

# ECOLOGIA DA CAATINGA:

CURSO DE CAMPO – 2019

**Perturbações antrópicas e  
resiliência da Caatinga**

## **Organizadores**

Renato Soares Vanderlei

Silvia Caroline Farias Pereira

Haymée Nascimento de Alencar

Marcelo Tabarelli

Inara Roberta Leal

Primeira edição publicada em 2022 por NUPEEA

www.nupeea.com

Copyright © Autores

Publicado no Brasil

Diagramação e Capa: Os organizadores

Revisão: Autores

Editor: Prof. Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

**(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)**

Ecologia da Caatinga [livro eletrônico] : perturbações antrópicas e resiliência da Caatinga / organização Renato Soares Vanderlei...[et al.]. -- Recife, PE : Nupeea, 2022.

PDF.

Outros organizadores : Pereira, Silvia Caroline Farias, Haymée Nascimento de Alencar, Marcelo Tabarelli, Inara Roberta Leal.

ISBN 978-65-00-42574-1

1. Caatinga 2. Conservação da natureza

3. Ecossistemas - Aspectos ambientais  
4. Meio ambiente 5. Sustentabilidade ambiental

I. Vanderlei, Renato Soares. II. Pereira, Silvia Caroline Farias. III. Alencar, Haymée Nascimento de. IV. Tabarelli, Marcelo. V. Leal, Inara Roberta.

22-106561

CDD-577.820981

**Índices para catálogo sistemático:**

1. Caatinga : Bioma brasileiro : Preservação : Biologia 577.820981

Aline Grazielle Benitez - Bibliotecária - CRB-1/3129

Este é um e-book distribuído sob os termos da [Creative Commons Attribution License \(CC BY\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/). O uso, distribuição ou reprodução em outros fóruns é permitido, desde que o(s) autor(es) original(is) e o(s) proprietário(s) dos direitos autorais sejam creditados e que a publicação original seja citada, de acordo com a prática acadêmica aceita. Não é permitido nenhum uso, distribuição ou reprodução que não esteja em conformidade com estes termos.

NUPEEA

Recife – Pernambuco – Brasil



# **ECOLOGIA DA CAATINGA**

## **CURSO DE CAMPO**



*Foto: Renato Vandertel*

## **Lista de Participantes**

### **Discentes**

Adrielle Leal Oliveira Santos - UFPE  
Bruno Rodrigues De Souza - UFPE  
Cássio Henrique Carvalho da Silva - UFRPE  
Diego Centeno-Alvarado - UFPE  
Fellipe Alves Ozorio do Nascimento - UFPE  
Guilherme Magalhães Viana - UFU  
Isabelle Leite de Holanda Silva - UFPE  
Isadora Schulze de Albuquerque - UFPE  
Lucas de Farias Cordeiro Siqueira Alencar - UFPE  
Márcio Lucas Bazante de Oliveira - UFPE  
Mayara Souza da Silva - UFPE  
Patrícia Maria de Souza Melo - UNICAMP  
Willams Costa de Oliveira - UFPE  
Yan César de Sousa Moraes - UERJ

### **Monitores**

Renato Soares Vanderlei – UFPE  
Sílvia Caroline Farias Pereira - UFPE  
Haymée Nascimento de Alencar - UFPE

### **Docentes**

Dra. Inara Roberta Leal - UFPE  
Dr. Marcelo Tabarelli - UFPE  
Dra. Fernanda Maria Pereira de Oliveira – UFPE  
Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez – UNAM



## PREFÁCIO

Este livro originou-se de todo o esforço teórico e prático resultante do XII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (ECCA), realizado em 2019 pela Universidade Federal de Pernambuco. O Curso de Campo da Caatinga tem como objetivo a formação de recursos humanos de alta qualidade através do treinamento científico de alunos de pós-graduação, oferecendo uma experiência de imersão em regiões de Caatinga onde os participantes podem explorar os diversos aspectos socioambientais que afetam o funcionamento dos ecossistemas. O ECCA, por ser um curso de campo, segue a linha de experiências replicadas ao redor do mundo, como os cursos oferecidos pela *Organization for Tropical Studies* (OTS) e pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Todos esses cursos compartilham do mesmo objetivo e já marcaram a vida e formação de centenas de pesquisadores alinhados com os princípios do método científico e da ecologia e conservação dos ecossistemas tropicais.

O XII ECCA (2019) ocorreu no Parque Nacional do Catimbau, uma das poucas unidades de conservação que integram beleza cênica e a heterogeneidade de ambientes característicos da Caatinga e um sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, o PELD Catimbau (CNPq). A edição deste ano teve como tema “Perturbações antrópicas e resiliência da Caatinga”, um tema cada vez mais atual que surge através do entendimento de que o ser humano é, cada vez mais, um agente causador de mudanças ecológicas no planeta. A Caatinga é um dos ambientes que mais sofre com ameaças à biodiversidade, incluindo exploração dos recursos naturais e desertificação, além de ter apenas cerca de 10%

do seu território incluídos em áreas de proteção. Esse é um destino comum de florestas secas globalmente, e os estudos desenvolvidos no PARNA Catimbau, incluindo os realizados durante os cursos de campo, relatam como as ações antrópicas podem afetar diversos níveis biológicos em florestas secas, reduzindo funções e serviços providos pela biodiversidade à sociedade.

Os projetos desenvolvidos no curso de campo de 2019 foram executados por 14 alunos de pós-graduação oriundos de seis diferentes universidades públicas federais e estaduais, e abordaram não apenas esta temática, como também questões relacionadas a interação planta-animal, recrutamento de plântulas, competição de espécies, estratégias de uso de recursos, polinização, ciclagem de nutrientes, entre outros. Os resultados dos estudos feitos pelos participantes do XII ECCA são apresentados neste livro em três partes: (1) Projetos orientados – desenvolvidos em parceria com os docentes convidados, (2) Projetos livres – pensados e postos em prática de forma independente por grupos de participantes, e (3) Projetos Individuais – propostos e desenvolvidos por um período maior de tempo e com hipóteses individuais para cada participante. Esta obra inclui, desta forma, o resultado de diferentes experimentos e estudos observacionais que tiveram como referência o método científico hipotético-dedutivo, balizado pelas diferentes experiências dos participantes, monitores e professores envolvidos no XII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga.

Os organizadores.

## AGRADECIMENTOS

A confluência de esforços que culminaram na publicação deste livro teve participação de várias instituições que, de forma integrativa, permitiram uma formação de recursos humanos de alta qualidade e a comunicação de resultados provenientes da curiosidade de vários pesquisadores.

Agradecemos à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), que é a principal instituição responsável na realização do ECCA e na produção e publicação dos resultados provenientes do curso. Especificamente, agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) pelo apoio financeiro e técnico em diferentes etapas do curso. Ainda, aos docentes que aceitaram o convite de integrar a equipe do XII ECCA, Dra. Fernanda Oliveira e Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez.

Em termos de financiamento de projetos e bolsas de pesquisa, somos gratos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento do projeto dentro do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD Catimbau, processo nº 40377020122 CNPq) e do projeto da Chamada Pesquisa em Unidade de Conservação da Caatinga (CNPq-ICMBio-FACEPE processo nº 421323/2017-5) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo Programa de Apoio aos Núcleos de Excelência (PRONEX processo nº APQ-0138-2.05/14) no projeto “O papel da restauração ecológica na sustentabilidade da Caatinga” (nº 441292/2017-8/CNPq), coordenado pelo Professor Felipe Melo, que custeou a diagramação, formatação e publicação do livro. Agradecemos ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela autorização e apoio logístico na realização de pesquisas no Parque Nacional do Catimbau. Por fim,

agradecemos a dez revisores externos que analisaram criticamente todos os capítulos, sugerindo os aprimoramentos que resultaram neste livro.

# Sumário

<b>RELATÓRIOS DOS PROJETOS ORIENTADOS</b> .....	<b>15</b>
<b>AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E PLANTIO DE MUDAS PARA RESTAURAÇÃO DA CAATINGA</b> .....	<b>16</b>
Patrícia Melo <sup>1</sup> , Bruno Rodrigues <sup>2</sup> , Isadora Schulze-Albuquerque <sup>2</sup> , Cássio Carvalho <sup>3</sup> , Yan Moraes <sup>4</sup> , Inara Leal <sup>2</sup> .....	16
<b>SUSCETIBILIDADE DE MUDAS À HERBIVORIA SOB DIFERENTES TÉCNICAS DE ESTABELECIMENTO EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA</b> .....	<b>27</b>
Guilherme Magalhães Viana <sup>1</sup> , Lucas Alencar <sup>2</sup> , Diego Centeno <sup>2</sup> , Márcio Bazante <sup>2</sup> & Mayara Souza <sup>2</sup> .....	27
<b>EFEITO DO EXCREMENTO DE CAPRINOS SOBRE A REPRODUÇÃO E VIGOR DE <i>Encholirium spectabile</i> (BROMELIACEAE) NA CAATINGA</b> .....	<b>40</b>
Fellipe Alves Ozorio do Nascimento <sup>1</sup> , Adrielle Leal <sup>1</sup> , Isabelle de Holanda Silva <sup>1</sup> , Willams Oliveira <sup>1</sup> .....	40
<b>INTERAÇÕES MEDIADAS POR DENSIDADE: COMO A ABUNDÂNCIA DE PREDADORES INFLUENCIA A ABUNDÂNCIA DE PRESAS?</b> .....	<b>51</b>
Bruno Rodrigues de Souza <sup>1</sup> , Isadora Schulze-Albuquerque <sup>1</sup> , Cássio Carvalho <sup>2</sup> , Patrícia Maria de Souza Melo <sup>3</sup> , Yan Moraes <sup>4</sup> & Marcelo Tabarelli <sup>1</sup> .....	51
<b>O CAJUEIRO (<i>Anacardium occidentale</i> L.) LIMITA O RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS EM ÁREAS DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA?</b> .....	<b>59</b>
Mayara Souza da Silva <sup>1</sup> ; Guilherme Magalhães Viana <sup>2</sup> ; Márcio Lucas Bazante de Oliveira <sup>1</sup> ; Lucas Alencar <sup>1</sup> ; Diego Centeno Alvarado <sup>1</sup> .....	59
<b>EU NASCI ASSIM, EU CRESCI ASSIM: AVALIAÇÃO DE USO DE RECURSO FOLIAR EM DIFERENTES TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E PLANTIO DE MUDAS</b> .....	<b>71</b>
Adrielle Leal <sup>1</sup> , Fellipe Alves O. do Nascimento <sup>1</sup> , Isabelle de H. Silva <sup>1</sup> , Willams Oliveira <sup>1</sup> .....	71
<b>RELATÓRIOS DOS PROJETOS LIVRES</b> .....	<b>83</b>
<b>ESTRATÉGIA ECOLÓGICA DE ÁRVORES DE UMA FLORESTA TROPICAL SECA E SEU POTENCIAL PARA RESTAURAÇÃO</b> .....	<b>84</b>
Yan César de Sousa Moraes <sup>1</sup> , Bruno Rodrigues Souza <sup>2</sup> , Mayara Souza da Silva <sup>2</sup> , Guilherme Magalhães Viana <sup>3</sup> , Patrícia Maria de Souza Melo <sup>4</sup> .....	84
<b>GRAMÍNEAS EXÓTICAS RETARDAM GANHO DE DIVERSIDADE DE PLANTAS NATIVAS DURANTE PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA</b> .....	<b>93</b>
Lucas Alencar <sup>1</sup> , Cássio Carvalho <sup>2</sup> , Diego Centeno-Alvarado <sup>1</sup> , Isadora Schulze-Albuquerque <sup>1</sup> , & Willams Oliveira <sup>1</sup> .....	93

**INFLUÊNCIA DA DISPERSÃO E FATORES ABIÓTICOS NA ESTRUTURAÇÃO DE  
COMUNIDADES VEGETAIS EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS DA CAATINGA..... 105**

Márcio Lucas Bazante de Oliveira<sup>2</sup>, Isabelle Leite de Holanda Silva <sup>1</sup>, Fellipe Alves  
Ozorio do Nascimento<sup>1</sup>, Adrielle Leal<sup>1</sup> ..... 105

**RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS ..... 119**

**NINHOS DE UMA FORMIGA DISPERSORA CHAVE NA CAATINGA SÃO SÍTIOS MAIS  
FAVORÁVEIS PARA SEMENTES E PLÂNTULAS? ..... 120**

Adrielle Leal <sup>1</sup> ..... 120

**MANCHAS DE RECURSOS FLORAIS DETERMINAM A FREQUÊNCIA DE VISITAS DE  
POLINIZADORES DE *Jatropha mutabilis* (POHL) BAILL. (EUPHORBIACEAE)?..... 132**

Bruno Rodrigues de Souza <sup>1</sup> ..... 132

**AUMENTO DA HERBIVORIA EM *Cenostigma microphyllum* (MART. EX G.DON)  
GAGNON & G.P. LEWIS NÃO AFETA O NÚMERO DE INTERAÇÕES COM FORMIGAS  
NA CAATINGA ..... 141**

Diego Centeno Alvarado<sup>1</sup> ..... 141

**TEORIA DO NICHU OU TEORIA NEUTRA: QUAL DELAS EXPLICA A COMPOSIÇÃO  
DE COMUNIDADES DE FORMIGAS EM PEQUENA ESCALA NA CAATINGA? ..... 148**

Fellipe Alves Ozorio do Nascimento <sup>1</sup> ..... 148

**HERBIVORIA EM FLORES DE *Senna cana* (LEGUMINOSAE) NÃO VARIA COM O  
NÚMERO DE INFLORESCÊNCIAS E O ADENSAMENTO DE INDIVÍDUOS ..... 157**

Guilherme Magalhães Viana<sup>1</sup> ..... 157

**A INFLUÊNCIA DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NO POTENCIAL ALELOPÁTICO DO  
*Croton tricolor* KLOTZSCH EX BAILL ..... 167**

Isabelle Silva<sup>1</sup> ..... 167

**A INFLUÊNCIA DE *Syagrus coronata* (MARTIUS) BECCARI NO BANCO DE  
SEMENTES E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS ..... 178**

Isadora Schulze-Albuquerque <sup>1</sup> ..... 178

**QUANTIDADE OU QUALIDADE: O QUE DETERMINA O NÚMERO DE ESPÉCIES EM  
UM AMBIENTE FRAGMENTADO DA CAATINGA? ..... 185**

Lucas Alencar<sup>1</sup> ..... 185

**A TEORIA DE BIOGEOGRAFIA DE ILHAS SE APLICA À ILHA DE REGENERAÇÃO NA  
CAATINGA?..... 199**

Marcio Lucas Bazante de Oliveira <sup>1</sup> ..... 199

**A DEPOSIÇÃO DA LIXEIRA DE NINHOS DE *Acromyrmex balzani* INFLUENCIA NA  
ESCOLHA DE PLANTAS CORTADAS ..... 213**

Mayara Souza da Silva <sup>1</sup> ..... 213

<b>EFETIVIDADE DA PROTEÇÃO ANTI-HERBIVORIA DE FORMIGAS EM MUDAS SUBMETIDAS A DIFERENTES TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E MANEJO .....</b>	<b>223</b>
Patrícia Maria de Souza Melo <sup>1</sup> .....	223
<b>DANOS NA COROLA REDUZEM O NÚMERO DE VISITANTES FLORAIS: ESTUDO DE CASO COM UMA ESPÉCIE AUTO-INCOMPATÍVEL ENDÊMICA DA CAATINGA .....</b>	<b>234</b>
Willams Oliveira <sup>1</sup> .....	234
<b>CICLAGEM DE NUTRIENTES DA CAATINGA É MEDIADA POR CERAMBICÍDEOS (INSECTA, COLEOPTERA) ATRAVÉS DO CONSUMO DE BIOMASSA VEGETAL LENHOSA.....</b>	<b>246</b>
Yan César de Sousa Moraes <sup>1</sup> .....	246



