects of goat browsing on herbaceous plant community in a two-phase mosaic. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 212, p. 1643–1653. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9937-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-011-9937-8>.
- GANGOSO, L. *et al.* Contradiction in conservation of island ecosystems: Plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation*, [s. l.], v. 15, p. 2231–2248. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-7181-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-004-7181-4>.
- GUTIERREZ, N.; BOER, A. J.; ALVES, J. U. Interações de recursos e características econômicas dos criadores de ovinos e caprinos no sertão do Ceará, Nordeste do Brasil: resultados preliminares. *Embrapa Caprinos e Ovinos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*. 1981.
- JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. L. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 190, p. 104532. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196321000987>.
- JUÁREZ-OROZCO, S. M.; SIEBE, C.; FERNÁNDEZ Y FERNÁNDEZ, D. Causes and Effects of Forest Fires in Tropical Rainforests: A Bibliometric Approach. *Tropical Conservation Science*, [s. l.], v. 10, n. 104, p. 1940082917737207. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082917737207>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1940082917737207>.
- LEAL, I. R.; SILVA, A. V.; TABARELLI, M. Herbivoria por caprinos na caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: Leal, I. R., Tabarelli, M., Cardoso, J.M.S. (Org.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Editora da Universidade Federal de Pernambuco, p.695-715. 2003.
- LEAL, I. R. *et al.* Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 139-146. 2005. Disponível em: <https://www.scienceopen.com/document?vid=451ad730-c503-4b5f-aofc-b383badb8950>.
- LEAL, I. R.; VICENTE, A.; TABARELLI, M. Herbivoria por caprinos na caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. 1. ed. Recife: Editora Universitária, UFPE, p. 695–716. 2003.
- LEITE, E. R. Manejo alimentar de caprinos e ovinos em pastejo no nordeste do Brasil. *Ciência Animal*, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 119-128. 2002. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/530012/1/APImanejoalimentardcaprinos.pdf>.
- MAGALHÃES, K. A.; HOLANDA FILHO, Z. F.; MARTINS, E. C. Pesquisa Pecuária Municipal 2020: rebanhos de caprinos e ovinos. *Embrapa Caprinos e Ovinos-Nota Técnica/Nota Científica (ALICE)*. 2021. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1135667>.
- MAKOUDJOU, A.; LEVANG, P.; CHUPEZI TIEGUHONG, J. The role of forest resources in income inequality in Cameroon. *Forest Trees and Livelihoods*, [s. l.], v. 26, p. 271–285. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/14728028.2017.1297258>. Disponível em: <https://www.cifor-icraf.org/pt-br/conhecimento/publicacao/6428/>.
- MENEZES, T. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 79–90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3693>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3693>.

- PEDROSA, I. M. M. C. *et al.* 2014. Herpetofauna of protected areas in the Caatinga III: The Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica [online]*, [s. l.], v. 14, n. 4, p. e20140046. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-06032014004614>. Disponível em: <https://www.scielo.br/bn/a/hzvc-cpr4xsMqSSB5cN6BCDF/?lang=en>.
- PEREIRA FILHO, J. M. *et al.* Variações plurianuais da composição florística do estrato herbáceo de uma caatinga raleada, submetida ao pastejo alternado ovino-caprino. *Revista Brasileira de Zootecnia*, [s. l.], v. 26, n. 2, p. 234-239. 1997. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/514701>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- RODAL, M. N.; COSTA, K. C. C.; SILVA, A. C. B. L. Estrutura da vegetação caducifolia espinhosa (caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. *Hoehnea [online]*, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 209-217. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/jj/hoehnea/a/5VPL49Zv4fxvVJ4GFHMDS8r/?lang=pt>.
- ROGÉRIO, M. C. P. *et al.* Manejo alimentar de caprinos e ovinos nos trópicos. *Veterinária e Zootecnia*, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 326-346. 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1057488/manejo-alimentar-de-caprinos-e-ovinos-nos-tropic>.
- RUTTER, S. M. Behaviour of sheep and goats. In: Jensen, P. (ed.) *Ethology of domestic animals - an introductory*. CAB International, Wallingford, Oxon (CABI). pp. 145-158. 2002.
- SALGADO-LUARTE, C. *et al.* Goat grazing reduces diversity and leads to functional, taxonomic, and phylogenetic homogenization in an arid shrubland. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 30, n. 2, p. 178-189. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3208>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3208>.
- SANTOS, S. D. C. *et al.* Preferência ingestiva de caprinos de tipos brasileiros mantidos em pastagens heterogêneas. *Anais da 11 Jornada Científica da Embrapa Meio-Norte / 11 Jornada Científica da Embrapa Meio-Norte, Teresina*, [s. l.], p. 126. 2016. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1065315/1/75a78.pdf>.
- SNE (SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA). Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. *Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco - SECTMA, Recife*. 2002. Disponível em: [https://www.academia.edu/83364437/A\\_sociedade\\_Nordestina\\_de\\_Ecologia\\_apresenta\\_o\\_Projeto\\_t%C3%A9cnico\\_para\\_a\\_Cria%C3%A7%C3%A3o\\_do\\_Parque\\_Nacional\\_do\\_Catimbau\\_PE\\_vers%C3%A3o\\_final\\_em\\_cumprimento\\_ao\\_Contrato\\_n\\_o\\_086\\_00\\_02\\_Subprojeto\\_Proposta\\_para\\_Cria%C3%A7%C3%A3o\\_do\\_Parque\\_Nacional\\_do\\_Catimbau\\_PE\\_](https://www.academia.edu/83364437/A_sociedade_Nordestina_de_Ecologia_apresenta_o_Projeto_t%C3%A9cnico_para_a_Cria%C3%A7%C3%A3o_do_Parque_Nacional_do_Catimbau_PE_vers%C3%A3o_final_em_cumprimento_ao_Contrato_n_o_086_00_02_Subprojeto_Proposta_para_Cria%C3%A7%C3%A3o_do_Parque_Nacional_do_Catimbau_PE_).
- VENTURA, D. J. S.; SANTOS, B.A. Impacto de caprinos e ovinos sobre a comunidade de plantas regenerantes na caatinga. *Gaia Scientia*, [s. l.], v. 14, p. 127-141. 2020. DOI: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2020V14N2.50597>. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/gaia/article/view/50597>.
- VOLTOLINI, T. V. *et al.* Principais modelos produtivos na criação de caprinos e ovinos. *Portal Embrapa*. 2011. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/916948/principais-modelos-produtivos-na-criacao-de-caprinos-e-ovinos>.
- WEHN, S.; PEDERSEN, B.; HANSEN, S.K. A comparison of influences of cattle, goat, sheep and reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landscape and Urban Planning*, [s. l.], v. 102, n. 3, p. 177-187. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.04.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204611001708>.

## Influência do pastoreio caprino na quantidade de tricomas de *Cnidoscolus neglectus* Pohl (Euphorbiaceae) em uma floresta seca de Caatinga

Sabrina Silva Oliveira<sup>1</sup>

### RESUMO

A herbivoria ocasionada por grandes herbívoros, como os caprinos, pode induzir diferentes respostas nas plantas, como a produção de defesas para prevenir o ataque desses antagonistas. Neste estudo, buscou-se investigar o efeito da herbivoria por caprinos sobre a produção de tricomas de uma espécie ocorrente na Caatinga. Acredita-se que, em resposta a herbivoria, os indivíduos de plantas expostos à maior intensidade de herbivoria caprina apresentarão folhas e flores com maior número de tricomas. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, nordeste do Brasil, onde a pressão de pastejo foi avaliada através de um gradiente de distância estabelecido a partir do curral dos caprinos e do número de excretas no entorno de cada um dos 20 indivíduos de *Cnidoscolus neglectus*, um arbusto da família Euphorbiaceae recoberto por tricomas aciculiformes e urticantes utilizado como espécie modelo deste estudo. De cada indivíduo foram coletadas três folhas e três flores para contagem dos tricomas foliares e florais. Outras covariáveis foram medidas, como índice de herbivoria e cobertura do dossel sobre cada indivíduo. Os resultados mostraram que o número de excretas por indivíduo foi em média  $15,25 \pm 23$

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

(média e desvio padrão); o número de tricomas por folha foi em média  $183 \pm 80$ ; o número de tricomas por flor foi em média  $9 \pm 5$ . A porcentagem de cobertura do dossel foi em média  $9 \pm 20\%$ , sendo importante ressaltar que, dos 20 indivíduos avaliados, cerca de 15 estavam sob 0% de cobertura de dossel. O índice de dano foliar em média  $1,56 \pm 1$  de herbivoria por indivíduo. As análises mostraram que a distância do curral e o número de excretas não apresentaram correlação com o número de tricomas foliares e florais. Os resultados encontrados sugerem que a herbivoria ocasionada por grandes herbívoros como os caprinos à espécie *Cnidoscolus neglectus* não afeta ou induz a expressão de estratégias de defesa contra a herbivoria, sobretudo estratégias físicas, já que não houve aumento da quantidade de tricomas foliares e florais. Isto pode ser algo negativo às espécies vegetais, tendo em vista que a herbivoria pode afetar aspectos do crescimento, sobrevivência e sucesso reprodutivo das plantas.

#### PALAVRAS-CHAVE

Defesas físicas; estratégias anti-herbivoria; grandes herbívoros.

#### INTRODUÇÃO

A pecuária extensiva é uma atividade econômica praticada a nível mundial, sobretudo por famílias pertencentes a comunidades rurais de regiões tropicais áridas e semiáridas (ELDRIDGE *et al.*, 2016; KARL-HEINZ *et al.*, 2016). Os animais criados de forma extensiva, como bovinos, ovinos e caprinos, costumam circular livremente pelas áreas de florestas, alimentando-se prioritariamente da vegetação nativa desses ambientes (KRUSKA *et al.*, 2003; RIPPLE *et al.*, 2014). A herbivoria ocasionada por esses animais de importância para a atividade pecuarista, e por outros herbívoros de maneira geral, podem induzir diferentes respostas nas plantas, interferindo em processos metabólicos e fisiológicos, afetando assim aspectos do crescimento, sobrevivência e reprodução das plantas (LUCAS *et al.* 2000, FÜRSTENBERG-HÄGG *et al.*, 2013). Como resposta à herbivoria, as plantas podem produzir defesas para prevenir o ataque desses antagonistas (STAM *et al.*, 2014).

Estudos apontam para fortes evidências de que tais defesas podem ser induzidas, quando a planta expressa resistência somente após o ataque, ou constitutivas, quando a planta expressa resistência de forma contínua (THALER *et al.*, 1999; KARBAN *et al.*, 1999, WARD; YOUNG, 2002). As principais estratégias de defesa desenvolvida pelas plantas podem também ser classificadas como químicas, como a produção de compostos tóxicos e impalatáveis (MUNDIM; PRINGLE,

2018); físicas, que compreendem atributos morfológicos e anatômicos (HANLEY *et al.*, 2007); e bióticas, como associações com outros organismos (*e.g.*, formigas) para reduzir os danos causados pelos herbívoros (FAGUNDES *et al.*, 2017), já que a recuperação dos tecidos lesionados requer muito investimento energético (CHEW; RODMAN, 1976). Em regiões semiáridas é comum que as plantas apresentem defesas físicas como espinhos, acúleos, tricomas, cristais, epiderme espessa e etc, utilizadas como adaptação às condições climáticas deste ambiente, mas também como forma de evitar a herbivoria ocasionada por insetos e grandes herbívoros (LUCAS *et al.*, 2000, FÜRSTENBERG-HÄGG *et al.*, 2013).

Estudos que buscaram investigar a influência dos grandes herbívoros, como os caprinos, sobre a comunidade de plantas registraram efeito sobre a biomassa acima do solo, riqueza e diversidade de herbáceas (MENEZES *et al.*, 2021), recrutamento e sobrevivência de plântulas (LINS *et al.*, 2022), afetando a estrutura da vegetação e a capacidade de regeneração dos ecossistemas, e ciclagem de nutrientes (LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003). No entanto, os efeitos desses animais sobre a expressão de estratégias de defesas das plantas contra a herbivoria (BAZELY *et al.*, 1991; OBESO, 1997) requer maiores esclarecimentos. Além disso, os estudos que buscam compreender o papel dos herbívoros na produção das estratégias anti-herbivoria focam herbívoros invertebrados e em respostas relacionadas a defesas químicas (FADINI *et al.*, 2004; ARIMURA *et al.*, 2008; ARIMURA; MATSUI; TAKABAYASHI, 2009; AOYAMA; LABINAS, 2012; FÜRSTENBERG-HÄGG; ZAGROBELNY; BAK, 2013), sendo os grandes herbívoros e as defesas físicas, como a produção de tricomas, pouco exploradas neste sentido.

A região nordeste do Brasil, onde ocorre a quase totalidade dos ecossistemas de Caatinga, detém cerca de 95% da produção nacional de caprinos, apontando grande adaptação desses animais às condições climáticas de regiões semiáridas (MAGALHÃES; HOLANDA-FILHO; MARTINS, 2021). Esses animais apresentam hábito alimentar bastante generalista e consomem diversas espécies e partes das plantas (ORIHUELA; SOLANO, 1999). Por serem criados de forma extensiva, são considerados importantes herbívoros por provocarem efeitos negativos a comunidade de plantas (MENEZES *et al.*, 2021; LINS *et al.*, 2022). Sendo assim, a Caatinga parece ser o cenário propício para se investigar as implicações do pastoreio caprino nas respostas das plantas à herbivoria em florestas tropicais sazonalmente secas.

Diante disso, buscou-se investigar o efeito da herbivoria por caprinos sobre a produção de tricomas de uma espécie ocorrente na Caatinga. Espera-se que, em resposta à herbivoria, haverá um aumento de investimento em estratégias de defesa representada por uma maior quantidade de tricomas em flores e folhas, de modo que indivíduos de plantas expostos à maior intensidade de

herbivoria caprina apresentarão folhas e flores com maior número de tricomas. Para a realização do estudo utilizamos a espécie *Cnidoscolus neglectus*, que, por apresentar defesas físicas anti-herbivoria, se mostrou um modelo viável para entender o papel da herbivoria caprina na produção de tais defesas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, localizado no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. O Parna do Catimbau abrange uma área de cerca de 60.000 ha, com alta variação no relevo. Os solos, em sua maioria, são arenosos com predominância dos litossolos e planossolos (RITO *et al.*, 2017). O clima é semiárido com transição para o chuvoso de acordo com Köppen, com temperatura média anual de 23° C e precipitação média anual variando entre 650-1100 mm (RITO *et al.*, 2017). A vegetação é típica de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, com espécies predominantemente de hábito arbustivo-arbóreo pertencentes a três principais famílias: Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae (RITO *et al.*, 2017).

Apesar de ter sido criado em 2002, o Parna do Catimbau ainda é ocupado e explorado por inúmeras famílias que ainda residem em seu território, tendo em vista que estas não foram indenizadas e não conseguiram deixar o Parque. Muitas atividades antrópicas são desenvolvidas, tais como a agricultura de corte-e-queima, extração de madeira e pecuária (RIBEIRO *et al.*, 2015). A criação extensiva de caprinos se destaca com uma das atividades econômicas mais comuns e de grande importância para composição da renda das famílias (SPECHT *et al.*, 2019). Esta forma de manejo dos caprinos consiste em deixar os animais livres, circulando por grandes distâncias no interior da floresta, alimentando-se basicamente da vegetação nativa (MENEZES *et al.*, 2021). Os caprinos são animais exóticos com grande resistência às condições climáticas de regiões semiáridas como a Caatinga e com grande plasticidade alimentar, conseguindo consumir diversas espécies e diversas partes das plantas (LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003). No parque, o número de caprinos por família varia de 8 a 70 animais (SPECHT *et al.*, 2019), e é uma atividade que se perpetua pelas gerações e que está presente a mais de 100 anos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2017; ALBUQUERQUE; MELO, 2018).

### Espécie modelo

A espécie adotada como modelo para realização deste estudo foi *Cnidoscolus neglectus* (Pohl) (Figura 1d) pertencente à família Euphorbiaceae, um arbusto

recoberto por tricomas aciculiformes e urticantes, sobretudo nas folhas, flores e frutos (OLIVEIRA; MELO; SILVA, 2021). *C. neglectus* ocorre em áreas de florestas sazonalmente secas como a Caatinga e cerrado, em ambientes de beira de estrada, margens de córregos e em afloramentos rochosos (OLIVEIRA; MELO; SILVA, 2021). Esta espécie apresenta grande ocorrência na área de estudo, e por fazer parte da diversidade de plantas consumidas pelos caprinos e apresentar mecanismos físicos e químicos (tricomas urticantes) como estratégia de defesa contra herbívoros, se mostrou um modelo pertinente para o estudo.