**RELATÓRIOS DOS PROJETOS  
ORIENTADOS**

## AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E PLANTIO DE MUDAS PARA RESTAURAÇÃO DA CAATINGA

Patrícia Melo<sup>1</sup>, Bruno Rodrigues<sup>2</sup>, Isadora Schulze-Albuquerque<sup>2</sup>, Cássio Carvalho<sup>3</sup>, Yan Moraes<sup>4</sup>, Inara Leal<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

### RESUMO

As Florestas Tropicais Secas (FTS) são reconhecidas como um dos ecossistemas terrestres mais expostos às perturbações antrópicas. Essas florestas são caracterizadas pela alta dependência/utilização dos recursos naturais pelas populações locais, o que pode causar uma degradação difícil de ser revertida. As técnicas de restauração surgem como uma importante ferramenta para devolver a capacidade de regeneração dos ecossistemas degradados. Nosso estudo teve como objetivo avaliar como diferentes técnicas de produção e manejo de mudas influenciam o estabelecimento e o crescimento vegetal de quatro espécies nativas da Caatinga, a saber, *Libidibia ferrea*, *Anadenanthera colubrina*, *Piptadenia stipulacea* e *Handroanthus impetiginosus impetiginosus*. O experimento foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau utilizando um delineamento em blocos ao acaso, com três parcelas (10x10m), com quatro mudas para cada tratamento, totalizando 48 indivíduos. Os tratamentos determinados foram: 1) com *OmniVerdi* e com fertilizante (CO.CF); 2) com *OmniVerdi* e sem fertilizante (CO.SF); 3) sem *Omniverdi* e com fertilizante (SO.CF) e 4) sem *OmniVerdi* e sem fertilizante (SO.SF) (controle). Passado um ano após o transplante das mudas, o crescimento vegetal foi medido e comparado através de duas métricas: altura e número de folhas. Dos 48 indivíduos transplantados, apenas dois estavam mortos: *Handroanthus impetiginosus impetiginosus*, no tratamento com *OmniVerdi* sem fertilizante e *Piptadenia stipulacea* no tratamento sem *OmniVerdi Omega* sem fertilizante. Mudas produzidas pela

técnica *OmniVerdi* demonstraram maior crescimento em altura que mudas produzidas com o uso de fertilizante. Quanto ao número de folhas, as diferentes técnicas empregadas não promoveram diferenças significativas entre os tratamentos. Diante disso, a utilização de fertilizante durante a produção de mudas não é recomendada, pois além de ser um insumo de alto custo, não promoveu incrementos no crescimento vegetal. Em contrapartida, a técnica *OmniVerdi* pode conferir vantagem no crescimento vegetal em termos de altura das plantas.

**Palavras-chave:** Conservação, Degradação, *OmniVerdi*, Plântulas, Reflorestamento

## INTRODUÇÃO

Populações humanas vêm modificando a biosfera há mais de 8000 anos. Somente no último século essas transformações aumentaram exponencialmente, acelerando os processos antropogênicos de degradação ambiental (Vitousek et al. 1997; Ellis 2011). A crescente demanda e exploração de recursos naturais, associados ao aumento global da população humana, culminou em diversas mudanças no uso da terra (Lewis & Maslin 2015). As perturbações antrópicas decorrentes dessas mudanças podem ser observadas, sobretudo, em Florestas Tropicais Secas (FTS). Nessas florestas, há uma grande densidade populacional dependente de recursos florestais para a sua subsistência e fonte de renda (Mukul et al. 2016), utilizando esses recursos de forma exploratória e não-sustentável, favorecendo a degradação progressiva e redução da oferta de serviços ecossistêmicos, como alimento, lenha e plantas medicinais (Ribeiro et al. 2015; Schulz et al. 2016).

Dentre as perturbações antrópicas, a agricultura itinerante merece destaque como um dos principais fatores de degradação ambiental (Tinker et al. 1996). Esse método envolve o corte de floresta nativa seguida de queima para limpar a área a ser cultivada e aumentar o aporte de nutrientes no solo (Leal et al. 2005). Contudo, essa prática conduz ao esgotamento progressivo de recursos do solo como consequência da exportação de nutrientes (Tabarelli et al. 2017). Este fato inviabiliza a continuidade do uso da área para o cultivo, acarretando tradicionalmente no abandono da mesma, dando início ao processo de regeneração natural (Leal et al. 2003). Contudo,

perturbações crônicas (exemplo, criação extensiva de gado, remoção periódica de recursos da floresta, etc.) tem o potencial de reduzir e/ou estagnar o processo natural de regeneração (Ribeiro et al. 2015), sendo necessária a utilização de técnicas ativas para impulsionar os mecanismos do reestabelecimento da comunidade prévia, evitando a perpetuação de mecanismos que levam a desertificação (Souza et al. 2015).

A restauração dirigida é uma das metodologias que podem ser utilizadas na mitigação da degradação ambiental. Esta técnica de reflorestamento consiste em ações que desencadeiem, facilitem ou acelerem o processo de regeneração natural da floresta (Cava et al. 2016). O plantio de mudas é uma dessas técnicas. No entanto, considerando que as mudas podem ser bastante sensíveis à sazonalidade hídrica da Caatinga, alguns autores recomendam que o sistema radicular esteja bem desenvolvido antes de realizar o transplante, aumentando assim a chance de sobrevivência e estabelecimento dessas mudas (Grossnickle 2005). A aplicação de fertilizantes nas mudas em viveiro é uma das técnicas que visa promover ganhos de biomassa radicular e aérea, a fim de otimizar a taxa de sobrevivência pós-transplante (Chirino et al. 2009). Um outro exemplo é a técnica denominada *Omniverdi*. Nesta técnica duas modalidades de manejo de mudas são empregadas: *Omniverdi Riza* (Fig. 1A e 1B) e *Omniverdi Omega* (Fig. 1C). A primeira consiste em acomodar as raízes das mudas em um envoltório de tecido permeável e biodegradável, o que protege o sistema radicular contra eventuais danos durante o transplante das mudas. Já o *Omniverdi Omega* consiste na instalação de anéis de contenção ao redor das mudas após o transplante, que auxiliam as mudas aumentando a captação de água pluvial, reduzindo a temperatura do solo e diminuindo a competição com outras plantas.

Contudo, não sabemos ainda qual a eficiência da aplicação conjunta e separada destas duas técnicas em campo em questões de adaptabilidade e sobrevivência das mudas. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo testar a eficiência das duas técnicas de produção e manejo de mudas nativas para a restauração de áreas degradadas em florestas secas. Hipotetizamos que o fornecimento de fertilizantes durante o crescimento inicial das mudas e/ou o emprego do *Omniverdi* incrementa o crescimento vegetativo dada as vantagens associadas essas técnicas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Local de estudo*

O estudo foi realizado no período de 2018 e 2019 no Parque Nacional do Catimbau, o qual está distribuído entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, agreste de Pernambuco, Nordeste do Brasil (8°24'00" a 8°36'351'S e 37°09'30" a 37°14'40"O). O clima na área é predominantemente do tipo BShs', segundo a classificação de Köppen, com transição para o tropical chuvoso do tipo As'. A vegetação do parque constitui em um mosaico, que inclui savana rochosa, florestas de terras altas, vegetação perene de sub-arbusto, savanas neotropicais, caatinga de terras secas e refúgios de vegetação (Athiê-Souza et al. 2019) com predominância dos tipos de solo Neossolos e Latossolos (Moura et al. 2015).

### *Espécies estudadas*

Selecionamos quatro espécies nativas que compõem as florestas maduras da Caatinga (Maia 2004; Campos et al. 2006; Carvalho et al. 2017), sendo três da família Fabaceae: *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz (Pau-ferro); *Anadenanthera colubrina* (Benth.) Brenan (Angico); *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (Jurema-branca); e uma da família Bignoneaceae: *Handroanthus impetiginosus* var. *paulensis* (Toledo) Mattos (Ipê-roxo).

### *Produção e manejo das mudas*

Utilizamos duas técnicas de produção e manejo de mudas: 1) *OmniVerdi* e 2) aplicação de fertilizante. Na primeira técnica, duas modalidades foram empregadas conjuntamente: *OmniVerdi Riza* e *OmniVerdi Omega*. O *OmniVerdi Riza* consiste em envolver as raízes das mudas em um tecido permeável e acomodá-las em um cano de PVC de 75 cm de comprimento e 4-6 cm de diâmetro, o que ameniza a pressão mecânica no momento do plantio, protegendo seu sistema radicular. O *OmniVerdi Omega*, por sua vez, envolve construir uma barreira física radial de areia e cimento ao redor da muda no momento do transplante da mesma. Tal barreira atua diminuindo a competição das mudas transplantadas com outras plantas que estejam ao seu redor. Além disso, essa modalidade também proporciona maior captação de água da chuva e diminuição da temperatura do solo. Na segunda técnica, há adição de fertilizante

durante o período no qual a muda permanece no viveiro. Nessa técnica, o sistema radicular das mudas é envolvido apenas com o cano de PVC de 75 cm.

### *Desenho experimental*

O experimento foi conduzido em três parcelas (10x10m), seguindo um delineamento de blocos ao acaso, com dois tratamentos. Para cada uma das 4 espécies de mudas os dois fatores manipulados foram: fertilizante (com e sem adição de fertilizante), *OmniVerdi* (sem e com *OmniVerdi*). Assim, obtemos as seguintes combinações: 1) com *OmniVerdi* e com fertilizante (CO.CF); 2) com *OmniVerdi* e sem fertilizante (CO.SF); 3) sem *OmniVerdi* e com fertilizantes (SO.CF) e 4) sem *OmniVerdi* e sem fertilizante (SO.SF) (controle). Para cada combinação, utilizamos quatro mudas por espécie, totalizando 48 indivíduos.

No momento do plantio, em 2018, foram medidas: taxa de crescimento (altura em cm) e número de folhas e os dados foram armazenados em um banco de dados elaborado por Pieter Vranckx. A fim de avaliar diferenças entre os tratamentos e ao longo do tempo, foram medidas após um ano do início do experimento as mesmas medidas: taxa de crescimento (altura em cm) e número de folhas (Fig. 1).



**Figura 1.** Estrutura do *OmniVerdi Riza* e *OmniVerdi Ômega*. O *OmniVerdi Riza* consiste em um envoltório de tecido permeável e biodegradável contendo com 75cm

de comprimento e 4 a 6cm de diâmetro (A). Detalhe deste envoltório que sustenta as raízes (B). O *OmniVerdi Omega* instalado no solo (C) – consiste em um anel de contenção produzido a partir de areia e cimento.

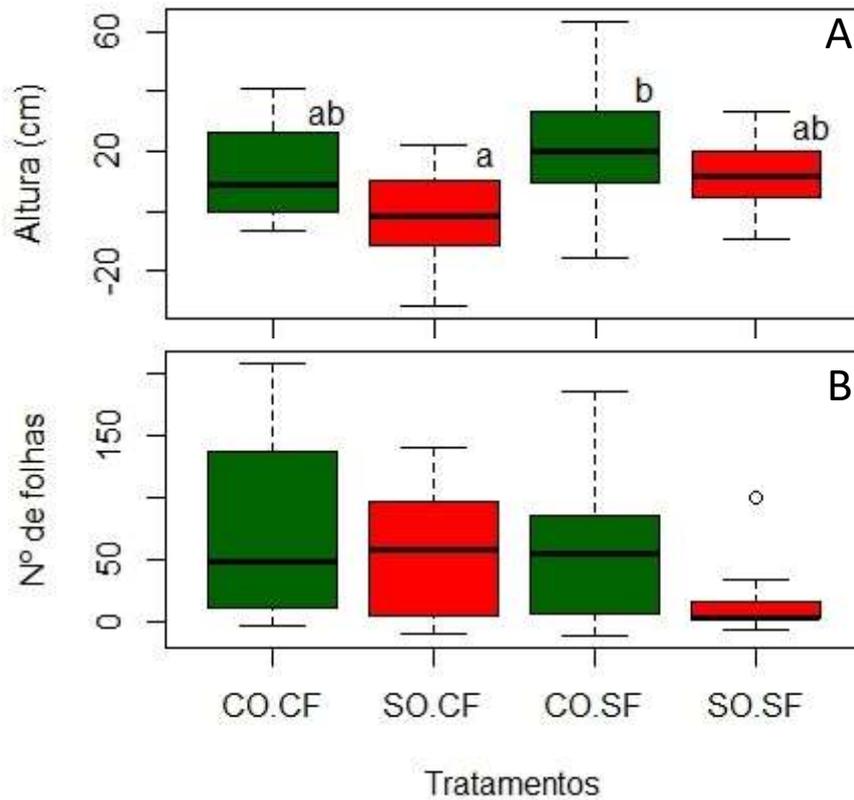
### *Análise Estatística*

Para avaliar se os diferentes tratamentos influenciaram o crescimento das mudas, foi utilizado uma ANOVA de dois fatores e o teste a posteriori de Tukey a 5% de probabilidade. Testamos o efeito do pré-tratamento de mudas com fertilizante, o efeito da instalação do *OmniVerdi* e o efeito combinado de ambos sobre as plântulas, onde foi medido a variação do seu crescimento em relação ao comprimento (cm) e número de folhas.

## **RESULTADOS**

Após o transplante dos indivíduos, apenas 2 estavam mortos: *H. impetiginosus*, no tratamento CO.SF; e *P. stipulacea* no tratamento SO.SF. Os indivíduos da espécie *L. ferrea* no tratamento CO.CF apresentaram o maior número de folhas (209), e os indivíduos de *P. stipulacea* no tratamento CO.SF apresentaram maior crescimento em altura (63,4 cm).

Em relação à altura dos indivíduos, as plantas apresentaram maior crescimento no tratamento CO.SF (Fig. 2A), quando comparado a SO.CF ( $F = -27.87$ ;  $p = 0.04$ ). Já em relação ao número de folhas, embora o tratamento SO.SF se destaque por ter apresentado uma tendência em direção ao menor crescimento (Fig. 2B), não houve diferença significativa entre os tratamentos ( $F = -55.03$ ;  $p = 0.11$ ).



**Figura 2:** Crescimento em altura (A) e número de folhas (B) dos indivíduos de *Libidibia férrea*, *Anadenanthera macrocarpa*, *Piptadenia stipulacea* e *Handroanthus avellanedae* expostos à combinação dos tratamentos com/sem omniverdi e com/sem fertilizante em uma área de caatinga em regeneração inicial do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Tratamentos com omniverdi em verde; sem omniverdi em vermelho.

## DISCUSSÃO

No presente estudo, avaliamos como diferentes técnicas de produção mudas afetam a sobrevivência e o crescimento vegetal de quatro espécies de Caatinga. A nossa hipótese de que mudas submetidas a melhores condições, representadas pelo uso de fertilizante durante a sua produção e do *OmniVerdi*, apresentariam incrementos em altura e no número de folhas foi refutada. Contudo, nossos resultados indicam um favorecimento no crescimento vegetal em termos de altura nas plantas com *OmniVerdi* apenas.

Embora a adubação com fertilizantes seja reconhecida por promover incrementos no crescimento vegetal (Balawejder et al. 2020), nossos resultados indicam que o uso desta técnica pode ser ineficaz em otimizar o crescimento em altura e número de folhas de mudas transplantadas. O fato de suplementar as mudas com fertilizante e descontinuar após o transplante pode representar uma condição muito diferente da qual a planta estava previamente habituada. Isso porque a transferência da planta de uma condição ótima, representada por disponibilidade adequada de água, nutrientes, incidência luminosa e temperatura, para uma condição oposta, com déficit hídrico e de nutrientes, radiação solar e temperatura elevadas, pode provocar reduções em vários aspectos da performance vegetal, incluindo a taxa de crescimento (Liptay et al. 1998).

Por outro lado, nossos resultados confirmam ganhos significativos no crescimento em altura das mudas submetidas à técnica do *OmniVerdi*. Isso indica que a proteção das raízes associada à construção de uma barreira física que previne contra a competição com outras plantas e que auxilia na captação de água pluvial são medidas importantes para assegurar um maior crescimento vegetal de mudas transplantadas (Goldberg 1990). De fato, manter as mudas com o sistema radicular intacto, com maior disponibilidade hídrica e com menor pressão competitiva possibilita uma melhor obtenção e utilização dos recursos para investir em crescimento vegetativo (Craine & Dybzinski 2013; Raffo et al. 2019). Isso pode ser especialmente relevante considerando o contexto das florestas tropicais secas, onde o déficit hídrico constitui uma característica marcante (Menezes et al. 2012).

Além de promover incrementos no crescimento vegetativo das mudas, a técnica do *OmniVerdi* apresenta também a vantagem de ser uma opção de menor custo econômico quando comparada à técnica de aplicação de fertilizantes durante a produção das mudas. A viabilidade econômica é um ponto fundamental a ser considerado nos programas de restauração de áreas degradadas (PRAD). Técnicas mais baratas se tornam mais viáveis de serem empregadas em situações culturais e/ou econômicas precárias, seja por condições políticas, sociais ou ambientais (DellaSala et al. 2003; Rodrigues et al. 2011).

Nesse sentido, recomendamos a avaliação criteriosa do custo-benefício da utilização de adubos fertilizantes em mudas para restauração em florestas secas, pois

não proporcionou incrementos significativos em termos de crescimento vegetal, além de ser uma técnica mais dispendiosa. Em contrapartida, recomendamos o uso da técnica do *OmniVerdi* no plantio inicial de mudas de espécies florestais, devido ao seu efeito positivo no crescimento vegetal. Além disso, indicamos a aplicação desta técnica para projetos de recuperação de áreas degradadas da Caatinga, dado o seu baixo custo econômico, que é um fator sempre considerado em PRADs que atuam em larga escala.

## AGRADECIMENTOS

Somos gratos à Fernanda Oliveira pelo auxílio na análise dos 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 BIBLIOGRÁFICAS

- Athiê-Souza SM, Melo JIM, Silva LP, et al. 2018. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19:1–27.
- Balawejder M, Szostek M, Gorzelany J, Antos P, Witek J, Matłok N. 2020. A study on the potential fertilization effects of microgranule fertilizer based on the protein and calcined bones in maize cultivation. *Sustainability* 12:1343.
- Campos RI, Vasconcelos HL, Ribeiro SP, Neves FS, Soares JP. 2006. Relationship between tree size and insect assemblages associated with *Anadenanthera macrocarpa*. *Ecography* 29:442–450.
- Carvalho SMC, Torres SB, Benedito CP, Nogueira NW, Souza AAT, Souza Neta ML. 2017. Viability of *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz var. *ferrea* seeds by tetrazolium test. *Journal of Seed Science* 39:7–12.
- Cava MGB, Isernhagen I, Mendonça AH, Durigan G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 43:301–315.
- Chirino E, Vilagrosa A, Cortina J, et al. 2009. Ecological restoration in degraded drylands: the need to improve the seedling quality and site conditions in the field. In: Grossberg SP. (ed.) *Forest management*. New York, Nova Publisher. p. 85-158.
- Craine JM, Dybzinski R. 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology* 27:833–840.

- DellaSala DA, Martin A, Spivak R, et al. 2003. A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration* 21:14–23.
- Ellis EC. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369:1010–1035.
- Goldberg DE. 1990. Components of resource competition in plant communities. In: Grace JB, Tilman D. (eds.) *Perspectives on plant competition*. San Diego, Academic Press. p. 27–49.
- Grossnickle SC. 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. *New Forests* 30:273–294.
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* 1:139–146.
- Leal IR, Vicente A, Tabarelli M. 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC. (eds.) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 695–716.
- Lewis SL, Maslin MA. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519:171–180.
- Liptay A, Sikkema P, Fonteno W. 1998. Transplant growth control through water deficit stress—A Review. *Hort Technology* 8:540–543.
- Maia GN. 2004. *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades*. São Paulo, D&Z Computação Gráfica e Editora.
- Menezes RSC, Sampaio EVSB, Giongo V, Pérez-Marin AM. 2012. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. *Brazilian Journal of Biology* 72:643–653.
- Moura DC, Silva JB, Moura ASS, Freire NCF. 2015. Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no bioma Caatinga. Recife, Fundação Joaquim Nabuco.
- Mukul SA, Rashid AZMM, Uddin MB, Khan NA. 2016. Role of non-timber forest products in sustaining forest-based livelihoods and rural households' resilience capacity in and around protected area: a Bangladesh study. *Journal of Environmental Planning and Management* 59:628–642.
- Raffo A, Mozzanini E, Ferrari Nicoli S, Lupotto E, Cervelli C. 2019. Effect of light intensity and water availability on plant growth, essential oil production and composition in *Rosmarinus officinalis* L. *European Food Research and Technology* 246:167–177.
- Ribeiro EMS, Arroyo-Rodríguez V, Santos BA, Tabarelli M, Leal IR. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52:611–620.
- Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG, et al. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261:1605–1613.

Schulz K, Voigt K, Beusch C, et al. 2016. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. *Forest Ecology and Management* 367:62–70.

Souza BI, Artigas RC, Lima VER. 2015. Caatinga e desertificação. *Mercator* 14:131–150.

Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC. 2017. The Future of the Caatinga. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 461–474.

Tinker PB, Ingram JSI, Struwe S. 1996. Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 58:13–22.

Vitousek PM. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494–499.

## SUSCETIBILIDADE DE MUDAS À HERBIVORIA SOB DIFERENTES TÉCNICAS DE ESTABELECIMENTO EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA

Guilherme Magalhães Viana<sup>1</sup>, Lucas Alencar<sup>2</sup>, Diego Centeno-Alvarado<sup>2</sup>, Márcio Bazante<sup>2</sup> & Mayara Souza<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco.

### RESUMO

A herbivoria consiste na perda total ou parcial de tecido fotossintético para agentes herbívoros, comprometendo seu desenvolvimento. Para evitar o dano, as plantas desenvolvem defesas secundárias e até mutualismos com formigas, porém a qualidade desses serviços depende, entre outros fatores, dos nutrientes do solo. Devido à herbivoria e distúrbios antrópicos, o estabelecimento de mudas em florestas secas pode ser um desafio, e para superar essas dificuldades diversas estratégias para restaurar a Caatinga foram elaboradas. O presente trabalho teve como objetivo identificar como a disponibilidade de recursos para a planta influencia na herbivoria, considerando diferentes tratamentos para o estabelecimento de mudas. Foram estudados 64 indivíduos de quatro espécies vegetais sob os tratamentos com e sem fertilizantes e como e sem placas de proteção. Para a única espécie sem nectários florais (NEFs) foi calculado a área de dano foliar, e para as três espécies com NEFs foi estimado a interação entre formigas e plantas. Foi observado que os indivíduos sem NEFs não apresentaram diferença de dano foliar entre os tratamentos e tiveram baixo dano por herbívoros, provavelmente devido aos metabólitos secundários como defesa química. Já os indivíduos com NEFs apresentaram diferença quanto ao número de interações formiga-plantas e diferente suscetibilidade à herbivoria, corroborando a hipótese de que mais recursos nutritivos aumentam a defesa biológica contra herbívoros. Assim, concluímos que técnicas distintas de estabelecimento de mudas diferem nos seus efeitos sobre a suscetibilidade à herbivoria e que este efeito é mediado pelas defesas naturais das espécies.

**Palavras-chave:** Herbivoria, restauração, Caatinga, interação planta-animal

## INTRODUÇÃO

O dano causado nas plantas por vários grupos de animais, vertebrados ou invertebrados, é denominado herbivoria (Dirzo e Dominguez, 1995). A herbivoria desempenha um papel relevante na manutenção da diversidade, por exercer uma pressão seletiva nas plantas (Del-Claro et al. 2016). Ela apresenta grande impacto na biomassa vegetal, capaz de alterar os padrões de riqueza e distribuição das espécies, influenciando uma série de processos ecológicos fundamentais (e.g., ciclagem de nutrientes, concentrações de compostos secundários, níveis do fluxo energético entre produtores, consumidores e decompositores) (Neves 2007; Chomel et al. 2016). Danos provenientes de herbívoros, causam grandes prejuízos em perda energética das plantas. Por isto, as plantas desenvolveram diversos mecanismos contra herbivoria, que dependem da disponibilidade de recursos no ambiente (Coley et al. 1985; Del-Claro et al. 2016).

A disponibilidade de recursos no ambiente influencia diretamente o desenvolvimento das plantas (Price 1992; Boege & Dirzo 2004). As espécies vegetais alocam recursos e para uma função (i.e., crescimento, reprodução ou defesa), diminuindo o investimento em outra (Coley et al. 1985; Begon et al. 2006). Assim sendo, plantas em locais com alta disponibilidade de recursos (e.g., Floresta Atlântica, Floresta Amazônica) mobilizam a maior parte dos nutrientes adquiridos para o crescimento, investindo pouco em defesas, resultando em maiores danos por herbívoros (Janzen 1974; Turner 2001). Por outro lado, plantas que ocorrem em áreas com recursos limitados (e.g., Florestas secas, Floresta Estacional semi-decidual) destinam um percentual maior de nutrientes às defesas, diminuindo o investimento em crescimento (Turner 2001; Canto et al. 2004).

Em florestas tropicais sazonalmente secas como a Caatinga, caracterizadas pela alta incidência luminosa, elevada evapotranspiração e chuvas esporádicas, a disponibilidade de recursos tende a ser limitada a um período do ano. Espécies vegetais de florestas secas fazem alto investimento em espinescência, presença de tricomas ou folhas crassas para controlar a perda excessiva de água (Lüttge 1997; Silva & Moura 2017). Logo, estas plantas investem menos em defesa contra herbívoros, resultando maiores danos foliares (Coley & Barone 1996; Siqueira et al. 2018).

Apesar da baixa defesa contra os herbívoros, as plantas da Caatinga utilizam duas principais estratégias para defesa; produção de compostos secundários e nectários extraflorais (NEF's). Os compostos secundários são estratégias adaptativas para dificultar a mastigação dos herbívoros e diminuir o dano ao tecido fotossintético (Chomel et al. 2016). Já os NEF's são glândulas secretoras de néctar presentes em diferentes estruturas vegetais não envolvidas diretamente com a polinização (Del-Claro et al. 2016). Em geral, as plantas secretam as soluções açucaradas como alimento para atrair as formigas que protegem a planta contra herbívoros (Hernández-Flores et al. 2016). Porém, a intensidade da proteção feita pelas formigas está diretamente ligada a concentração dessa solução açucarada, ou seja, quanto mais concentrado for a solução, maior é a proteção das formigas (Del-Claro et al. 2016). Sendo assim, ambientes com maior disponibilidade de nutrientes permitem uma maior concentração de solução açucarada, obtendo assim, maior proteção contra herbívoros (Del-Claro et al. 2016).

Devido às perturbações antrópicas (e.g. agricultura de corte e queima, retirada de biomassa (madeira), criação de caprinos), as florestas secas estão sujeitas à perda de serviços ecossistêmicos, como o controle da qualidade do solo (Moura & Silva 2017). Sem um controle adequado das condições do solo, o estabelecimento de novas plantas numa determinada área pode ser prejudicado, dificultando a regeneração natural destas florestas (CIT). Além disso, a baixa disponibilidade de recursos para as plantas pode levar a um maior aumento na herbivoria, dificultando ainda mais o seu estabelecimento (Tabarelli et al. 2000; Silva et al. 2018). A fim de recuperar os processos ecológicos interrompidos devido às perturbações antrópicas, vem crescendo os esforços para a restauração florestal, que consiste em intervenções humanas para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica (Brancalion et al. 2015; Moura & Silva 2017).

Dentre as intervenções está o cultivo e replantio direto de mudas de espécies nativas do ecossistema. No plantio direto de mudas, os estágios iniciais são cruciais e a herbivoria representa uma ameaça à sobrevivência das plantas. Já foram desenvolvidos diferentes métodos de plantio direto de mudas, e estes podem garantir um maior ou menor sucesso no crescimento e sobrevivências das plântulas no longo prazo. No entanto, a herbivoria continua sendo um fator limitante e a

presença de estratégias próprias das plantas para lidar com a herbivoria também pode afetar o resultado do processo de restauração. Nesse contexto, entender como as técnicas de estabelecimento de mudas em projetos de restauração podem influenciar a herbivoria em plântulas, é fundamental para melhorar o sucesso dos projetos de restauração nas florestas secas. Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi verificar se a herbivoria aumenta ou diminui em diferentes técnicas de plantio de mudas. As predições foram: plântulas com NEF's são menos suscetíveis à herbivoria quando submetidas a tratamentos que aumentam a disponibilidade de recursos. Já as plântulas sem NEF's se encontram mais propensas à herbivoria quando submetidas aos mesmos tratamentos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (8° 34.794'S; 37° 14.918'O) que está situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga no estado de Pernambuco, abrangendo aproximadamente 62 mil hectares. O clima da região é BSh, com precipitação anual variando de 480 mm a 1000mm e temperatura média anual de 23°C (Alvares et al. 2014). A vegetação está dentro do domínio da Caatinga, que é representada por plantas heliófilas que estão submetidas a ambientes xéricos, com solos arenosos (Silva et al. 2018).