#### Desenho amostral

Para investigar o efeito da herbivoria por caprinos na quantidade de tricomas de *C. neglectus*, inicialmente adotei o curral, onde os caprinos descansam, como local de maior pressão herbívora por estes animais, que serviu como ponto inicial para o estabelecimento de um gradiente de distância (Figura 1a) traçado para a realização deste estudo (JAMELLI; BERNARD; MELO, 2021). O gradiente foi utilizado como variável explicativa e proxy para medir a pressão herbívora exercida pelos caprinos sobre a espécie modelo do estudo. A partir do curral, estabeleci um trajeto (gradiente de distância) previamente conhecido para certificar-se da presença de indivíduos de *C. neglectus*. No trajeto, foram escolhidos 20 indivíduos com distância mínima de 5m entre eles. A distância de cada indivíduo até o curral foi mensurada utilizando fita métrica. Desse modo, assumi que quanto maior a proximidade dos indivíduos de *C. neglectus* do ponto de maior pressão caprina (curral), maior seria a resposta destes indivíduos à herbivoria, resultando assim numa maior produção de tricomas. No gradiente de distância estabelecido, o indivíduo de *C. neglectus* mais próximo do curral estava a 51 m, enquanto o mais distante estava a 358 m, o qual determinou o tamanho do gradiente, já que não foram encontrados outros indivíduos mais distantes.

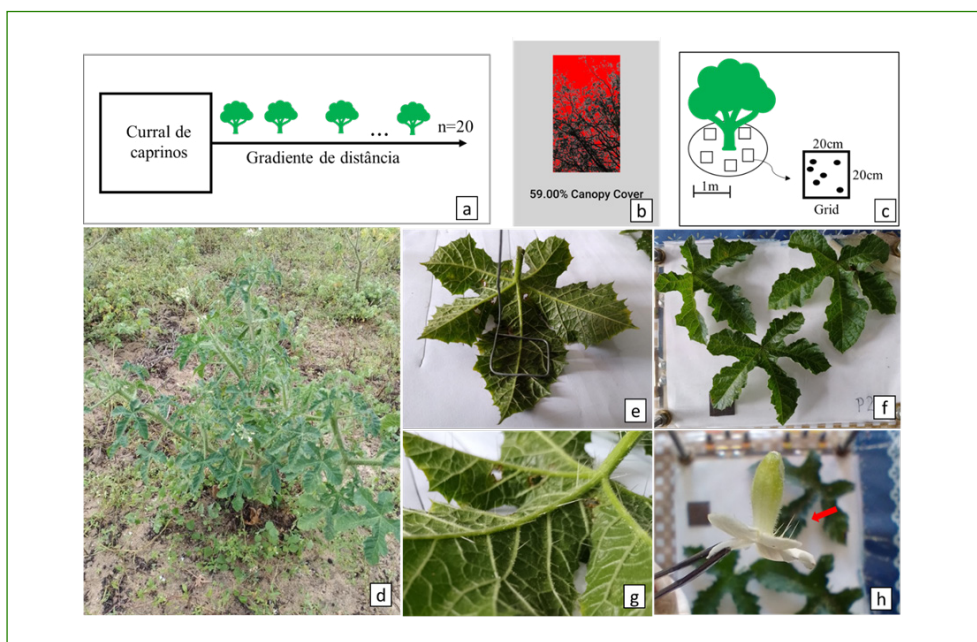
Em cada um dos indivíduos foi estabelecido um raio de um metro a partir da base do caule, no qual foram estabelecidos cinco pontos de contagem de excretas de caprinos (CIERJACKS & HENSEN, 2004). Para determinar a área de cada ponto de contagem de excretas foi utilizado um grid de 20cm x 20cm (Figura 1c). O número de excretas presentes em cada ponto foi contabilizado e o somatório de excretas dos cinco pontos foi utilizado como uma segunda variável explicativa (número de excretas caprinos) e proxy para medir a pressão herbívora pelos caprinos.

Para verificar a influência da herbivoria caprina na quantidade de tricomas nas folhas de *C. neglectus*, para cada indivíduo foram coletadas três folhas do

terceiro nó, totalizando 60 folhas. Para quantificar os tricomas na face abaxial de cada folha, foi estabelecida uma parcela de 3cm x 3cm (9cm<sup>2</sup>) e contabilizados todos os tricomas presentes nesta área. As folhas foram fotografadas com distância padronizada para mensuração de sua área total com a utilização do *software* Image J 5.0 (OLIVEIRA *et al.*, 2021) (Figura 1e-g). A partir do número de tricomas contidos na parcela contabilizada de cada folha e da sua área total foi possível estimar o número total de tricomas por folha. Posteriormente, o número de tricomas total de cada folha, das três folhas por indivíduo, foi somado e dividido por três (três folhas por planta), obtendo-se assim a média de tricomas por folha por indivíduo. O número de tricomas foliares foi utilizado como variável resposta.

Para verificar a influência da herbivoria caprina na quantidade de tricomas florais de *C. neglectus*, foram coletadas três flores intactas de diferentes inflorescências de cada indivíduo, totalizando 60 flores. As flores apresentam tricomas apenas na região inferior da corola (Figura 1h). Por serem flores pequenas, foram contabilizados todos os tricomas de cada flor. Posteriormente, foi calculada a média de tricomas por flor por indivíduo. O número de tricomas florais também foi utilizado como variável resposta.

**Figura 1.** Registros metodológicos do estudo: a) Esquema explicativo do gradiente de distância (n=número de indivíduos); b) *Print* do aplicativo CanopyCapture após medição de dossel (vermelho = área sem cobertura de dossel; preto = área com cobertura de dossel); c) Esquema explicativo do método para contagem de excretas; d) Indivíduo de *C. neglectus*; e) Ferramenta utilizada para estabelecer a área foliar de contagem dos tricomas; f) Exemplo de foto utilizada para medição da área foliar; g) Face abaxial da folha de *C. neglectus*; h) flor de *C. neglectus* evidenciando tricomas



Fonte: autoria própria.

Para controlar e isolar o efeito da herbivoria causada por insetos na quantidade de tricomas dos indivíduos de *C. neglectus*, também foi medida o índice de herbivoria foliar, utilizada como uma covariável. Para isso, para cada indivíduo foram selecionadas três folhas do terceiro nó. Para determinar o percentual de herbivoria foi utilizado o índice de herbivoria foliar de maneira similar a GARCÍA-GUZMÁN & DIRZO (2001). O índice de herbivoria varia de 0 a 5, no qual a categoria 0 < 1%; 1 = 1 a 6%; 2 = 6 a 12,5%; 3 = 12,5 a 25% e 4 = 25 a 50%; e 5 > 50% de dano foliar. A partir das frequências observadas em cada uma das categorias, calculamos um índice de herbivoria para cada indivíduo.

Além disso, um estudo realizado por outra equipe do 13º Curso de Campo da Caatinga, utilizando *C. neglectus* como espécie modelo mostrou que a cobertura do dossel pode influenciar na quantidade de tricomas foliares. Dessa forma, para controlar o efeito da cobertura do dossel na quantidade de tricomas, também foi mensurada a porcentagem de cobertura do dossel presente sobre cada indivíduo de *C. neglectus*, utilizando o aplicativo CanopyCapture.

#### Análise de dados

Inicialmente, todas as variáveis explicativas (distância do curral e número excretas) e covariáveis (cobertura do dossel e índice de herbivoria) foram correlacionadas entre si, com o intuito de encontrar possível relação entre estas. Para investigar o efeito da herbivoria caprina na quantidade de tricomas florais e foliares de *Cnidocolus neglectus*, foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM), uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal. As variáveis explicativas (independentes) foram distância do curral e nº de excretas e as variáveis resposta (dependentes) foram nº de tricomas foliares e nº de tricomas florais. Todas as análises foram realizadas no *software R* (R CORE TEAM, 2022).

## RESULTADOS

O número de excretas registrado no entorno dos indivíduos de *C. neglectus* variou de 0 a 105, com média e desvio padrão de  $15,25 \pm 23$  excretas por indivíduo. O número de tricomas por folha variou de 72 a 410, com média e desvio padrão de  $183 \pm 80$  tricomas por folha. O número de tricomas florais variou de 3 a 22, com média e desvio padrão de  $9 \pm 5$  tricomas por flor. A porcentagem de cobertura do dossel variou de 0 a 78%, com cobertura média e desvio padrão de  $9 \pm 20\%$ , sendo importante ressaltar que, dos 20 indivíduos avaliados, cerca de 15 estavam sob 0% de cobertura de dossel. O índice de dano foliar variou de 0,3 a 3,6, com média e desvio padrão de  $1,56 \pm 1$  de herbivoria por indivíduo.