### *Espécies de Estudo e Tratamentos*

Foram selecionadas mudas de quatro espécies para o plantio, Angico - *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, Pau-Ferro - *Libidibia ferrea* (Mart.ex Tul), Jurema – *Piptadenia stipulacea* (Benth) Ducke, essas três espécies possuem NEFs e Ipê - *Handroanthus impetiginosus* (Mart. Ex DC) Mattos, que não possui NEF. Na produção das mudas, 16 (25%) mudas foram tratadas com fertilizantes e no plantio 16 (25%) mudas foram transplantadas com um método chamado Omniverdi Omega. Esse método visa proteger as plantas contra a competição por luz solar, permitindo que ela se sobressaia em relação ao estrato herbáceo (Vranckx 2020). O Omniverdi Omega consiste em três placas de cimento em volta da planta e inclinadas para o centro, para a água escorrer e acumular, favorecendo o indivíduo (Vranckx 2020).

Todas as mudas transplantadas passaram por um método que favorece o estabelecimento da planta, sendo composta de um cano de PVC com cerca de 70 cm, o qual a raiz da muda fica envolvida por esse cano a fim de evitar a competição radicular (Vranckx 2020). Já as mudas que passaram pelo teste do tratamento do Omniverdi Omega foram transplantadas também com o método auxiliar de restauração Omniverdi Riza, que visa desenvolver a planta até virar muda em um saco biodegradável, com 75 cm de profundidade e cerca de 5 cm de diâmetro, que diminui o estresse da planta no momento do transplante, evitando a quebra de raiz e amenizando o choque térmico (Vranckx 2020).

### *Desenho experimental*

Os tratamentos considerados foram: o tratamento de fertilização e tratamento com Omniverdi Omega. Com isso, foram produzidas mudas com aplicação de fertilizante (n = 16), plantas sem fertilizantes (n = 16), transplantadas com Omniverdi (n=16) e sem Omniverdi (n=16), dispostas de forma aleatória dentro de blocos. Estas plantas foram dispostas em quatro blocos de 10x10 m e foram plantadas em uma matriz de 4x4, totalizando 16 plantas em cada bloco e 64 no total. Dentro de cada bloco, a posição e a combinação dos tratamentos foram sorteadas de modo que cada espécie tenha um indivíduo de cada nível de tratamento, ou seja, dos 4 indivíduos de cada espécie dentro de um bloco, um indivíduo é com fertilizante e Omniverdi Omega, um indivíduo com fertilizante e sem Omniverdi Omega, um indivíduo sem fertilizante e com Omniverdi Omega e um indivíduo sem fertilizante e sem Omniverdi Omega. Este experimento foi estabelecido em junho de 2018.

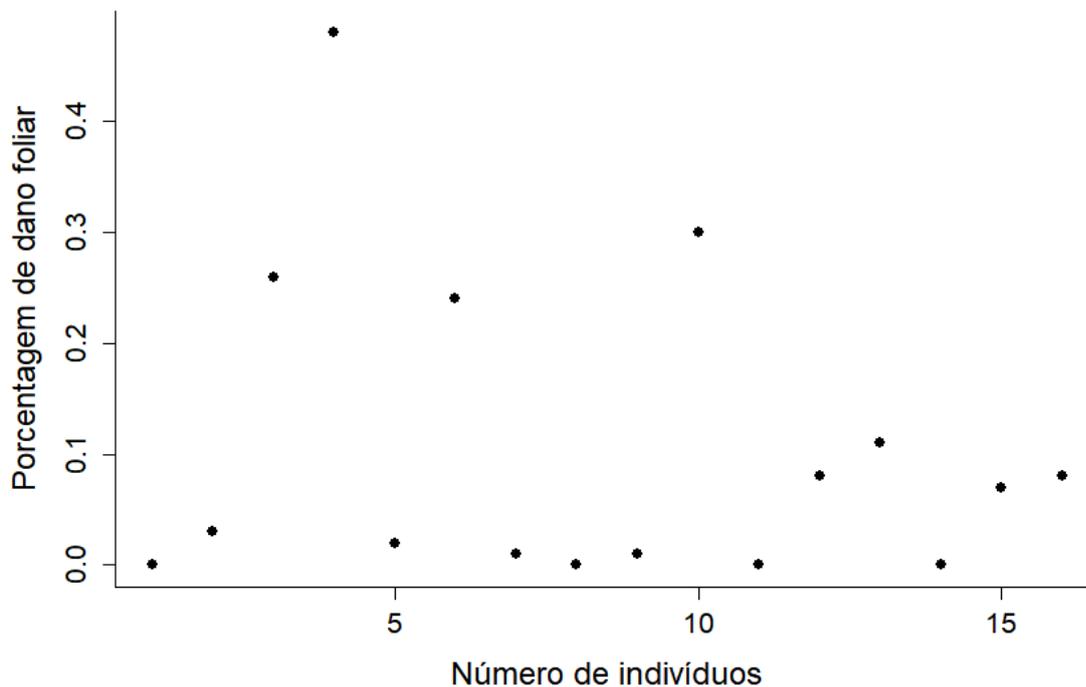
*Handroanthus impetiginosus* é a única espécie que apresenta folíolos maiores e não apresenta nectários extraflorais (NEFs). Por isso, foram medidos os danos por herbívoros através de fotos feitas com uma câmera fotográfica Nikon D3000 do segundo par de folhas (ápice para a base). Foi calculada a área de dano foliar desta espécie através do programa ImageJ, estimando a área total dos folíolos e a área total danificada. Para as plantas com NEFs, foi utilizado o número de formigas nas plantas como referência para estimar a proteção dessas espécies em relação aos herbívoros. Para isso foram observados cada indivíduo por dois minutos e contado o número de formigas que estavam nas plantas.

## Análise dos dados

Foram comparados os diferentes tratamentos utilizando modelos lineares generalizados (GLM) para entender se estes afetam a herbivoria em *H. impetiginosus* (sem NEFs). As variáveis preditoras foram os tratamentos de melhoria de recurso (i.e., com/sem Fertilizantes e com/sem Omniverdi Omega) e a variável resposta sendo a porcentagem de dano foliar. Para as espécies com NEFs, foram construídos modelos lineares mistos generalizados (GLMM), utilizando os tratamentos de melhoria de recurso como variáveis preditoras o número de interações com formigas como a variável resposta e as espécies das plantas como fator aleatório. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R.

## RESULTADOS

A análise de dano foliar em *Handroanthus impetiginosus* apresentou uma baixa porcentagem de dano 10% (Fig. 1), não apresentando diferença significativa entre os tratamentos ( $F_{(3,12)} = 0,7578$ ;  $R^2 = 0,1593$ ;  $P = 0,539$ ). Para as plantas com nectários extraflorais (NEFs), foi encontrada diferença ( $Z = -3,715$ ;  $P = 0,0002$ ) entre os tratamentos (Fig. 2). Em relação ao número de interações entre formigas foram encontrados um total de 51 formigas nas plantas, destas, 37 foram observadas em plantas transplantadas com Omniverdi e tratadas com fertilizante. As outras 14 formigas foram encontradas em plantas sem Omniverdi, sendo 10 em mudas tratadas com fertilizante e quatro em mudas sem fertilizante (veja; tabela 1).

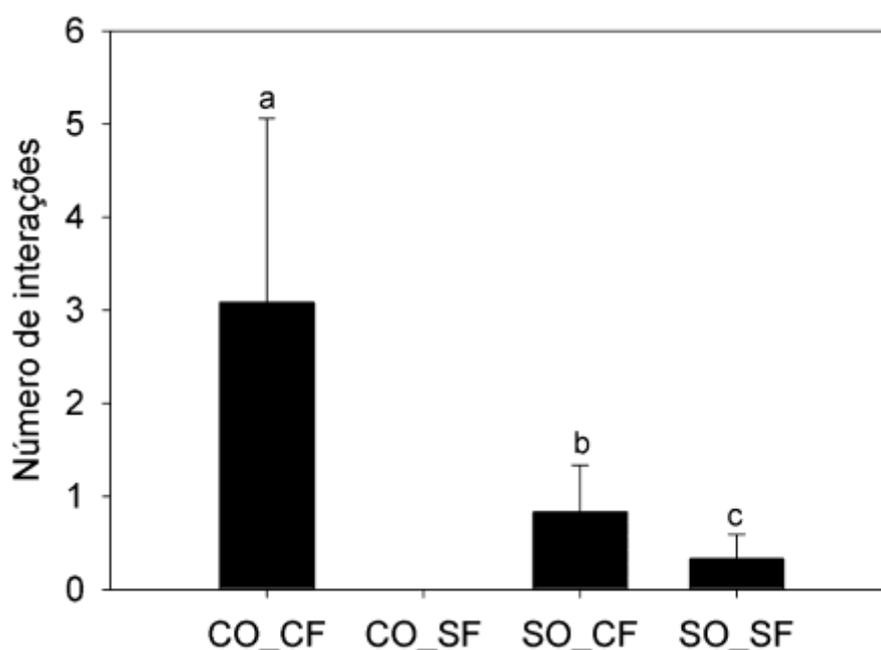


**Figura 1.** Porcentagem de dano foliar causado por herbívoros por indivíduo de *Handroanthus impetiginosus*, em todos os tratamentos (com Omniverdi Omega e sem Omniverdi Omega; com fertilização e sem fertilização) ( $F_{(3,12)} = 0,7578$ ;  $R^2 = 0,1593$ ;  $P = 0,539$ ).

**Tabela 1.** Número de interações formiga-planta por espécie de planta (*Anadenanthera colubrina*; *Libidibia férrea* e *Piptadenia stipulacea*), com os tratamentos de transplante de mudas (com Omniverdi Omega e sem Omniverdi Omega) e tratamento de enriquecimento nutricional (com fertilização e sem fertilização). CO\_CF – tratamento com placa protetora Omniverdi e com fertilizante; CO\_SF – com Omniverdi e sem fertilizante; SO\_CF – sem Omniverdi e com fertilizante; SO\_SF – sem Omniverdi e sem fertilizante.

Espécies	Omniverdi Omega	Fertilização	Número de interações
<i>Anadenanthera colubrina</i>	C_O	C_F	33
	C_O	S_F	0
	S_O	C_F	0
	S_O	S_F	3
<i>Libidibia ferrea</i>	C_O	C_F	0
	C_O	S_F	0
	S_O	C_F	0
	S_O	S_F	0

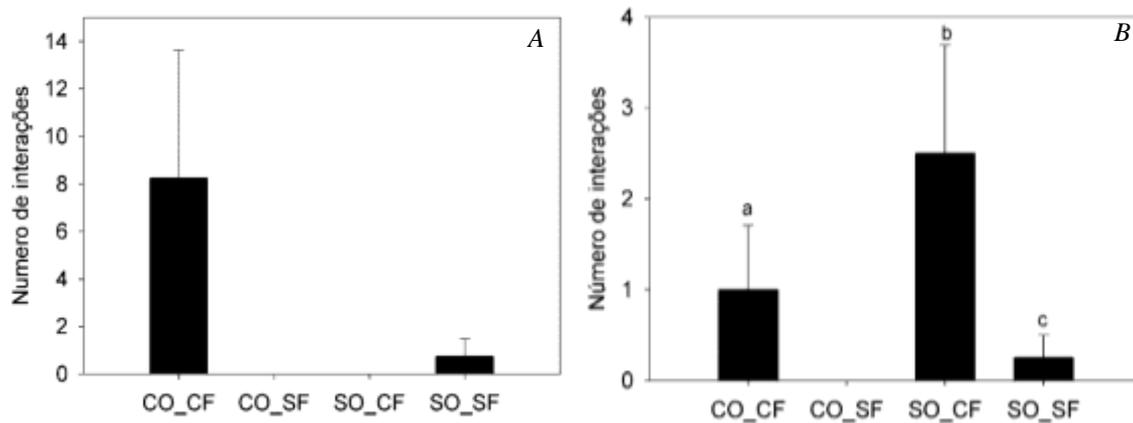
<i>Piptadenia stipulacea</i>	C_O	C_F	4
	C_O	S_F	0
	S_O	C_F	10
	S_O	S_F	1



**Figura 2.** Efeito de diferentes no estabelecimento de muda no Parque Nacional do Catimbau. Sobre o número de interações entre formigas em espécies de plantas com nectários extraflorais ( $Z= -3,715$ ;  $P= 0,0002$ ) (*Anadenanthera colubrina*, *Libidibia ferrea* e *Piptadenia stipulacea*). CO\_CF – tratamento com placa protetora Omniverdi e com fertilizante; CO\_SF – com Omniverdi e sem fertilizante; SO\_CF – sem Omniverdi e com fertilizante; SO\_SF – sem Omniverdi e sem fertilizante.

A riqueza total de espécies de formigas foram três, sendo elas *Crematogaster* sp., *Componotus* sp. e *Dorymyrmex thoracicus*, com abundância de 47, dois e dois, respectivamente. Quando separadas, as análises por espécies foram encontradas um padrão diferente em relação aos tratamentos (Fig. 3), a espécie *P. stipulacea* apresentou maior número de interações no tratamento sem Omniverdi Omega e com Fertilizante, seguido de tratamento com Omniverdi Omega e com Fertilizante, uma vez que o padrão de número de interações de todas as espécies foi maior no

tratamento com Omniverdi Omega e com Fertilizante seguida do tratamento sem Omniverdi Omega e com Fertilizante (veja Fig. 2 e 3).



**Figura 3.** Efeito de diferentes técnicas de estabelecimento de mudas no Parque Nacional do Catimbau sobre o número de interações entre formigas em A) *Anadenanthera colubrina* e B) *Piptadenia stipulacea*. CO\_CF – tratamento com placa protetora Omniverdi e com fertilizante; CO\_SF – com Omniverdi e sem fertilizante; SO\_CF – sem Omniverdi e com fertilizante; SO\_SF – sem Omniverdi e sem fertilizante.

## DISCUSSÃO

Os resultados encontrados sugerem que a) diferentes técnicas de restauração não afetam a susceptibilidade à herbivoria da espécie *H. impetiginosus*; b) plantas com NEFs e maior qualidade de recurso apresentam maior interação com formigas; c) a resposta às interações pode variar entre as espécies. Uma possível explicação para que os indivíduos da espécie *H. impetiginosus* não seja susceptível à herbivoria é que os herbívoros da Caatinga apresentam uma alta generalização (Oliveira & Freitas 2004). Assim, independente da palatabilidade (i.e., mudas estabelecidas com fertilizante) e da maior exposição da planta em relação ao estrato herbáceo (i.e., mudas estabelecidas com a placa Omniverdi Omega), os herbívoros vão consumir qualquer recurso disponível. Além disso, foi observado um baixo dano foliar por herbívoros, que pode ser explicada devido à alta quantidade de metabólitos secundários que a espécie possui (Silva-Junior et al. 2018).

Em relação às plantas com defesa biótica (NEF's), a hipótese de que as plantas submetidas a maior disponibilidade de recurso apresentariam maior defesa contra herbivoria foi corroborada, uma vez que os indivíduos submetidos a tratamentos com fertilizantes tiveram maior número de interações. Plantas com maior qualidade nutricional, atraem formigas mais agressivas (Lange et al. 2017; Flores-flores et al. 2018). As espécies do gênero *Camponotus* sp. são espécies agressivas, que são territorialistas e defendem muito bem as plantas que lhes fornecem recurso, enquanto *Dorymyrmex thoracicus* são pouco agressivas e não promovem uma alta defesa da planta (Fagundes et al. 2017; Lange et al. 2017; Flores-flores et al. 2018; Santos & Leal 2019). Com isso, provavelmente, *A. colubrina* e *P. stipulacea* estavam fornecendo soluções bastante concentradas para atrair formigas do gênero *Camponotus* sp. A *L. ferrea*, no entanto, não teve nenhuma interação com formigas e pode estar relacionado ao período de desenvolvimento da planta que não necessitava da proteção das formigas.

Conclui-se que técnicas distintas de estabelecimento de mudas diferiram nos seus efeitos sobre a suscetibilidade à herbivoria e que este efeito é mediado pelas defesas naturais das espécies. Quanto às plântulas com defesa biótica, estas podem ser mais vulneráveis às baixas disponibilidades de recursos, mas quando tratadas com fertilizante e Omniverdi Omega, provavelmente a qualidade do néctar extrafloral que a planta pode oferecer para as formigas, que proporcionam interações mutualísticas é maior. Além disso, a resposta de plantas sem defesa biótica com a falta dos tratamentos varia segundo características específicas, como compostos químicos que reduzem a herbivoria, mesmo em situação de vulnerabilidade. Sugere-se a realização de estudos semelhantes e mais extensos para, possivelmente, corroborar a hipótese de que as espécies vegetais que investem em defesa química devem ser fertilizadas antes do plantio e estabelecidas com a placa Omniverdi Omega a fim de garantir uma maior taxa de sobrevivência frente às pressões dos herbívoros.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ e ao PELD-Pronex pelo apoio logístico e financeiro para a realização do XII-ECCA. Agradecemos a Dra. Fernanda

Pereira de Oliveira pela orientação na execução desse projeto e ao doutorando Renato Vanderlei pela ajuda e acompanhamento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

Begon, M, Townsend CR, Harper JL. 2006. *Ecologia - De indivíduos a Ecosistemas*. 2nd edn. Porto Alegre, Artmed.

Boege K, Dirzo R. 2004. Intraspecific variation in growth, defense and herbivory in *Dialium guianense* (Caesalpiniaceae) mediated by edaphic heterogeneity. *Plant Ecology* 175: 59–69.

Brançalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, Gandolfi S. 2015. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV (ed.) *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2nd edn. Viçosa, Editora UFV.

Canto A, Parra-Tabla V, García-Franco JG. 2004. Variation in leaf production and floral display of *Anthurium schlechtendalii* (Araceae) in response to herbivory and environment. *Functional Ecology* 18: 692–699.

Chomel M, Guittonny-Larchevêque M, Fernandez C, Gallet C, Desrochers A, Paré D, Jackson BG, Baldy V. 2016. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology* 104: 1527-1541.

Coley PD, Barone JA. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305–335.

Coley PD, Bryant JP, Chapin FS. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895–899.

Del-Claro K, Rico-Gray V, Torezan-Silingardi HM, et al. 2016. Loss and gains in ant-plant interactions mediated by extrafloral nectar; fidelity, cheats and lies. *Insectes Sociaux* 2: 207-221.

Dirzo R, Domínguez CA. 1995. Plant-herbivore interactions. In: Bullock SH, Mooney A, Medina E (eds.) *Mesoamerican tropical dry forest*. Cambridge, Editora Cambridge University.

Fagundes R, Dáttilo W, Ribeiro SP, Rico-Gray V, Jordano P, Del-Claro K. 2017. Differences among ant species in plant protection are related to production of extrafloral nectar and degree of leaf herbivory. *Biological Journal of Linnean Society* 1: 71-83.

- Flores-flores RC, Aguirre A, Anjos DV, Neves FS, Campos RI, Dáttilo W. 2018. Food source quality and ant dominance hierarchy influence the outcome of ant-plant interaction in arid environment. *Acta Oecologica*. 87: 13-19.
- Hernández-Flores J, Osorio-Beristain M, Martínez-Garza C. 2016. Ant foraging as an indicator of tropical dry forest restoration. *Environmental Entomology* 4: 991-994.
- Janzen DH. 1974. Tropical blackwater rivers, animals and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica* 6: 69–103.
- Lange D, Calixto ES, Del-Claro K. 2017. Variation in extrafloral nectary productivity influences the ant foraging. *Plos One* 1: 1-13.
- Lüttge U. 1997. *Physiological ecology of tropical plants*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.
- Moura FBP, Silva JV. 2017. *Restauração na Caatinga*. 1st edn. Alagoas, Edufal.
- Neves VM. 2007. A diferença de ambiente influencia o grau de herbivoria em guanandi, *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae)? *Ecologia da Mata Atlântica* 1–2.
- Oliveira HT & Freitas D. 2004. Ambientalização nos cursos de licenciatura por meio da inclusão curricular de uma disciplina: o caso da UFScar (Brasil). In: Geli AM, Junyent ME, Sánchez S (eds.) *Ambientalización curricular de los estudios superiores*. Girona, Servei de Publicacions.
- Price PW. 1992. Plant resources as the mechanistic basis for insect herbivore population dynamics. In: Hunter M, Ohgushi T, Price P. (eds.) *Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions*. New York, Academic Press. p. 139–174.
- Santos ATF, Leal LC. 2019. My plant, my rules: bodyguard ants of plants with extrafloral nectaries affect patterns of pollinator visits but not pollinator success. *Biological Journal of Linnean Society* 1: 158-167.
- Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. 2018. *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing.
- Silva-Junior OB, Grattapaglia D, Novaes E, Collevatti RG. 2018. Genome assembly of the Pink Ipê (*Handroanthus impetiginosus*, Bignoniaceae), a highly valued, ecologically keystone Neotropical timber forest tree. *GigaScience* 7: gix125.
- Siqueira FFS, Ribeiro-Neto JD, Tabarelli M, Andersen AN, Wirth R, Leal IR. 2017. Leaf-cutting ant populations profit from human disturbances in tropical dry forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 5: 337-344.
- Stowe KA, Marquis RJ, Hochwender CG, Simms EL. 2000. The evolutionary Ecology of tolerance to consumer damage. *Annual Review of Ecology & Systematics* 31: 565–595.

Tabarelli M, Silva JMC, Santos AMM, Vicente A. 2000. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. In: Silva JMC, Tabarelli M (eds.) Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga. Petrolina.

Turner IM. 2001. The ecology of trees in the tropical rainforest. New York, Cambridge University Press.

Vranckx P. 2019. Technologies for ecological restoration and conservation of nature. <https://www.omniverdi.org>. 06 Jun 2020.

## **EFEITO DO EXCREMENTO DE CAPRINOS SOBRE A REPRODUÇÃO E VIGOR DE *Encholirium spectabile* (BROMELIACEAE) NA CAATINGA**

Fellipe Alves Ozorio do Nascimento<sup>1</sup>, Adrielle Leal<sup>1</sup>, Isabelle de Holanda Silva<sup>1</sup>, Willams Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

### **RESUMO**

O pastoreio de caprinos sobre a vegetação nativa vem sendo amplamente estudado e reconhecido como uma das grandes fontes de degradação na Caatinga. Entretanto, os possíveis efeitos positivos prestados por esses animais têm sido negligenciados. Deste modo, avaliamos o efeito da deposição natural de excrementos de caprinos na reprodução e vigor da bromélia *Encholirium spectabile*. Para isso, selecionamos 15 manchas de vegetação ao longo de uma das encostas da Serra Branca, no Parque Nacional do Catimbau. Nessas manchas, foram contabilizados todos os indivíduos da espécie, e calculado o volume da população, além de medidas do tamanho da mancha, profundidade do solo e quantidade de excrementos. Nossos resultados apontam que a quantidade de excremento não explica a proporção de indivíduos em estágio reprodutivo ou o volume dos indivíduos, mas que o tamanho da mancha exerce influência no volume de indivíduos. De fato, sabe-se que excretas animais melhoram a qualidade dos solos e conseqüentemente das plantas. Entretanto, acreditamos que a quantidade de excrementos encontrada nas manchas de vegetação não foi suficiente para trazer melhorias na reprodução e vigor da *E. spectabile*. Além disso, plantas adaptadas a ambientes sob déficit nutricional quando submetidas a pulsos de nutrientes exibem poucas evidências de ganho de biomassa. Já o aumento do volume de indivíduos em função do tamanho da mancha pode ser explicado pelo: I) hábito de agregação dos indivíduos dessa espécie; II) ao pressuposto da teoria de ilhas, de que abundâncias de espécies individuais aumentem linearmente com o tamanho da área; e III) à fatores relacionados ao tamanho do habitat (e.g. idade da mancha) que podem conferir maior estabilidade aos indivíduos. De modo geral, os efeitos negativos dos caprinos continuam sendo mais evidenciados

que os positivos, visto que não encontramos relação positiva entre os excrementos e a fertilização do solo.

**Palavras-chave:** Fertilização; Esterco; Bode; Macambira-de-flecha; Manchas de vegetação.

## INTRODUÇÃO

A expansão de atividades humana tem ameaçado as florestas tropicais e os serviços fornecidos por este ecossistema (Laurance, Sayer, Cassman 2014). Os principais impulsionadores incluem não apenas mudanças conspícuas na cobertura da terra (e.g. perda e fragmentação de habitat), mas também mudanças menos aparentes que levam a alterações leves, mas contínuas, como o pastoreio, coleta de lenha e exploração de produtos florestais não madeireiros, por exemplo (Ribeiro *et al.* 2015; Ribeiro-Neto *et al.* 2016). As perturbações crônicas, de fato, representam uma fonte global de perturbação, mas seus efeitos se tornam mais difundidos em países subdesenvolvidos, como o Brasil, onde fatores socioeconômicos fazem com que a população desfavorecida dependa pelos menos parcialmente dos recursos naturais (Singh 1998; Silva *et al.* 2017).

A Caatinga, Floresta Tropical Sazonalmente Seca típica do Brasil, suporta uma das regiões semiáridas mais populosas do mundo com cerca de 28 milhões de pessoas (i.e. 26 habitantes por km<sup>2</sup>; Medeiros *et al.* 2012) e apresenta um dos mais baixos índices sociais e econômicos do continente sul-americano. Devido a vulnerabilidade socioeconômica, grande parcela da população das áreas rurais deste bioma depende de atividades como a criação de caprinos, agricultura de subsistência, uso de madeira para lenha e de produtos florestais não-madeireiros para alimentação e medicamentos (Silva *et al.* 2017; Melo 2017). Práticas como essas, historicamente tem imposto um continuum de degradação do ambiente natural, ocasionando um efeito cascata que vai desde a redução da biomassa acima do solo até a completa desertificação do ambiente (Leal *et al.* 2005; MMA & IBAMA 2010).

Na Caatinga, a criação de caprinos tem sido historicamente desenvolvida por famílias da zona rural em sistemas extensivo, no qual os animais são criados soltos, sem demarcação ou divisões de propriedades (Medeiros *et al.* 1995). Existe uma preocupação geral de que o pastoreio desses herbívoros na vegetação nativa

desempenhe um papel central na modificação do ecossistema. Podendo reduzir o recrutamento e crescimento de novos indivíduos vegetais (Severson & DeBano 1991; Perevolotsky & Haimov 1992) e alterar os padrões de ciclagem de nutrientes e de fluxo de energia (Severson & DeBano 1991).

Embora os efeitos negativos dos caprinos sobre a vegetação nativa sejam extensamente reconhecidos e estudados (Ribeiro *et al.* 2015), os possíveis efeitos positivos prestados por esses animais (e.g. fertilização do solo a partir dos excrementos) têm sido negligenciado. A adição de nutrientes orgânicos advindos diretamente de excrementos animais funciona como uma medida alternativa na melhoria das propriedades microbianas e físico-químicas do solo (García-Orenes *et al.* 2010). Neste sentido, excrementos caprinos apresentam grande vantagem em sua utilização quando comparados aos de outros animais (Mupondi *et al.* 2006; Alves & Pinheiro 2007; Araújo *et al.* 2010). Dentre elas podem ser citados o pH neutro, a alta relação C:N e a alta quantidade de nitrogênio inorgânico e nutrientes (e.g. Cálcio, Fósforo Magnésio e Potássio; Alves & Pinheiro 2007; Araújo *et al.* 2010).

A baixa disponibilidade de nutrientes no solo é um dos fatores mais limitantes para o estabelecimento de espécies vegetais em ambientes semiáridos como à Caatinga (Andrade *et al.* 2009). Plantas adaptadas a este tipo de habitat apresentam diferentes estratégias fisiológicas e/ou especializações morfológicas para adquirir os nutrientes (Chapin 1987; Silva *et al.* 2004; Giullieti *et al.* 2006). E em resposta a pulsos de disponibilidade de nutrientes, essas plantas podem exibir um grande consumo de nutrientes, suportando maiores taxas de crescimento lento da raiz e da parte aérea, por um longo período de tempo (Chapin 1980; Chapin 1987).

Deste modo, nós avaliamos se a quantidade de excrementos de caprinos no solo aumenta a proporção de indivíduos em estágio reprodutivo, bem como o volume da população de *Encholirium spectabile*. Para isso, hipotetizamos que os excrementos de caprinos depositados de forma natural, no pastejo do animal, favorecem o desenvolvimento de plantas por aumentar a quantidade e a disponibilidade de nutrientes do solo.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O presente estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, uma unidade de conservação de proteção integral localizado no estado de Pernambuco, entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O parque possui uma área de 60,000 ha, e foi criado no ano de 2002. Há uma alta variação na precipitação (480 a 1100 mm ano) e a temperatura média anual é de 23°C; sendo classificado como semiárido tropical (classificação de Koeppen Bsh; Sfair *et al.* 2018). Na área do parque há embasamento geológico do cristalino e do sedimentar, mas aproximadamente 70% da área tem solos arenosos (Rito *et al.* 2017). A vegetação local é bastante diversificada, devido à interação do clima com fatores como solo, relevo, altitude e processos geológicos (SNE 2002). Embora o parque seja de proteção integral na qual é vedada habitações humanas e uso direto dos recursos naturais, a lenta implementação dos regulamentos desde sua criação tem permitido que ainda haja aproximadamente 300 famílias vivendo no seu interior, exercendo práticas de agricultura de subsistência e criação de caprinos de modo extensivo (Santos 2015; Arnan *et al.* 2018; Sfair *et al.* 2018). Estas atividades exercem intensa pressão na vegetação de todo o parque, uma vez que os animais são criados de forma livre (Arnan *et al.* 2018; Sfair *et al.* 2018).

### *Espécie estudada*

*Encholirium spectabile* Mart. ex Schult. & Schult. f., também conhecida como macambira-de-flecha, é uma espécie pertencente à família Bromeliaceae com hábito herbáceo, folhas dispostas em roseta e escapo floral atingindo cerca de 2 metros de altura. Ocorre por toda a Caatinga e algumas populações podem ser encontradas em áreas de transição com o Cerrado e Floresta Atlântica (Forzza 2005). Na Caatinga, é invariavelmente encontrada em afloramentos rochosos sobre solos rasos e com pouca disponibilidade de nutrientes (neossolos litólicos; Queiroz *et al.* 2017).