Considerando os 10 indivíduos mais próximos ao curral, estes apresentaram em média  $214 \pm 92$  (média  $\pm$  desvio padrão) de tricomas por folha e  $9 \pm 6$  de tricomas por flor, enquanto os 10 indivíduos mais distantes apresentaram em média  $152 \pm 54$  de tricomas por folha e  $9 \pm 5$  de tricomas por flor. A correlação feita entre as variáveis explicativas (distância do curral e número excretas) e covariáveis (cobertura do dossel e índice de dano foliar) mostrou que estas não estão correlacionadas. As análises mostraram que a distância do curral e o número de excretas não apresentaram correlação com o número de tricomas foliares (Tabela 1; Figura 2) e florais (Tabela 2; Figura 3), assim como a cobertura do dossel e o índice de dano foliar também não apresentaram correlação com estas variáveis resposta.

**Tabela 1.** Resultado do GLM entre as variáveis explicativa (distância e número de excretas) e covariáveis (cobertura de dossel e índice de dano foliar) e a variável resposta número de tricomas foliares de indivíduos *C. neglectus*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil

	Estimate	Std. Error	Valor de p
Intercept	253.69	60.00	0.0007 ***
Distância	-0.19	0.24	0.43
Excretas	0.19	0.90	0.83
Cobertura de dossel	-0.10	1.09	0.92
Índice de herbivoria	-23.84	20.64	0.26

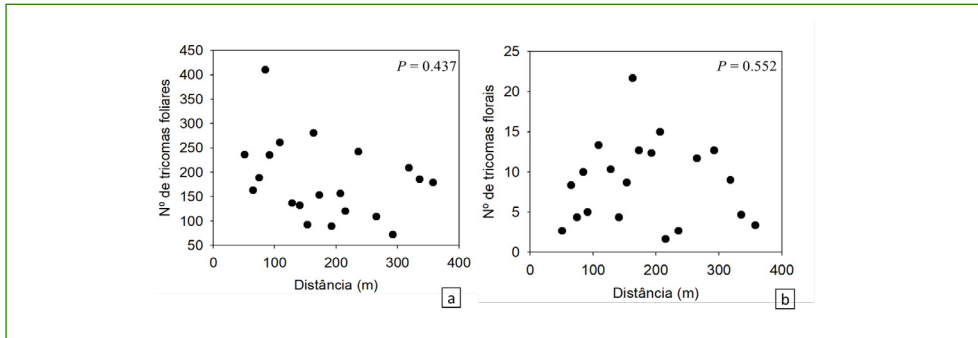
Fonte: autoria própria.

**Tabela 2.** Resultado do GLM entre as variáveis explicativa (distância e número de excretas) e covariáveis (cobertura de dossel e índice de dano foliar) e a variável resposta número de tricomas florais de indivíduos *C. neglectus*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil

	Estimate	Std. Error	Valor de p
Intercept	10.69	3.75	0.01 *
Distância	0.01	0.01	0.55
Excretas	-0.05	0.05	0.32
Cobertura de dossel	-0.12	0.06	0.08
Índice de herbivoria	-1.06	1.29	0.42

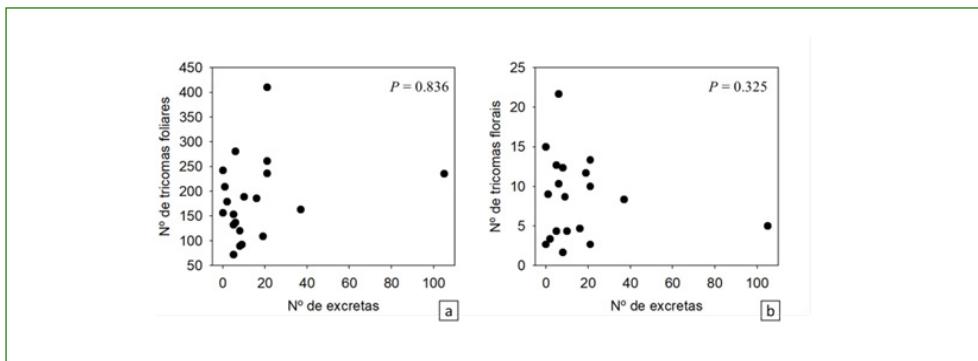
Fonte: autoria própria.

**Figura 2.** Resultado da relação entre distância do curral e número de tricomas foliares (a) e florais (b) de *Cnidoscolus neglectus* em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

**Figura 3.** Resultado da relação entre número de excretas e número de tricomas foliares (a) e florais (b) de *Cnidoscolus neglectus*, em uma Floresta seca de Caatinga, no nordeste do Brasil



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Os resultados encontrados sugerem que a herbivoria ocasionada por grandes herbívoros como os caprinos à espécie *Cnidoscolus neglectus* não afeta ou induz a expressão de estratégias de defesa contra a herbivoria, sobretudo estratégias físicas, já que não houve aumento da quantidade de tricomas foliares e florais, indo contra a hipótese pensada para este estudo. A falta de resposta das plantas em relação a produção de defesas anti-herbivoria induzida pelos herbívoros pode ser algo negativo às espécies vegetais, tendo em vista que esta interação antagonista tende a afetar aspectos do crescimento, sobrevivência e sucesso reprodutivo das plantas.

O investimento em estratégias de defesas pelas plantas pode ser influenciado pelas condições ambientais em que a planta está submetida (LÓPEZ-GOLDAR *et*

al., 2020). De acordo com a hipótese da disponibilidade de recursos (e.g., água, luz e nutrientes), as espécies que vivem em ambientes mais ricos em recursos investem mais em crescimento do que em defesa (COLEY *et al.*, 1985). Em contrapartida, as espécies de ambientes mais pobres em recursos investem mais em defesa e menos em crescimento (COLEY *et al.*, 1985). O presente estudo foi realizado com uma espécie comum de ambientes de florestas sazonalmente seca, cuja população pertencia a uma região de Caatinga, que devido às suas características climáticas pode ser considerado um ambiente escasso em recursos, sobretudo água. No entanto, *C. neglectus*, mesmo submetida a um ambiente escasso, não respondeu à herbivoria caprina como esperado pela hipótese da disponibilidade de recurso. De modo que, os resultados deste estudo apontam, possivelmente, para um padrão contrário daquele esperado para as espécies de ambientes pobres, no qual *C. neglectus* não investiu na produção de defesas físicas anti-herbivoria caprina, e possivelmente tenha investido em outros aspectos da vida, como crescimento e reprodução, já que esta estava na fase reprodutiva durante a coleta dos dados. Por outro lado, de acordo com DIRZO; BOEGE (2008) em ambientes de florestas sazonalmente secas, como a Caatinga, as taxas de herbivoria parecem ser maiores que em plantas de outras florestas tropicais, tendo em vista que grande parte das plantas de florestas secas perdem suas folhas na época seca do ano, e por isso parecem investir menos em defesas contra herbivoria. *C. neglectus* parece não ser uma espécie decídua, e sim anual, e possivelmente devido a isso, esta espécie não investiu tanto em defesa já que logo morrerá.

Logo após as primeiras chuvas que marcam o início da estação chuvosa, muitas espécies herbáceas surgem quase que de forma simultânea tornando-se a principal fonte de alimento dos caprinos, enquanto no período seco, com a redução das herbáceas, o alvo torna-se as plantas lenhosas (MEDEIROS *et al.*, 2000). Logo, a fenologia da espécie é um fator que influencia no quanto esta será submetida ao ataque de herbívoros como os caprinos (STILING, 1999; BOEGE; MARQUIS, 2005), de modo que *C. neglectus* é uma espécie que surge no período chuvoso do ano, quando diversas outras espécies de plantas também nascem ou estão produzindo folhas. Dessa forma, diante da alta disponibilidade de recursos alimentares, observada em campo durante a realização desse estudo, os caprinos podem optar por consumirem outras espécies mais palatáveis, ao invés de alimentarem-se de *C. neglectus*, e assim não induziriam efeitos negativos expressos nas estratégias de defesa contra herbívoro, por exemplo.

A forma de vida também é um fator que determina em como as plantas investem seus recursos energéticos, de forma que plantas anuais, de ciclo de vida curto, por apresentarem geralmente apenas um ou poucos eventos reprodutivos,

como é o caso das herbáceas e alguns arbustos anuais, tendem a investir maior quantidade de recursos energéticos em reprodução e menos crescimento e em produção de defesas anti-herbivoria (KARLSSON; MÉNDEZ, 2005). *C. neglectus* pode fazer uso dessa estratégia de sobrevivência, já que se trata de uma espécie de ciclo de vida curto quando comparada a uma espécie lenhosa, o que poderia justificar a falta de efeito da herbivoria caprina sobre as variáveis respostas investigadas neste trabalho. Em adição, a frequência com que as plantas são expostas ao ataque de herbívoros também influencia em sua performance (STILLING, 1999; BOEGE; MARQUIS, 2005) e por ter um ciclo de vida relativamente rápido, *C. neglectus* seria exposta a uma menor frequência de ataques herbívoros durante sua vida. E desse modo, não sofreria efeitos cumulativos provocados pelo consumo de suas partes, e assim a herbivoria seria baixa a ponto de não interferir na produção de tricomas foliares e florais.