### *Desenho experimental*

Selecionamos de forma sistemática 15 manchas de vegetação ao longo de uma das encostas da Serra Branca no Parque Nacional do Catimbau. Para isso, três critérios foram adotados: 1) ter a presença de populações de *E. spectabile*, 2) a presença de fezes de caprinos, e 3) capturar toda a heterogeneidade de tamanhos de manchas da encosta. Para evitar a autocorrelação espacial entre as machas, foi mantida a distância mínima de 20 metros entre elas. Para avaliarmos se os

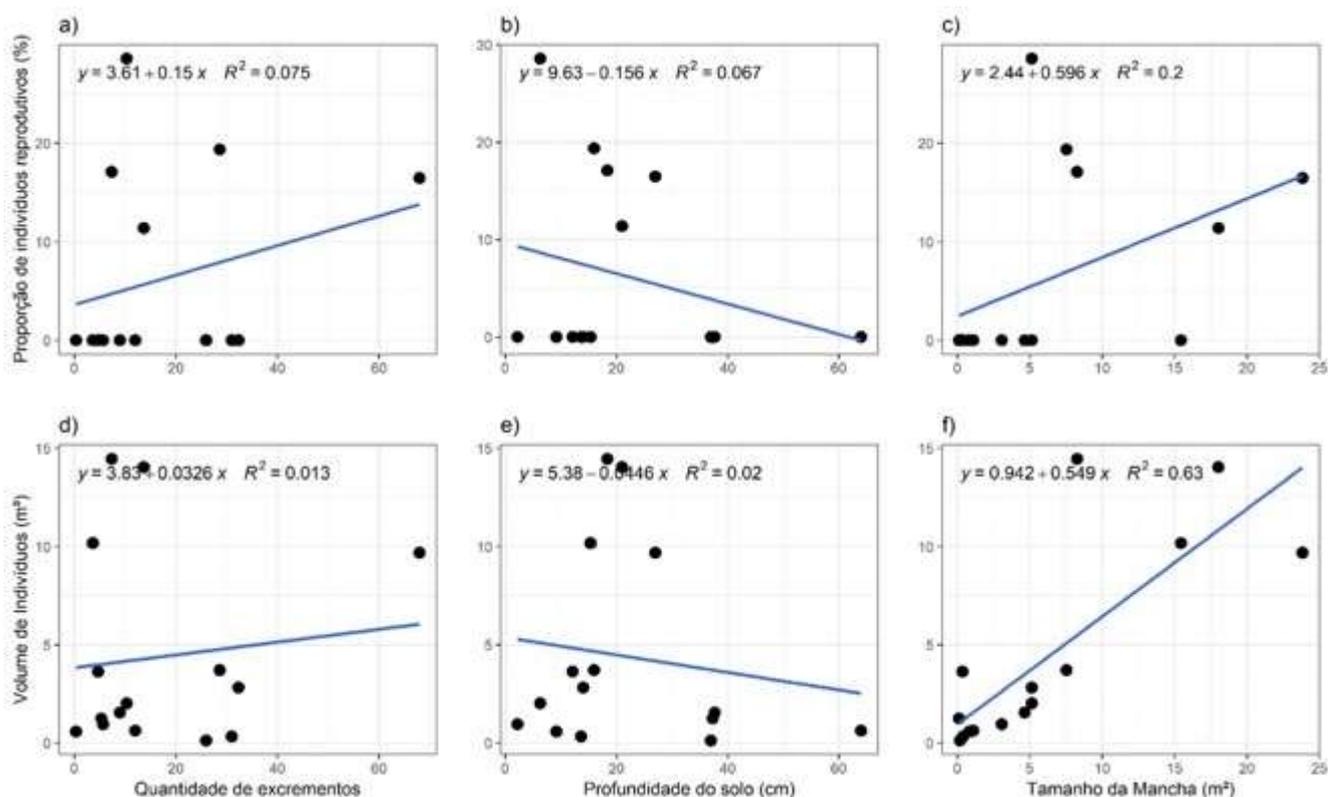
excrementos de caprinos aumentam o sucesso reprodutivo da macambira-de-flecha, contamos todos os indivíduos de cada mancha e calculamos a proporção daqueles que estavam em fase reprodutiva (presença da inflorescência). Para avaliar o vigor da espécie, coletamos medidas de largura, comprimento e altura dos indivíduos, e em seguida, calculamos o volume da população em cada mancha. A quantidade de fezes por mancha de vegetação foi medida através de três subamostras, com uma quadrícula de 15 cm x 15 cm aleatorizada em cada mancha. Em adição, para verificar se outros fatores, que não às quantidades de fezes, influenciam as variáveis analisadas, mensuramos o tamanho das manchas e a profundidade do solo de cada mancha com uma barra de ferro solta a uma altura de um metro. O tamanho das manchas foi estimado através da área da elipse, a partir dos valores da largura e comprimento da mancha ( $Largura/2 \times Comprimento/2 \times \pi$ ).

#### *Análise dos dados*

Para avaliar o efeito dos excrementos de caprinos na reprodução e vigor da macambira-de-flecha, realizamos modelos lineares generalizados (GLMs). Nesta análise, controlamos o efeito ambiental sobre a reprodução e o vigor dos indivíduos das manchas inserindo o tamanho da mancha e a profundidade do solo como covariáveis. Adicionalmente, para diagnosticar possível multicolinearidade entre as variáveis explicativas (quantidade de excrementos, tamanho da mancha e profundidade do solo) verificamos o valor de inflação (VIF < 5). Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.5.3.

## **RESULTADOS**

A quantidade de indivíduos encontrado por mancha ( $18,93 \pm 21,789$ ) foi mais alta em manchas de maior tamanho. Do mesmo modo, o número de indivíduos em estágio reprodutivo também foi mais alto nas manchas maiores ( $2,2 \pm 3,876$ ). Embora tenhamos encontrado maior número de excrementos em populações com mais indivíduos, a quantidade de excrementos não explicou a proporção de indivíduos em estágio reprodutivo e o volume dos indivíduos ( $p= 0.642$ , GL = (11;14);  $p= 0.095$ , GL = (11;14), respectivamente) (Fig. 1A e 1D).



**Figura 1.** Relação entre característica de reprodução e vigor de *Encholirium spectabile* (A e D) com a quantidade de excrementos; (B e E) A profundidade do solo; (C e F) E o Tamanho da mancha de vegetação.

Dentre as covariáveis, a profundidade do solo não influenciou nenhuma das variáveis respostas ( $p > 0.05$ ; GL = (13;14)) (Fig. 1B e 1E); enquanto apenas o tamanho da mancha exerceu influência no volume de indivíduos ( $p = 0.001$ , GL = (13;14)) (Fig. 1F). A proporção de indivíduos adultos também não foi explicada pelo tamanho da mancha ( $p = 0.19$ , GL = (13;14)) (Fig. 1C).

## DISCUSSÃO

Embora várias evidências mostrem os benefícios de excretas animais para a melhoria da qualidade dos solos e conseqüentemente das plantas (Hariadi, Nurhayati, Hariyani 2016; Araújo *et al.* 2010), nossos resultados não apoiam a hipótese de que os excrementos de caprinos depositados de forma natural possam favorecer a reprodução e o vigor de *Encholirium spectabile*. É reconhecido que o tipo de solo é um importante fator na taxa de mineralização e retenção dos nutrientes (Hassink *et al.* 1993). Como o solo na área estudada tem textura arenosa (conteúdo de areia

frequentemente > 95%) e conseqüentemente baixa capacidade de retenção de nutrientes, pode ter contribuído expressivamente para a baixa correlação entre a quantidade de excrementos e as respostas da espécie.

De Mazancourt *et al.* (1998) mostraram que é necessário um influxo contínuo de nutrientes para que áreas inférteis se mantenham férteis a longo prazo. No entanto, os nutrientes que retornam à paisagem por meio das fezes e da urina das cabras são distribuídos de forma heterogênea, geralmente concentrando-se em locais específicos (e.g. próximo ao local onde os animais repousam). Além disso, para que os nutrientes contidos nas fezes se tornem facilmente disponíveis para as plantas é preciso que eles passem pelo processo de solubilização (Oliveira *et al.* 2014). Nesse estudo, as condições climáticas de baixa precipitação da Caatinga podem ter feito com que esse processo se tornasse mais lento, e associado a isso, as características de declive do relevo da área estudada diminuem a chance de os excrementos permanecerem nas porções côncavas da vertente, onde geralmente estão associadas as manchas de vegetação.

Embora as relações nutricionais entre planta e solo possam ser avaliadas pela capacidade das plantas em absorver e utilizar nutrientes na produção de biomassa (Caldeira *et al.* 2004). Plantas adaptadas à ambientes sob déficit nutricional (e.g. em afloramentos rochosos) exibem poucas evidências de que tenham um potencial para altas taxas de ganho de biomassa por unidade de nutriente (Chapin 1980). Tais plantas maximizam sua eficiência no uso de nutrientes, prolongando a vida útil dos tecidos, de modo que cada unidade de nutriente ofereça um retorno máximo antes de se perder da planta (Chapin 1980).

Apesar de termos encontrado um valor preditivo moderado para a variabilidade no volume de indivíduos em função do tamanho da área ( $R^2 = 0.63$ ; Fig. 1F), o mecanismo por de trás dessa previsão não é claro (Bender *et al.* 1998). Sugerimos que esse resultado pode estar associado a dois fatores: I) ao hábito de agregação dos indivíduos dessa espécie, e II) ao equilíbrio da teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967). Embora a teoria de ilhas não aborde explicitamente como as densidades de espécies individuais devem variar em ilhas de tamanhos diferentes, pressupõe que, abundâncias de espécies individuais aumentem linearmente com o tamanho da área. Ainda que essa suposição seja real, não deve ser generalizada,

pois, a densidade é dada como uma característica de agregação e nem todas as espécies apresentam-na. O que não podemos inferir, de forma geral, que o aumento da área estará diretamente relacionado com o aumento da densidade.

Além disso, fatores relacionados ao tamanho do habitat (e.g. idade da mancha) podem interagir afetando o volume dos indivíduos. Isso porque, áreas maiores geralmente são mais antigas e estáveis do ponto de vista do habitat, ficando desta maneira, menos susceptíveis a perturbações que poderiam afetar o desenvolvimento dos indivíduos vegetais que ali se estabeleceram (Ross et al. 2002).

Em resumo, nossos resultados demonstram que a quantidade de excremento encontrados nas manchas de vegetação não são suficientes para trazer melhorias, mesmo para plantas com baixa exigência nutricional. De modo geral, os efeitos negativos dos caprinos continuam sendo mais evidenciados que os positivos, visto que não encontramos relação positiva entre os excrementos e a fertilização do solo. Em contrapartida, encontramos que, para *E. spectabile* o aumento do tamanho da área influencia positivamente o aumento da densidade de indivíduos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves FSF, Pinheiro RR. 2007. O esterco caprino e ovino como fonte de renda. Fortaleza, Jornal AgroValor. p. 4.
- Araújo WBM, Alencar RD, Mendonça V, Medeiros EV, Andrade RC, Araújo RR. 2010. Goat manure used in substrate composition for formation of papaya seedlings. *Ciência e Agrotecnologia* 34: 68-73.
- Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological indicators* 94: 274-282.
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.
- Caldeira MVW, Neto RMR, Schumacher MV. 2004. Eficiência do uso de micronutrientes e sódio em três procedências de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). *Revista Árvore* 28: 39-47.
- Chapin FS. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual review of ecology and systematics* 11: 233-260.

- Chapin FS. 1987. Adaptations and physiological responses of wild plants to nutrient stress. In: Gabelman WH, Loughman BC. (eds.) Genetic aspects of plant mineral nutrition. Dordrecht, Springer. p. 15-25.
- De Mazancourt C, Loreau M, Abbadie L. 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production? *Ecology* 79: 2242-2252.
- Forzza RC. 2005. Revisão taxonômica de *Encholirium* Mart. ex Schult. & Schult. f. (Pitcairnioideae – Bromeliaceae). *Bol. Bot. Univ. São Paulo* 23: 1-49.
- García-Orenes F, Guerrero C, Roldán A, et al. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research* 109: 110-115.
- Giullieti AM, Conceição A, Queiroz LP. 2006. Diversidade e caracterização das fanerógamas do semiárido brasileiro. Recife, Associação Plantas do Nordeste.
- Hariadi YC, Nurhayati AY, Hariyani P. 2016. Biophysical monitoring on the effect on different composition of goat and cow manure on the growth response of maize to support sustainability. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 9:118-127.
- Hassink J, Bouwman LA, Zwart KB, et al. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. In: Brussaard L, Kooistra MJ. (eds.) *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*. Wageningen, Elsevier. p. 105-128.
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution* 29: 107-116
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press.
- Medeiros LP, Girao RN, Girao ES, Pimentel JCM. 1995. *Caprinos: princípios básicos para sua exploração*. Teresina, EMBRAPA-CPAMN/Brasília: EMBRAPA-SPI.
- Medeiros SS, Cavalcante AMB, Perez AMM, Tinôco LBM, Salcedo IH, Pinto TF. 2012. *Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro*. Campina Grande, INSA.
- Melo FPL. 2017. The socio-ecology of the Caatinga: understanding how natural resource use shapes an ecosystem. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 369-382.

MMA & IBAMA. 2010. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: Monitoramento do Bioma Caatinga 2002 a 2008. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.

Mupondi LT, Mkeni PNS, Brutsch MO. 2006. The effects of goat manure, sewage sludge and effective microorganisms on the composting of pine bark. *Compost science & utilization* 14: 201-210.

Oliveira AP, Silva OPR, Bandeira NVS, Silva DF, Silva JA, Pinheiro SMG. 2014. Rendimento de maxixe em solo arenoso em função de doses de esterco bovino e biofertilizante. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18: 1130-1135.

Perevolotsky A, Haimov Y. 1992. The effect of thinning and goat browsing on the structure and development of Mediterranean woodland in Israel. *Forest Ecology and Management* 49: 61-74.

Queiroz LP, Cardoso D, Fernandes MF, et al. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga Domain. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 23-63.

Ribeiro EMS, Arroyo-Rodríguez V, Santos BA, Tabarelli M, Leal IR. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611–620.

Ribeiro-Neto JD, Arnan X, Tabarelli M, Leal IR. 2016. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation* 25: 943–956.

Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.

Ross KA, Fox BJ, Fox MD. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749-765.

Santos DJ. 2015. Área de vida de caprinos domésticos (*Capra hircus*, Bovidae) em uma paisagem de Caatinga antropizada. MSc Thesis, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Severson KE, DeBano LF. 1991. Influence of Spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives* 44: 111-117.

Sfair JC, Bello F, França TQ, Baldauf C, Tabarelli M. 2018. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters* 13: 025005.

Silva EC, Nogueira RJMC, Neto ADA, Brito JZ, Cabral EL. 2004. Ecophysiological aspects of ten species occurring in "caatinga" dry forest in Cabaceiras County, Paraíba State, Brazil. *Revista Iheringia* 59: 201-205.

Silva JMC Barbosa LCF, Leal IR, Tabarelli M. 2017. The Caatinga: Understanding the challenges. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 3-19.

Singh SP. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* 25: 1-2.

SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto "Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE.

## INTERAÇÕES MEDIADAS POR DENSIDADE: COMO A ABUNDÂNCIA DE PREDADORES INFLUENCIA A ABUNDÂNCIA DE PRESAS?

Bruno Rodrigues de Souza<sup>1</sup>, Isadora Schulze-Albuquerque<sup>1</sup>, Cássio Carvalho<sup>2</sup>, Patrícia Maria de Souza Melo<sup>3</sup>, Yan Moraes<sup>4</sup> & Marcelo Tabarelli<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

<sup>4</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Biologia, Universidade Estadual do Rio de Janeiro.

### RESUMO

As mudanças climáticas, associadas a distúrbios antrópicos em Florestas Tropicais Secas, podem afetar negativamente a provisão e qualidade dos serviços ecossistêmicos. Dentre os serviços afetados, a mirmecocoria merece destaque como um importante mecanismo de dispersão de várias espécies vegetais. Como as perturbações antrópicas afetam particularmente as espécies de formigas responsáveis pela maior parte das dispersões de longa distância, consideradas dispersoras de alta qualidade, reduções na qualidade do serviço de dispersão são esperadas em áreas antropizadas. Desta forma, este estudo objetivou avaliar qual o efeito da distância da matriz (área fonte) na dispersão de sementes de *Jatropha mutabilis* por mirmecocoria, em uma área antropizada. Selecionamos uma mancha de indivíduos de *Jatropha mutabilis*, delimitando do centro da mancha até 20m como dentro da mancha, e a partir de 20m até 105m a área fora da mancha. Lançamos aleatoriamente 50 parcelas de 1mx1m sendo 25 parcelas dentro e 25 parcelas fora da mancha. Em cada parcela, contabilizamos o número de sementes inteiras e fragmentadas de *J. mutabilis*. Também, em cada parcela, contabilizamos o número de plântulas de *J. mutabilis* dentro da mancha. Houve uma relação negativa entre o número de sementes de *J. mutabilis*, diminuindo expressivamente esse número a partir dos 30m do centro da mancha. Similarmente, o número de plântulas de *J. mutabilis* exibiu uma relação negativa quanto à distância ao centro da área fonte. Com isso, concluímos que pressões antrópicas afetam negativamente o sistema de

dispersão de plantas que dependem de mirmecocoria, afetando a eficiência de remoção de sementes a longas distâncias. Assume-se então que é necessário desenvolver soluções que minimizem a perturbação nessas áreas sensíveis visando o reestabelecer o serviço em questão.

**Palavras-Chave:** Síndrome de Dispersão, Mirmecocoria, Perturbação Antrópica, *Jatropha mutabilis*, *Dinoponera quadriceps*.

## INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais Secas (FTS) são ecossistemas terrestres, com parcela relevante da biodiversidade mundial, que evoluíram em ambientes de alta restrição hídrica e menor disponibilidade de recursos (Laurance et al., 2014). Essas restrições resultaram no desenvolvimento de estruturas vegetais modificadas, como espinhos, estruturas de armazenamento nas raízes e caule, bem como relações planta-animal para aumentar o sucesso de dispersão (Méndez-Alonzo et al., 2012). As mudanças climáticas em curso, associadas as antropizações, podem afetar negativamente esses ambientes já restritivos, reduzindo funções e serviços do ecossistema (Butchart et al., 2010; Brandon, 2014), e dentre eles estão os mecanismos de regeneração, que cumprem papel fundamental na regeneração pós distúrbio. O recrutamento de plântulas, que é um dos principais mecanismos de regeneração, envolve a produção de sementes, dispersão, e a reprodução vegetativa (Larson & Funk, 2016).

Dentre os processos supracitados destaca-se a dispersão, que é o transporte das sementes para longe da planta mãe, um importante fator para manter a viabilidade do banco de sementes e aumento da sobrevivência de plântulas (Fenner, 2000; Nathan & Muller-Landau, 2000; Larson & Funk, 2016). Esse processo pode ser feito de forma autocórica, zoocórica, anemocórica, hidrocórica (Larson & Funk, 2016). Na zoocoria em florestas tropicais secas, a mirmecocoria cumpre importante função na dispersão secundária, através de espécies de formigas generalistas oportunistas (Santana et al., 2013). A mirmecocoria é um serviço ecossistêmico sensível a distúrbios, associada em particular as espécies responsáveis pela maior parte das sementes transportadas a longa distância (Vittoz & Engler, 2007; Bullock & Nathan, 2008). A distância de dispersão pode assim diminuir acentuadamente com o aumento da perturbação (Leal et al., 2014).

Estruturas diferenciadas de oferta de açúcares podem ser eficazes para promover a dispersão por formigas (Neves & Viana, 2008). O gênero *Jatropha* (Euphorbiaceae) apresenta em suas sementes as carúnculas, que são estruturas de reservas que podem cumprir esse papel atrativo para dispersores. Em trabalho realizado por Leal et al. (2014), observou o transporte de sementes de *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill. por *Dinoponera quadriceps* Santschi (1921) por até 27m, distância bem maior que a planta consegue através da dispersão balística (autocoria). Em áreas antropizadas, a promoção desse serviço ecológico de dispersão por formigas pode ser afetado por diversos fatores, como menor cobertura florestal, maior temperatura do solo, herbivoria por grandes mamíferos, interrupção de fluxos dispersores (Ascuntar-Osnas et al., 2018).

Desta forma, este estudo objetivou avaliar qual o efeito da distância da matriz (área fonte) na dispersão de sementes de *Jatropha mutabilis* pelo serviço de mimercocoria. Assumimos como premissa que as sementes foram dispersas por *Dinoponera quadriceps*, como registrado por Leal et al. (2014).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau (Buíque-PE) agreste da região semiárida do Brasil (8.61667° S, 37.15° O). A precipitação anual varia de 480 a 1100 mm, com grande variabilidade interanual, e média anual de temperatura de aproximadamente 23°C (Athiê-Souza et al., 2019; Rito et al., 2017). A vegetação é classificada como arbustiva-arbórea, com predominância das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae (Serafim-filho, 2013), com solos do tipo Neossolos e Latossolos (Moura et al., 2015). O Parque foi criado em 2002 e a maioria dos moradores da época permaneceu, com contínua dependência da exploração de recursos naturais (Arnan et al., 2018). A área de estudo ocorre dentro de uma propriedade particular que já foi utilizada para agricultura de corte e queima, sendo posteriormente abandonada.

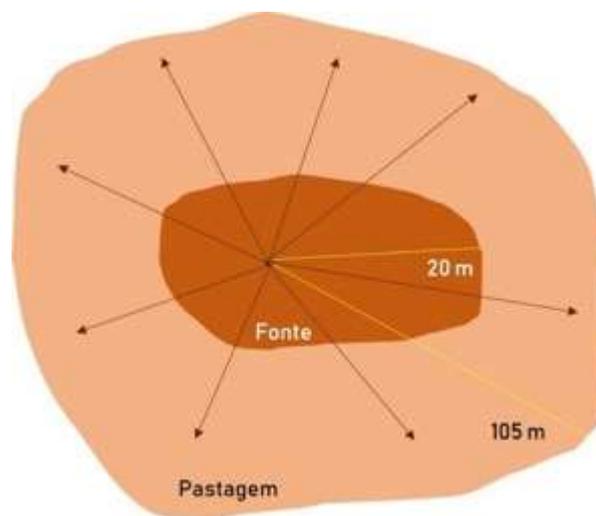
### *Espécies estudadas*

*Jatropha mutabilis* ou pinhão-de-seda é uma espécie endêmica da Caatinga, ocorrendo desde o Piauí até a Bahia, em áreas de Caatinga hiperxerófila, sendo

encontrada em terreno arenoso (Santos et al., 2005). Esse gênero possui dispersão primária de sementes por autocoria balística, e secundariamente por mimecocoria através da formiga *Dinoponera quadriceps* Santschi (1921), o que pode explicar o padrão de distribuição agregado da população (Neves et al., 2010; Leal, et al., 2014). *D. quadriceps* na Caatinga exibe um padrão sazonal de atividade que persiste ao longo do tempo, concentrando-se entre os meses de maio e agosto, que é influenciado negativamente pela temperatura e positivamente pela disponibilidade de presas (Medeiros et al., 2012).

#### *Desenho amostral*

Em uma mancha agregada de indivíduos de *Jatropha mutabilis*, definimos um ponto central, e a partir desse ponto até 20 m consideramos a área fonte de sementes devido à grande quantidade de indivíduos nessa área. A partir de 20 m do ponto central até 105 m, classificamos como área de pastagem (Fig. 1). Lançamos aleatoriamente 50 parcelas de 1mx1m, sendo 25 na área fonte e 25 na área de pastagem, totalizando 59 m<sup>2</sup> de área amostral. Em cada parcela contabilizamos o número de sementes inteiras e fragmentadas, assim como o número de plântulas menores que 30cm de *J. mutabilis*



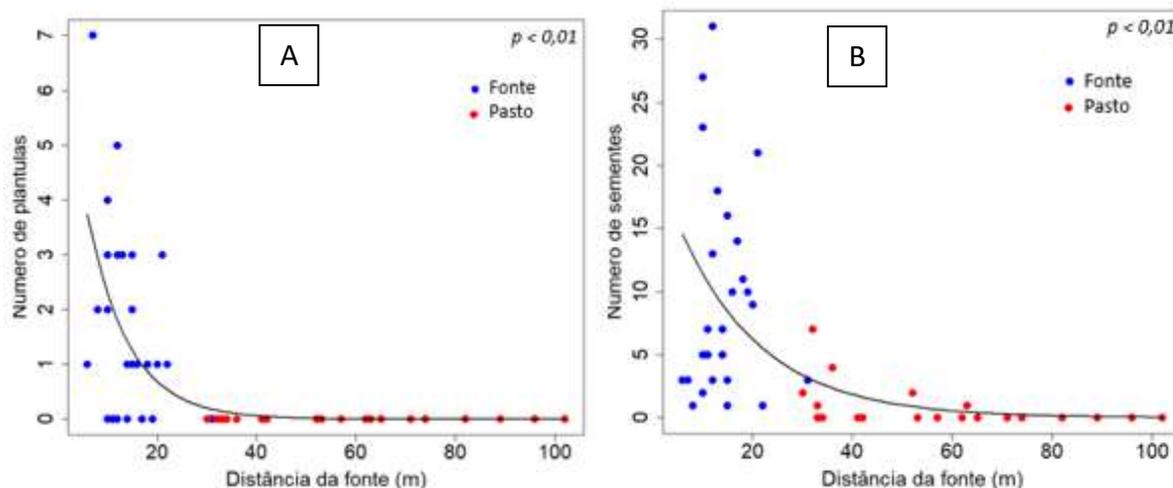
**Figura 1.** Esquema referente à área de estudo, caracterizando a área fonte de sementes de *Jatropha mutabilis* e a área de pastagem.

#### *Análise estatística*

Para avaliar o efeito da distância da área fonte na distribuição de sementes e plântulas, realizamos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Poisson no software R studio (versão 1.0.143, 2016)

## RESULTADOS

Encontramos um total de 269 sementes e 44 plântulas de *Jatropha mutabilis*. A densidade média de sementes foi de 4,56 sementes/ m<sup>2</sup>, sendo observada uma densidade média de 8,44 sementes/m<sup>2</sup> na área fonte e 0,68 sementes/m<sup>2</sup> na área de pastagem. Registramos plântulas de *J. mutabilis* apenas na área fonte, apresentando uma densidade de 1,45 plântulas/m<sup>2</sup>. Houve uma relação negativa entre o número de sementes de *J. mutabilis* e a distância ao centro da área fonte ( $p < 0.05$ ;  $R^2=0.51$ ). (Fig. 2).



**Figura 2.** Distribuição de Poisson do número de plântulas (A) e número de sementes (B) de *Jatropha mutabilis* em relação à distância da fonte (m). O trabalho foi executado em duas áreas, marcado em azul a área fonte e em vermelho a área pasto.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram uma menor quantidade de sementes e plântulas de *Jatropha mutabilis* em áreas mais distantes da área fonte, diminuindo significativamente a partir dos 30m da área fonte. De acordo com Oliveira et al. (2019),

a principal dispersora secundária da espécie é a formiga *Dinoponera quadriceps*, considerada um dispersor eficiente, uma vez que possui o corpo grande, capaz de transportar sementes até 27 m de distância da planta mãe. Em levantamento feito por Leal et al. (2002) em áreas de Caatinga da região de Xingó, estados de Alagoas e Sergipe, outras espécies de formigas também dispersaram os diásporos de *J. mutabilis*. As espécies de formigas dispersoras foram *Dorymyrmex* sp., *Crematogaster* sp., *Pheidole* sp. e *Trachymyrmex* sp. Apesar da quantidade de espécies de formigas dispersoras, a principal dispersora secundária de *J. mutabilis*, *D. quadriceps*, é sensível a perturbações antrópicas, e pode ter sua distância de dispersão diminuída (Leal et al., 2014). Com o serviço de *D. quadriceps* sendo prejudicado, *J. mutabilis* dependerá apenas dos dispersores menos eficientes e da autocoria para dispersar seus propágulos. Por consequência, o recrutamento de sementes de *J. mutabilis* pode ser reduzido (Leal et al., 2014), uma vez que não foi encontrado plântulas da espécie na área de pastejo.

Com isso, concluímos que a distância da área fonte (matriz) pode influenciar negativamente a dispersão de *Jatropha mutabilis*, que ainda atinge uma distância de até 30m por estar sendo mediada pela espécie *D. quadriceps*, fenômeno registrado em trabalho de Leal et al. (2014). Como a *D. quadriceps* pode ser mais vulnerável às perturbações quando comparada a outras formigas de menor porte, o aumento da pressão antrópica pode retardar a regeneração da vegetação indiretamente, via efeito sobre as dispersoras de alta qualidade. Desse modo, a possível interrupção de funções ecossistêmicas de dispersão é um risco a regeneração de áreas nativas, sendo necessário desenvolver soluções que minimizem ou interrompam a perturbação nessas áreas sensíveis, para que a função ecológica em questão seja reestabelecida.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à Fernanda Oliveira pelo suporte nas análises dos dados e à comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga pelo suporte logístico e financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological indicators* 94: 274-282.
- Ascuntar-Osnas O, Armbrecht I, AlbaMarinaTorres G. 2018. Remoción de semillas por hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en un gradiente borde interior de un bosque seco. *Boletín del museo de Entomología de la Universidad del Valle* 18: 1-11.
- Athiê-souza SM, Melo JIM, Silva LP, et al. 2019. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19: 1.
- Brandon K. 2014. Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Bullock JM, Nathan R. 2008. Plant dispersal across multiple scales: linking models and reality. *J. Ecol.* 96: 567–568.
- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, et al. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328:1164–1168.
- Fenner, M. 2000. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. New York, CABI Pub.
- Larson JE, Funk JL. 2016. Regeneration: an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. *Journal of Ecology* 104: 1284–1298.
- Laurance WF, Sayer J., Cassman K. G. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution* 29: 107–116.
- Leal IR. 2002. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 593-624.
- Leal LC, Andersen AN, Leal IR. 2014. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia* 174:173–181.
- Medeiros J, Araújo A, Araújo AFP, Queiroz JPC, Vasconcellos A. 2012. Seasonal activity of *Dinoponera quadriceps* Santschi (Formicidae, Ponerinae) in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 56(1): 81–85.
- Méndez-Alonzo R, Paz H, Zuluaga RC, Rosell, JA, Olson M. 2012. Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. *Ecology* 93: 2397-406.