De modo geral, este estudo demonstrou que a herbivoria caprina não é capaz de induzir a produção de tricomas em indivíduos de *C. neglectus*. Os resultados sugerem que independentemente do nível de pressão herbívora a qual os indivíduos de *C. neglectus* estivessem expostos (mais ou menos próximo do curral), não havia diferença no número de tricomas foliares e florais. Desse modo, as espécies vegetais consumidas por caprinos, por não produzirem estratégias de defesa mais eficientes contra herbivoria, estarão susceptíveis ao ataque destes e de outros grandes herbívoros e também de herbívoros invertebrados. Isso poderá afetar a sobrevivência, crescimento e o sucesso reprodutivo das plantas.

#### AGRADECIMENTOS

Agradeço à comissão organizadora (monitores e professores) do XIII Curso de Campo: Ecologia e Conservação da Caatinga pela oportunidade de ter participado deste curso e por todo suporte oferecido aos estudantes durante esta atividade, bem como agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal - PPGBV/UFPE e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro. Em especial, agradeço à professora Inara Leal e aos professores Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pelo suporte teórico e intelectual na construção desta proposta de projeto individual. Por fim, agradeço à monitora Adrielle Leal pela ajuda na coleta dos dados deste trabalho.

#### REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, U. P.; MELO, F. P. L. Socioecologia da Caatinga. *Ciência e Cultura* [online], [s. l.], v. 70, n. 4, p. 40-44. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400012>. Disponível em: [http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0009-67252018000400012](http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400012).

- AOYAMA, E.; LABINAS, A. Características estruturais das plantas contra a herbivoria por insetos. *Enciclopédia Biosfera*, [s. l.], v. 8, p. 15. 2012. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/caracteristicas%20estruturais.pdf>.
- ARIMURA, G. *et al.* Herbivore-induced terpenoid emission in *Medicago truncatula*: concerted action of jasmonate, ethylene and calcium signaling. *Planta*, [s. l.], v. 227, n. 2, p. 453-464. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00425-007-0631-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00425-007-0631-y>.
- ARIMURA, G.; MATSUI, K.; TAKABAYASHI, J. Ecologia química e molecular de voláteis vegetais induzidos por herbívoros: fatores próximos e suas funções finais. *Plant and Cell Physiology*, 50(5), 911-923. 2009.
- ARIMURA, GEN-ICHIRO; MATSUI, K.; TAKABAYASHI, J. Chemical and molecular ecology of herbivore-induced plant volatiles: proximate factors and their ultimate functions. *Plant and Cell Physiology*, v. 50, n. 5, p. 911-923, 2009. Disponível em: <https://academic.oup.com/pcp/article-abstract/50/5/911/1838345?login=false>
- BAZELY, D. R.; MYERS, J. H.; DASILVA, K. B. The response of numbers of bramble prickles to herbivory and depressed resource availability. *Oikos*, [s. l.], v. 61, n. 3, p. 327-336. 1991. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545240>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3545240>.
- BOEGE, K.; MARQUIS, R. J. Facing herbivory as you grow up: the ontogeny of resistance in plants. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 441-448. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534705001485>.
- CIERJACKS, A.; HENSEN, I. Variation of stand structure and regeneration of Mediterranean holm oak along a grazing intensity gradient. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 173, n. 2, p. 215-223. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029322.75004.ad>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:VEGE.0000029322.75004.ad>.
- CHEW, F. S.; RODMAN, J. E. Plant resources for chemical defense. *In: Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites*. Academic Press, New York, p. 271-307. 1979.
- COLEY, P. D.; BRYANT, J. P.; CHAPIN III, F. S. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science*, [s. l.], v. 230, n. 4728, p. 895-899. 1985. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.230.4728.895>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.230.4728.895>.
- DIRZO, R.; BOEGE, K. Patterns of herbivory and defense in tropical dry and rain forests. *In: Tropical Forest Community Ecology*, [s. l.], p. 63-78. 2008.
- ELDRIDGE, D. J. *et al.* Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecological Applications*, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 1273-1283. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1890/15-1234>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/15-1234>.
- FADINI, M. A. M. *et al.* Herbivoria de *Tetranychus urticae* Koch (Acari: Tetranychidae) induz defesa direta em morangueiro? *Neotropical Entomology*, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 293-297. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2004000300003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ne/a/hxNYKchqspG3LRKwpkczTKR/?lang=pt>.
- FAGUNDES, R. *et al.* Differences among ant species in plant protection are related to production of extrafloral nectar and degree of leaf herbivory. *Biological Journal of the Linnean Society*, [s. l.], v. 122, n. 1, p. 71-83. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blx059>. Disponível em: <https://academic.oup.com/biolinnean/article-abstract/122/1/71/3869634>.
- FÜRSTENBERG-HÄGG, J., ZAGROBELNY, M.; BAK, S. Plant defense against insect herbivores. *International Journal of Molecular Sciences*, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 10242-10297. 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms140510242>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/14/5/10242>.

- FÜRSTENBERG-HÄGG, J.; ZAGROBELNY, M.; BAK, S. Plant defense against insect herbivores. *International Journal of Molecular Sciences*, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 10242-10297. 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms140510242>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/14/5/10242>.
- GARCÍA-GUZMÁN, G.; DIRZO, R. Patterns of leaf-pathogen infection in the understory of a Mexican rain forest: incidence, spatiotemporal variation, and mechanisms of infection. *American Journal of Botany*, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 634-645. 2001. DOI: <https://doi.org/10.2307/2657063>. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/2657063>.
- HANLEY, M. E. *et al.* Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 157-178. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.01.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1433831907000108>.
- JAMELLI, D.; BERNARD, E.; MELO, F. P. Habitat use and feeding behavior of domestic free-ranging goats in a seasonal tropical dry forest. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 190, p. 104532. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104532>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196321000987>.
- KARBAN, R. *et al.* Induced plant responses and information content about risk of herbivory. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 14, n. 11, p. 443-447. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01678-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01678-X). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016953479901678X>.
- KARL-HEINZ, E. *et al.* Livestock grazing, the neglected land use. In: *Social Ecology*. Springer International Publishing, p. 295-313. 2016.
- KRUSKA, R. L. *et al.* Mapping livestock-oriented agricultural production systems for the developing world. *Agricultural Systems*, [s. l.], v. 77, n. 1, p. 39-63. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00085-9](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00085-9). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0308521X02000859>.
- LEAL, I. R.; VICENTE, A.; TABARELLI, M. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Ed. Universitária da UFPE; 2003.
- LINS, L. *et al.* Exotic goats do not affect the seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 522, p. 120491. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120491>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112722004856>.
- LÓPEZ-GOLDAR, X.; ZAS, R.; SAMPEDRO, L. Resource availability drives microevolutionary patterns of plant defences. *Functional Ecology*, [s. l.], v. 34, n. 8, p. 1640-1652. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13610>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2435.13610>.
- LUCAS, P. W. *et al.* Mechanical defences to herbivory. *Annals of Botany*, [s. l.], v. 86, n. 5, p. 913-920. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1006/anbo.2000.1261>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0305736400912617#:~:text=The%20two%20major%20mechanical%20defences,an%20organized%20mixture%20of%20components>.
- MAGALHÃES, K. A.; HOLANDA-FILHO, Z. F.; MARTINS, E. C. Pesquisa pecuária municipal 2020: rebanhos de caprinos e ovinos. *Embrapa Caprinos e Ovinos-Nota Técnica/Nota Científica (ALICE)*. 2021. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1135667>.
- MEDEIROS, L. P. *et al.* Caprinos. *EMBRAPA - CPAMN/SPI*, Teresina, [s. l.], n. 40. 2000. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/57834/1/Doc40.pdf>.
- MENEZES, T. G. C. *et al.* Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 79-90. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3693>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3693>.

- MUNDIM, F. M.; PRINGLE, E. G. Whole-plant metabolic allocation under water stress. *Frontiers in Plant Science*, [s. l.], v. 9, p. 852. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00852>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2018.00852/full>.
- OBESO, J. R. The induction of spinescence in European holly leaves by browsing ungulates. *Plant Ecology*, [s. l.], v. 129, p. 149–56. 1997. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009767931817>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1009767931817>.
- OLIVEIRA, A. C. S. *et al.* Attraction of florivores and larcenists and interaction between antagonists in *Senna rugosa* (Fabaceae). *Arthropod-Plant Interactions*, [s. l.], v. 15, p. 535–544. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11829-021-09843-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11829-021-09843-3>.
- OLIVEIRA, C. C.; MELO, A. L.; SILVA, M. J. Synopsis of *Cnidoscopus* (Euphorbiaceae) in midwestern Brazil, including taxonomic updates, a new species, and a reestablishment of *C. neglectus*. *Phytotaxa*, [s. l.], v. 500, n. 3, p. 179–200. 2021. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.500.3.3>. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/Phytotaxa/article/view/phytotaxa.500.3.3>.
- ORIHUELA, A.; SOLANO, J. J. Grazing and browsing times of goats with three levels of herbage allowance. *Applied Animal Behaviour Science*, [s. l.], v. 61, n. 4, p. 335–339. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-1591\(98\)00198-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1591(98)00198-1). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168159198001981>.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. 2022.
- RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611–620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.
- RIPPLE, W. J. *et al.* Ruminants, climate change and climate policy. *Nature Climate Change*, [s. l.], v. 4, p. 2–5. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2081>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nclimate2081>.
- RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828–838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.
- SPECHT, M. J. *et al.* Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 232, p. 607–614. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.101>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313665>.
- STAM, J. M. *et al.* Plant interactions with multiple insect herbivores: from community to genes. *Annual Review of Plant Biology*, [s. l.], v. 65, p. 689–713. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050213-035937>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-arplant-050213-035937>.
- STRAUSS, S. Y. *et al.* Direct and ecological costs of resistance to herbivory. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 17, n. 6, p. 278–285. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02483-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02483-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534702024837>.
- THALER, J. S. *et al.* Trade-offs in plant defense against pathogens and herbivores: a field demonstration of chemical elicitors of induced resistance. *Journal of Chemical Ecology*, [s. l.], v. 25, p. 1597–1609.

1999. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1020840900595>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1020840900595>.

WARD, D.; YOUNG, T. P. Effects of large mammalian herbivores and ant symbionts on condensed tannins of *Acacia drepanolobium* in Kenya. *Journal of Chemical Ecology*, [s. l.], v. 28, p. 913–929. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1015249431942>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1015249431942>.

## Perturbação antrópica como agente modulador da distribuição de *Cereus jamacaru* DC. em uma floresta tropical sazonalmente seca na Caatinga

Sara da Silva Alves<sup>1</sup>

### RESUMO

As cactáceas desempenham um papel essencial como fonte de alimento para os habitantes das florestas secas, animais domésticos e fauna local. No entanto, a intensa exploração e uso dessas espécies, não somente para fins alimentícios, como também medicinal, forragem, místico-religiosa e ornamental, tem provocado o rápido declínio das cactáceas na Caatinga. Diante disso, este estudo teve como objetivo analisar como a perturbação antrópica crônica influencia na distribuição da espécie *Cereus jamacaru* (Mandacaru). Sendo assim, espera-se encontrar uma maior abundância de indivíduos em áreas menos perturbadas. Para tal, 13 parcelas (100 m x 50 m) distribuídas ao longo de um gradiente de perturbação foram analisadas. Nelas, foram quantificados os indivíduos de mandacaru. Os resultados demonstram que, mesmo sem uma relação estatística, observa-se que em áreas de menor abundância de espécies lenhosas, houve maior abundância de Mandacaru. A seguinte distribuição pode ter sido afetada pela elevada taxa de propagação da espécie, assim como por múltiplos fatores atuantes nos diferentes estágios de desenvolvimento da planta, no espaço e tempo.

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

## PALAVRAS-CHAVE

Perturbações antrópicas; Cactaceae; sobre-exploração de mandacaru.

## INTRODUÇÃO

Perturbação antrópica pode moldar as mudanças observadas em diferentes níveis de organização ecológica (PONGE, 2013; DORNELAS, 2010). Mudanças que podem ocorrer em diferentes escalas espaciais e temporais e resultar na perda de biodiversidade e, conseqüentemente, alterar a provisão de bens e serviços ecossistêmicos, processos ecológicos e a sustentabilidade dos processos ecológicos (FISCHER; LINDENMAYER, 2007; CHAZAL; ROUNSEVELL, 2009) (MITCHELL *et al.*, 2015; CARDINALE *et al.*, 2012). Perturbações crônicas como pecuária extensiva, exploração de produtos florestais e coleta de lenha para combustível são práticas muito comuns em países em desenvolvimento (RIBEIRO *et al.*, 2015, 2016; RIBEIRO-NETO *et al.*, 2016) e florestas tropicais sazonalmente secas, onde geralmente suportam populações altamente dependentes dos recursos da floresta para subsistência e sobrevivência (RITO *et al.*, 2017; ALBUQUERQUE *et al.*, 2007). Vale salientar que 66% e 60% das florestas secas nas américas e América do sul, respectivamente, já foram convertidas para formas alternativas de uso da terra (PORTILLO; SÁNCHEZ, 2010).

Na Caatinga, uma representante brasileira da floresta tropical sazonalmente seca, a perturbação provocada por práticas frequentes de sobrepastoreio por caprinos e bovinos, extração de lenha, retirada frequente da biomassa, além de outros usos do solo e dos recursos naturais (RITO *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2009, 2015) ainda se soma a formas agudas de perturbação antrópica como a agricultura de corte- e-queima; que é uma atividade praticada há três séculos (LEAL *et al.*, 2005). Neste cenário de floresta seca e degradada, as cactáceas desempenham um papel importante como fonte de alimento para os habitantes dessa região, animais domésticos e fauna local (CAVALCANTI; RESENDE, 2007). No entanto, a intensa exploração e uso dessas espécies não somente para fins alimentícios, como também medicinal, forragem, místico-religiosa e ornamental (ALBUQUERQUE; ANDRADE, 2002; ALVES *et al.*, 2014; LUCENA *et al.*, 2012a; 2012b), tem promovido o declínio das populações e posto em risco de extinção muitas das espécies como *Melocactus conoideus* Buining & Brederoo, *Melocactus deincanthus* Buining & Brederoo, *Micranthocereus streckeri* Van Heek & Van Criel e *Pilosocereus azulensis* N.P. Taylor & Zappi, que encontram-se criticamente em perigo de extinção (CR)(MENEZES; RIBEIRO-SILVA, 2015; GOETTSCH *et al.*, 2015; IUCN, 2016; MMA, 2022).

O *Cereus jamacaru* DC., conhecido popularmente como Mandacaru, é uma espécie endêmica da Caatinga (TAYLOR *et al.*, 2015), possui uma grande versatilidade e importância na medicina humana (destaca-se como tratamento de infecções no aparelho digestório e respiratório, assim como infecções nos órgãos genitais e urinários) e animal (ALBUQUERQUE, 2001), alimentícia (em tempos de seca, esta espécie ameniza a fome do sertanejo e de seus animais (NASCIMENTO *et al.*, 2011), construção, ornamental, combustível, sombra, místico-religioso, tecnológica, adsorvente de gasolina e forragem (ANDRADE *et al.*, 2006; LUCENA *et al.*, 2014; CORDEIRO; FELIX, 2014). Contudo, o mesmo está cada vez mais escasso na Caatinga (ROQUE *et al.*, 2010). Diante disso, este estudo teve como objetivo analisar como a perturbação antrópica crônica influencia na distribuição da espécie *Cereus jamacaru* (Mandacaru). Aqui, espera-se encontrar que a maior abundância de indivíduos esteja em áreas menos perturbadas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00"S a 8°36'35"S e 37°09'30"W a 37°14'40"W), nordeste brasileiro. O clima é caracterizado como semiárido sazonal seco, com temperatura média anual de 23 °C e precipitação anual que varia entre 480 a 1100 mm, com grande variabilidade interanual (SAMPAIO *et al.*, 1998; ICMBIO, 2023). O solo se caracteriza como litossolo (RITO *et al.*, 2017) com vegetação típica da caatinga, como herbáceas perenes, além de espécies arbustivas xerófitas subdecíduas ou decíduas e arbóreo-arbustivas (DRECHSLER-SANTOS *et al.*, 2010; GEISE *et al.*, 2010).

É importante informar que mesmo o Parque Nacional do Catimbau tendo sido criado em 2002, a maioria dos moradores ainda não foi indenizada e permanece dentro de seus limites, de forma que, muitas famílias continuam dependentes da exploração dos recursos naturais (SILVA; MAIA, 2008; SILVA; PIRES, 2016).

### Delineamento amostral

Para investigar o efeito da perturbação antrópica crônica na distribuição do Mandacaru, foram utilizadas 13 parcelas, cada uma com dimensões de 100 m x 50 m, ao longo de um gradiente de perturbação antrópica crônica, onde foram quantificados os indivíduos de Mandacaru. Nestas parcelas, para mensurar a perturbação antrópica crônica, a densidade de indivíduos lenhosos com altura  $\geq 30$  cm foi utilizada como uma medida aproximada de perturbação.

A amostragem da cobertura vegetal das espécies lenhosas dentro das parcelas foi realizada por meio de ponto quadrante de 5 m x 5 m. Foi mensurado 5 metros a partir de cada vértice do quadrado e assim contabilizada a densidade dos indivíduos que se encontravam nesse espaço.

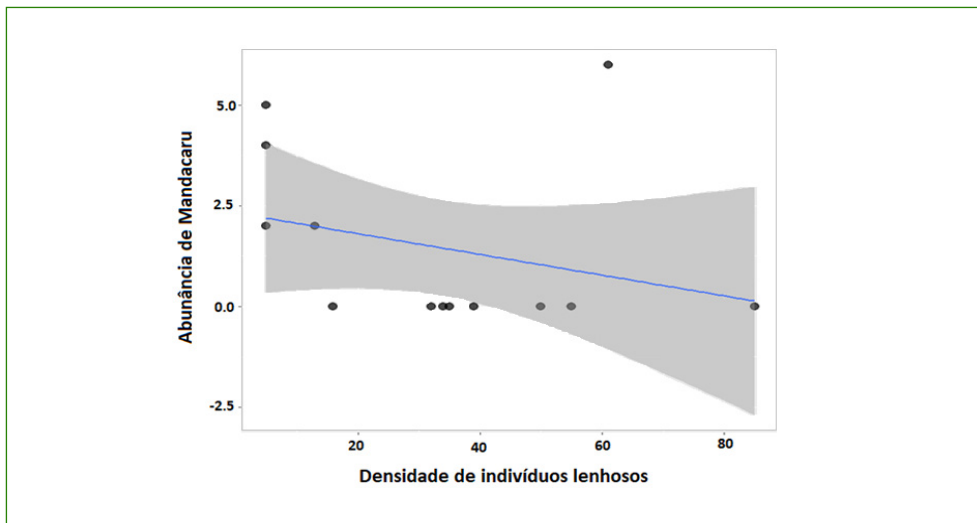
Análise estatística

O efeito da variável preditora (abundância de indivíduos lenhosos) sobre a variável resposta (abundância de Mandacaru) foi verificada a partir de um modelo linear generalizado (GLM). O modelo foi implementado com uma distribuição Poisson por se tratar de dado de contagem. O valor de  $p \leq 0.05$  foi considerado significativo. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi determinado por uma tabela de anova considerando o desvio total e o explicado pela variável preditora. As análises foram realizadas no ambiente computacional R versão 4.1.3.

## RESULTADOS

Foi possível observar que não houve relação entre o aumento da perturbação antrópica (densidade de indivíduos lenhosos) e a abundância de Mandacaru (Figura 1). Apesar da ausência de relação estatística, podemos observar que nas condições de menor abundância de lenhosas, houve maior abundância de Mandacaru.

**Figura 1.** Relação entre densidade de indivíduos lenhosos e abundância de Mandacaru. Em destaque o valor de significância (P) e o coeficiente de determinação em porcentagem ( $R^2$ )



Fonte: autoria própria.

## DISCUSSÃO

Embora SIMÕES *et al.*, (2021) tenham encontrado em áreas preservadas maior densidade absoluta de Mandacaru (765,56 ind. ha<sup>-1</sup>) em comparação com áreas antropizadas (189,16 ind. ha<sup>-1</sup>), nossos resultados para as áreas antrópicas, ou seja, com menor densidade de indivíduos lenhosos, apresenta maior abundância de Mandacaru. Isso pode ser devido a elevada taxa de propagação, tanto por sementes quanto por propagação vegetativa das Cactáceas (SIMÕES *et al.*, 2021); sabe-se que as espécies que apresentam maior dominância são caracterizadas por apresentarem uma taxa elevada de propagação vegetativa e por sementes (NASCIMENTO *et al.*, 2015, MEIADO, 2012). É importante ressaltar que a maioria de indivíduos estava inserido em área de pastagens ou área de agricultura de corte-e-queima, podendo indicar que são deixadas propositalmente para servir de alimento para os animais em período de maior estiagem. ALVES *et al.*, (2014), apontam que esta espécie é utilizada como uma espécie de “reserva estratégica” de forragem.

## CONCLUSÃO

A distribuição dos cactos pode ser afetada por múltiplos fatores que podem ser atuantes em diferentes escalas de espaço e tempo (FLORES *et al.*, 2004; PETERS *et al.*, 2008) e essas interações espaço-temporal mudam dependendo do estágio e desenvolvimento do indivíduo, história de vida e a severidade abiótica (CHU *et al.*, 2008, CRUZ *et al.*, 2008). Sendo assim, cabe a investigação em futuros estudos de quais outros fatores podem estar influenciando na distribuição e abundância do Mandacaru.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. The use of medicinal plants by the cultural descendants of african people in brazil. *Acta Farmacéutica Bonaerense*, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 139-144. 2001. Disponível em: [http://www.latamjpharm.org/trabajos/20/2/LAJOP\\_20\\_2\\_1\\_9\\_XIA9PM77oZ.pdf](http://www.latamjpharm.org/trabajos/20/2/LAJOP_20_2_1_9_XIA9PM77oZ.pdf).
- ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. H. C. Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de Caatinga no Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 273-285. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000300004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/xv7B6sk4TM7VHWgm7cSprWr/>.
- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Medicinal plants of the caatinga (semi-arid) vegetation of NE Brazil: a quantitative approach. *Journal of Ethnopharmacology*, [s. l.], v. 114, n. 3, p. 325-354. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2007.08.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378874107004229>.

- ALVES, C. M. *et al.* Ethnobotanical study of useful vegetal species in two rural communities in the semi-arid region of Paraíba state (Northeastern Brazil). *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, [s. l.], v. 34, p. 75-96. 2014. Disponível em: [http://boletim.sambio.org.br/pdf/34\\_04.pdf](http://boletim.sambio.org.br/pdf/34_04.pdf).
- ANDRADE, C. T. S.; MARQUES, J. G. W.; ZAPPI, D. C. Utilização de cactáceas por sertanejos baianos. *Sitientibus. Série Ciências Biológicas*, [s. l.], v. 6, p. 3-12. 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.13102/scb8142>. Disponível em: <https://periodicos.uefs.br/index.php/sitientibusBiologia/article/view/8142>.
- CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, [s. l.], v. 486, p. 59-67. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature11148>.
- CAVALCANTI, N. B. & RESENDE, G. M. Consumo de xiquexique (*Pilocereus gounellei* (A. Weber ex K. Schum.) Bly. ex Rowl) por caprinos no semi-árido da Bahia. *Revista Caatinga*, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 22-27. 2007. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/157829>.
- CHAZAL, J.; ROUNSEVELL, M. D. A. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: a review. *Global Environmental Change*, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 306-315. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959378008000897>.
- CHU, C. J. *et al.* Balance between facilitation and resource competition determines biomass-density relationships in plant populations. *Ecology Letters*, [s. l.], v. 11, n. 11, p. 1189-1197. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01228.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2008.01228.x>.
- CORDEIRO, J. M. P.; FÉLIX, L. P. Conhecimento botânico medicinal sobre espécies vegetais nativas da caatinga e plantas espontâneas no agreste da Paraíba. Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Medicinai*, [s. l.], 16, n. 3, p. 685-692. 2014. DOI: [https://doi.org/10.1590/1983-084x/13\\_077](https://doi.org/10.1590/1983-084x/13_077). Disponível em: <https://www.scielo.br/rj/rbpm/a/Kz8BBY7PZwkjBC47DQ4mmCj/abstract/?lang=pt>.
- DE LA CRUZ, M. *et al.* Where do seedlings go? A spatio-temporal analysis of seedling mortality in a semi-arid gypsophyte. *Ecography*, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 1-11. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.05299.x>. Disponível em: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.0906-7590.2008.05299.x>.
- DORNELAS, M. Disturbance and change in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, [s. l.], v. 365, p. 3719-3727. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0295>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2010.0295>.
- DRECHSLER-SANTOS, E. *et al.* 2010. Ecological aspects of Hymenochaetaceae in an area of Caatinga (semi-arid) in Northeast Brazil. *Fungal Diversity*, [s. l.], v. 42, p. 71-78. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13225-010-0021-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13225-010-0021-9>.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 265-280. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>.
- FLORES, J.; BRIONES, O.; FLORES, A. & SÁNCHEZCOLÓN, S. Effect of predation and solar exposure on the emergence and survival of desert seedlings of contrasting life-forms. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 1-18. 2004. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00127-7](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00127-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196303001277>.
- GEISE, L. *et al.* Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 180-186. 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.15560/6.1.180>. Disponível em: <https://checklist.pensoft.net/article/17994/>.

GOETTSCH, B. *et al.* High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, [s. l.], v. 1, p. 15142. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nplants2015142>.

ICMBIO. Parque Nacional do Catimbau - Plano de manejo integrado do fogo. Disponível em: [https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/planos-de-manejo-integrado-do-fogo/PMIF\\_catimbau\\_1.pdf](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/planos-de-manejo-integrado-do-fogo/PMIF_catimbau_1.pdf). Acesso em 09/01/2025.

International Union For Conservation. The IUCN red list of threatened species. 2016. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 03/09/2022.

LEAL, I. R. *et al.* Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 193-146. 2005. Disponível em: <https://www.scienceopen.com/document?vid=451ad730-c503-4b5f-aofc-b383badb8950>.

LUCENA, C. M. *et al.* Uso e conhecimento de cactáceas no município de São Mamede (Paraíba, Nordeste do Brasil). *Revista de Biologia e Farmácia (BioFar)*, [s. l.], p. 121-134. 2012a. Disponível em: <https://silo.tips/download/uso-e-conhecimento-de-cactaceas-no-municipio-de-sao-mamede-paraiba-nordeste-do-b>.

LUCENA, C. M. *et al.* Conhecimento local sobre cactáceas em comunidades rurais na mesorregião do sertão da Paraíba (Nordeste do Brasil). *Biotemas*, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 281-291. 2012b. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2012v25n3p281>.

LUCENA, C. M. *et al.* Potencial medicinal de cactáceas en la región semiárida del Nordeste de Brasil. *Gaia Scientia*, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 36-50. 2014. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/22417>.

MEIADO, M. V. Germinação de sementes de cactos do Brasil: fotoblastismo e temperaturas cardeais. *Informativo Abrates*, [s. l.], v. 22, p. 20-23. 2012. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/307632817\\_Germinacao\\_de\\_sementes\\_de\\_cactos\\_do\\_Brasil\\_fotoblastismo\\_e\\_temperaturas\\_cardeais](https://www.researchgate.net/publication/307632817_Germinacao_de_sementes_de_cactos_do_Brasil_fotoblastismo_e_temperaturas_cardeais).

MENEZES, M. O. T.; RIBEIRO-SILVA, S. Cactáceas do Ceará, Brasil: prioridades para a conservação. *Gaia Scientia*, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 67-76. 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/24166>.

MITCHELL, M.G.E. *et al.* Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 190-198. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534715000233>.

MMA. 2022. Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção - Anexo 1 Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P\\_mma\\_148\\_2022\\_altera\\_anexos\\_P\\_mma\\_443\\_444\\_445\\_2014\\_atualiza\\_especies\\_ameacadas\\_extincao.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf).

NASCIMENTO, J. P. B.; VIEIRA, D. C. M.; MEIADO, M. V. Ex situ seed conservation of Brazilian cacti. *Gaia Scientia*, [s. l.], v. 9, n. 2. 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/gaia/article/view/24566>.

NASCIMENTO, V.T. *et al.* Chemical characterization of native wild plants of dry seasonal forests of the semi-arid region of northeastern Brazil. *Food Research International*, [s. l.], v. 44, n. 7, p. 2112-2119. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2010.12.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0963996910004941>.

PETERS, E. M.; MARTORELL, C.; EZCURRA, E. Nurse rocks are more important than nurse plants in determining the distribution and establishment of globose cacti (*Mammillaria*) in the Tehuacán

Valley, Mexico. *Journal of Arid Environments*, [s. l.], v. 72, n. 5, p. 593-601. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.10.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196307002728>.

PORTILLO-QUINTERO, C. A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 143, n. 1, p. 144-155. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709004200>.

PONGE, J. F. Disturbances, organisms and ecosystems: a global change perspective. *Ecology and Evolution*, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 1113-1124. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.505>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.505>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, [s. l.], v. 52, n. 3, p. 611-620. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12420>.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, [s. l.], v. 97, n. 6, p. 1583-1592. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/15-1122.1>.

RIBEIRO, M.C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, [s. l.], v. 142, n. 6, p. 1141-1153. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974>.

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, p. 943-956. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-016-1099-5>.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, [s. l.], v. 105, n. 3, p. 828-838. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12712>.

ROQUE, A. A.; ROCHA, R. M.; LOIOLA, M. I. B. Uso e diversidade de plantas medicinais da Caatinga na comunidade rural de Laginhas, município de Caicó, Rio Grande do Norte (Nordeste do Brasil). *Revista Brasileira de Plantas Medicinais*, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 31-42. 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-05722010000100006>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbpm/a/vybcNbygcXXYMBvm9gD3jld/?lang=pt>.

SAMPAIO, E. V. D. S. B.; ARAÚJO, E. D. L.; SALCEDO, I. H. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, [s. l.], v. 33, n. 5, p. 621-632. 1998. Disponível em: <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/4890>.

SILVA, J. H.; MAIA, F. B. O turismo no Parque Nacional do Catimbau: Avaliação dos benefícios da atividade percebidos pelos moradores. *Turismo- Visão e Ação*, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 204-220. 2008. DOI: <https://doi.org/10.14210/rtva.v10n2.p204%20-%20220>. Disponível em: <https://periodicos.univali.br/index.php/rtva/article/view/628>.

SILVA, J. H.; PIRES, M. L. L. S. Associativismo em áreas protegidas: Restrições e possibilidades na experiência dos guias de turismo do Catimbau, Pernambuco. *Ambiente & Sociedade*, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 169-186. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/8HMQN5X8y9xwnmGMSJzqwQv/?lang=pt&format=pdf>

SIMÕES, S. D. S. *et al.* Distribution and conservation of Cactaceae in Brazilian Seasonally Dry Tropical Forests: insights from floristic and phytosociological surveys. *Revista peruana de biología*, [s. l.], v. 28, n. 1, p. e19745. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v28i1.19745>. Disponível em: <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/rpb/article/view/19745>.

TAYLOR, N. *et al.* Cactaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB1562>. Acesso em: 06/09/2022.

## Participantes

### ALUNOS

Adglecianne de Sousa Melo (UFPE)  
Ailza Maria de Lima do Nascimento (UFPE)  
Ana Carolina Sabino de Oliveira (UFPE)  
Andressa Fraga Cotta (UERJ)  
Arthur André de Barros Rodrigues (UFPE)  
Bruna Letícia Pereira Braga (UFPE)  
Byanca Nilda Tavares Cavalcante (UFPE)  
Ciro Ramon Félix dos Santos Silva (UFAL)  
Gabriela Ferreira Pachêco (UFPE)  
Graziela de Araújo Lima (UEFS)  
Joana Sherylyn Nicodemos Cordeiro (UFPE)  
Kamila Ermina Felix da Silva (UFPE)  
Kássya Melissa Oliveira de Souza (MPEG)  
Leonardo Vilas-Bôas M. P. de Cerqueira (Inpa)  
Marcos Rafael Severgnini (UFMS)  
Maria Juciclêa dos Santos Medeiros (UFPE)  
Mikael Alves de Castro (UFPE)  
Sabrina Silva Oliveira (UFPE)  
Sara da Silva Alves (UFPE)

## MONITORES

Adrielle Leal

David José dos Santos

Ligia de Almeida Fernandes Vieira

Renato Soares Vanderlei

## PROFESSORES

Aldrin Martin Perez Marin (Insa)

Felipe Pimentel Lopes de Melo (UFPE)

Fernanda Maria Pereira de Oliveira (UFPE)

Helder Farias Pereira de Araújo (UFPB)

Inara R. Leal (UFPE)

Marcelo Tabarelli (UFPE)

Rodrigo Felipe Rodrigues do Carmo (UFRPE)



*Título* Ecologia e conservação da Caatinga:  
curso de campo 2022

*Organização* Adrielle Leal  
David José dos Santos  
Ligia de Almeida Fernandes Vieira  
Renato Soares Vanderlei  
Felipe Pimentel Lopes de Melo  
Marcelo Tabarelli  
Inara R. Leal

*Formato* E-book (PDF)

*Tipografia* Calluna (texto) e Circe (títulos)

*Desenvolvimento* Editora UFPE



Rua Acadêmico Hélio Ramos, 20, Várzea, Recife-PE  
CEP: 50740-530 | Fone: (81) 2126.8397  
editora@ufpe.br | editora.ufpe.br