- Moura DC, Silva JB, Moura ASS, Freire NCF. 2015. Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no bioma Caatinga. Recife, Fundação Joaquim Nabuco.
- Nathan R, Muller-Landau HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 278–285.
- Neves EL, Funch LS, Viana BF. 2010. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 33: 155–166.
- Neves EL, Viana F. 2008. Dispersão e predação de sementes de três espécies de *Jatropha* L. (Euphorbiaceae) da caatinga, semi-árido do Brasil. *Candombá – Revista Virtual* 4: 146-157.
- Oliveira FMP, Andersen AN, Arnán X, Ribeiro-Neto JD, Arcoverde GB, Leal IR. 2019. Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. *Journal of Animal Ecology* 88: 870-880.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Santana FD, Cazetta E, Delabie JHC. 2013. Interactions between ants and non-myrmecochorous diaspores in a tropical wet forest in southern Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 29:71–80.
- Serafim-filho GL. 2014. Composição florística e fitossociologia de duas áreas de caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil / Gilvan Lopes Serafim Filho. MSc Thesis, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Silva JMC Barbosa LCF, Leal IR, Tabarelli M. 2017. The Caatinga: Understanding the challenges. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 3-19.
- Vittoz P, Engler R. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Bot. Helvet* 117: 109–124.

## O CAJUEIRO (*Anacardium occidentale* L.) LIMITA O RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS EM ÁREAS DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA?

Mayara Souza da Silva<sup>1</sup>; Guilherme Magalhães Viana<sup>2</sup>; Márcio Lucas Bazante de Oliveira<sup>1</sup>; Lucas Alencar<sup>1</sup>; Diego Centeno-Alvarado<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

### RESUMO

A perda e degradação das florestas tropicais sazonalmente secas ameaçam a manutenção de padrões e processos ecológicos, por isso é necessário desenhar estratégias efetivas de restauração ecológica. No Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, a produção da castanha de caju promoveu o adensamento de cajueiros (*Anacardium occidentale* L.), gerando um impacto ambiental negativo para o parque. No entanto, algumas dessas áreas foram abandonadas após o uso, dando início ao processo de regeneração natural. No entanto, não se sabe o impacto que os cajueiros podem ter na regeneração das plantas lenhosas. Nós hipotetizamos que o cajueiro favorece o recrutamento de plântulas de espécies lenhosas abaixo de sua copa pois tem frutos carnosos, que podem atrair dispersores de sementes, além de ter uma grande produção de serrapilheira, podendo acumular mais nutrientes abaixo da sua copa. Alternativamente, nós hipotetizamos que os cajueiros podem reduzir o recrutamento de espécies lenhosas devido aos efeitos alelopáticos desta planta. Para testar essas hipóteses, nós comparamos a abundância e diversidade das plantas lenhosas abaixo da copa dos cajueiros e de espécies nativas autocóricas no PARNA do Catimbau. Nós coletamos a serrapilheira e medimos a luminosidade para testar se essas variáveis diferem entre cajueiros e árvores autocóricas. A abundância e diversidade das plantas lenhosas tendeu a ser maior abaixo da copa dos cajueiros, mas não encontramos diferenças significativas. O peso da serrapilheira também foi maior abaixo da copa dos cajueiros, mas a diferenças também não foi significativa. Não encontramos diferença significativa para a luminosidade abaixo da copa dos cajueiros e das árvores nativas autocóricas. Estudos posteriores são necessários para obter respostas mais conclusivas, contudo, os achados sugerem que o cajueiro não

dificulta o recrutamento das plantas lenhosas em áreas de regeneração na Caatinga e, por tanto, não é necessário reduzir o adensamento desta planta nessas áreas.

**Palavras-chave:** Regeneração natural; facilitação; manejo de espécies; recrutamento.

## INTRODUÇÃO

A regeneração natural das comunidades biológicas é uma consequência de diversos tipos de interações biológicas ou até mesmo consequência de perturbações antrópicas (Callaway & Walker 2002; Mesquita et al. 2015). Os processos de regeneração podem ser afetados por fatores abióticos, como a disponibilidade hídrica e a quantidade de nutrientes do solo, mas também por fatores bióticos, como a presença de espécies facilitadoras (Torres & Renison 2015; Treuer et al. 2017). A facilitação é um exemplo de interação biótica de efeito positivo e ocorre quando um organismo torna o ambiente mais favorável para outro de maneira direta (melhorando o ambiente) ou indireta (agindo contra competidores ou predadores), diversas vezes apenas pela sua presença (Guilherme 2011). A facilitação vegetal é chamada de “síndrome das plantas babás” (nurse plants syndrome), onde uma espécie vegetal adulta facilita o estabelecimento de plântulas de outra espécie, através da proteção contra herbivoria e/ou de melhorias microclimáticas (Niering et al. 1963), podendo ser consideradas plantas nucleadoras.

Acredita-se que grande parte dos exemplos de facilitação são oriundas de ambientes secos (Flores & Jurado 2003), o que mostra que este tipo de interação tem um maior valor em ambientes com mais estresse hídrico (Bertness & Callaway 1994). Riper e Larson (2009) constataram que em locais com mais estresses ambientais, tais como solos pobres em nutrientes e água e com vegetação mais esparsa, houve mais ocorrência de relações de facilitação entre espécies, em contrapartida em ambientes mésicos, onde verificaram maior ocorrência de eventos de competição. A água disponível no solo é um dos principais recursos disputados na competição (Radosevich et al. 2007). Outro fator que pode ser disputado é o sombreamento, que segundo Guilherme (2011), quando em excesso, pode também ter um efeito negativo nas plantas que crescem sob árvores e arbustos, fazendo com que cresçam mais fracas que aqueles sob sombra moderada.

A Caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca e está localizada na região semiárida do nordeste do Brasil (Moura & Silva 2017). Esta região é caracterizada por apresentar forte deciduidade da vegetação, baixa precipitação anual e alta variação interanual no regime de chuvas. Além disso, é uma das regiões semiáridas mais densamente povoadas do Brasil, passando por perturbações antrópicas que vão desde o sistema tradicional de corte-e-queima, a presença de criações extensivas de gado e plantação de commodities em larga escala (Moura & Silva 2017). Como resultado destas perturbações, 45,62% da Caatinga já foi desmatada e a vegetação remanescente se encontra altamente fragmentada e distribuída de forma desigual pela região (Rito et al. 2017). Na tentativa de proteger a vegetação remanescente, algumas áreas protegidas foram criadas na região, no entanto, apenas 7,4 % encontra-se sob proteção legal. Uma das áreas criadas foi o Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau). O PARNA Catimbau foi criado em 2012 com o intuito de proteger a vegetação nativa, preservar a biodiversidade e permitir a exploração sustentável do turismo na região (ICMBIO 2019). No entanto, nem todas as áreas do PARNA Catimbau foram desapropriadas, e por isso, diversas famílias moram na área do parque e executam atividades de subsistência tais como caça, retirada de lenha e plantação, e outras atividades comerciais. Uma das atividades comerciais encontradas no parque é a plantação de cajueiros. O Cajueiro (*Anacardium occidentale L.*), ocorre naturalmente em algumas regiões mais úmidas do parque e apresenta um fruto carnosos, rico em vitaminas e açúcares e uma castanha rica em óleos, sendo bastante apreciada. O cajueiro é comumente plantado tanto para a produção de suco e outros derivados (i.e. polpas, sorvetes, doces etc.), como pela sua castanha, que apresenta alto valor comercial no mercado interno e externo (Chan et al. 2017; Freire et al. 2017). No entanto, algumas áreas de plantação foram abandonadas no parque, resultando em uma paisagem com alta densidade populacional do cajueiro.

Diante deste contexto, o Parque Nacional do Catimbau enfrenta a necessidade de restaurar as áreas degradadas e para isso é necessário entender os efeitos desse adensamento dos cajueiros sobre a regeneração natural dessas áreas abandonadas. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi identificar se os cajueiros facilitam ou dificultam o processo de regeneração natural nas áreas abandonadas com grande adensamento de cajueiros no parque Nacional do Catimbau. Nossa hipótese é que o

cajueiro pode funcionar como uma espécie nucleadora de um processo de regeneração, uma vez que apresenta frutos carnosos que atraem diferentes dispersores em comparação com outras espécies lenhosas que não apresentam este atrativo (Roth 2012; Spadeto et al. 2017), além de fornecer melhores condições microclimáticas (i.e., sombra, umidade e disponibilização de nutrientes) devido a sua ampla copa e alta produção de serapilheira (Salgado et al. 2015). Por outro lado, o adensamento acima do natural desta espécie na paisagem pode retardar o processo de regeneração natural pela competição por recursos, além do cajueiro apresentar um potencial alelopático (Matias 2017) que pode afetar a sobrevivência e estabelecimento de outras espécies vegetais, pois inibem a germinação das sementes e o crescimento das plântulas (Zeng et al. 2010). Assim, predizemos que 1) sob o cajueiro haverá mais sombra e mais serapilheira do que sob outras árvores lenhosas; 2) haverá um número maior de indivíduos sendo recrutados sob o cajueiro e 3) encontraremos uma maior diversidade de espécies lenhosas sendo recrutadas sob do cajueiro do que em outras árvores.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O trabalho foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°34.794'S; 37° 14.918'O), situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga. O parque abrange cerca de 62 mil hectares e apresenta um clima semiárido, com baixa e inconstante precipitação anual que varia de 480 a 1100, baixa latitude e altitude, temperatura média anual de 23 °C. A vegetação pertence ao domínio da Caatinga, que é representada por plantas heliófilas, submetidas a ambientes xéricos (Alvares et al. 2014).

### *Delineamento amostral*

Nós escolhemos cinco indivíduos adultos de *Anacardium occidentale* e cinco árvores de espécies com dispersão autocórica (*Senegalia riparia*, *Libidibia ferrea*, morfoespécie 1 (cedro), morfoespécie 2, e *Parapiptadenia rigida*). Sob cada copa de cada indivíduo, nós escolhemos um ponto a 2 m de distância do tronco no sentido norte e registramos a abundância e riqueza de espécies lenhosas com altura acima

de 50 cm em um raio de 2 m. Também estabelecemos três plots de 30 x 30 cm para coletar amostras de serapilheira dentro da circunferência a fim de obter uma maior representatividade. As três amostras foram pesadas e as medidas foram somadas para evitar pseudoreplicas. Além disso, se determinou a inferência de abertura de dossel com uma lâmina espelhada curva com grades para estimar a porcentagem de luminosidade. Para uma melhor precisão dessa medida, a luminosidade foi medida em quatro pontos (Norte, Sul, Leste e Oeste) sendo utilizado a média para as análises.

### *Análise estatística*

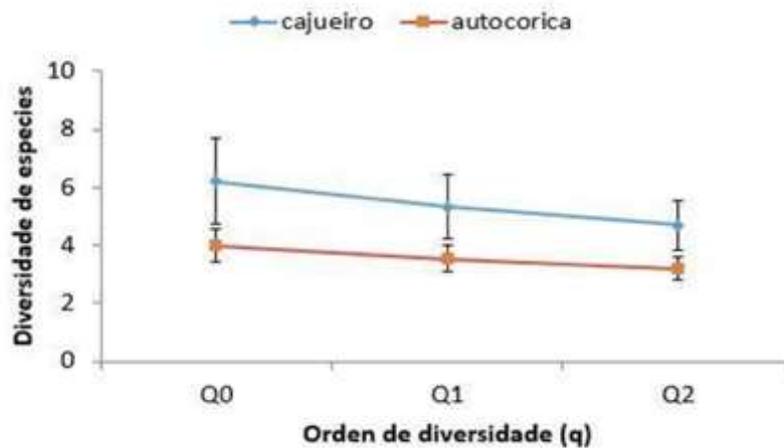
Para estimar a diversidade das plantas lenhosas embaixo das copas calculamos os índices de diversidade verdadeira no programa Excel (Hill numbers). Os índices de diversidade verdadeira são transformações do índice de Simpson para corrigir o princípio da duplicação (i.e., o índice de Simpson não varia proporcionalmente ao ganho ou perda de espécies na paisagem) e equilibrar o peso espécies abundantes e raras nos cálculos de diversidade (Jost 2006). A transformação consiste em elevar o índice de Simpson a um fator  $q$ , que pode ser um número inteiro que varia de 0 a infinito. No entanto, a partir da ordem 3, o valor já não apresenta diferença em relação a ordem 2, por isso calcula-se apenas para as ordens 0, 1 e 2 (Tóthmérész 1995). A ordem 0 representa o número total de espécies na comunidade, já a ordem 1, representa as espécies comuns, enquanto a ordem 2 representa apenas a diversidade de espécies mais abundantes na comunidade (Chao et al. 2014).

Para testar diferenças na abundância e diversidade (ordens  $q_0$ ,  $q_1$ ,  $q_2$ ) das plantas abaixo da copa do cajueiro e abaixo da copa das espécies autocóricas, nós fizemos testes *t de Student*. O mesmo teste foi utilizado para verificar o peso da serapilheira e a luminosidade do dossel. Exceto a análise de (Hill numbers), as demais análises foram feitas com o auxílio do software R Development Core Team (2018), versão 3.4.4.

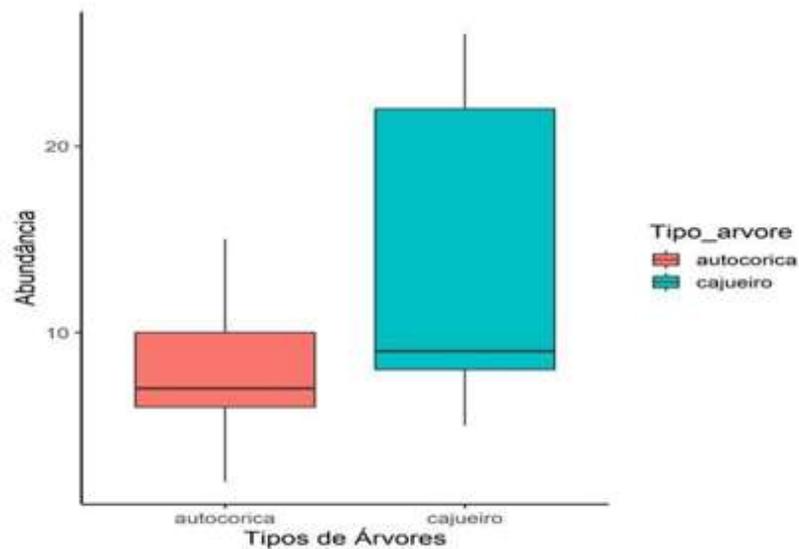
## **RESULTADOS**

A diversidade de espécies lenhosas recrutadas sob a copa de *Anacardium occidentale* não diferiu significativamente da diversidade abaixo da copa das árvores

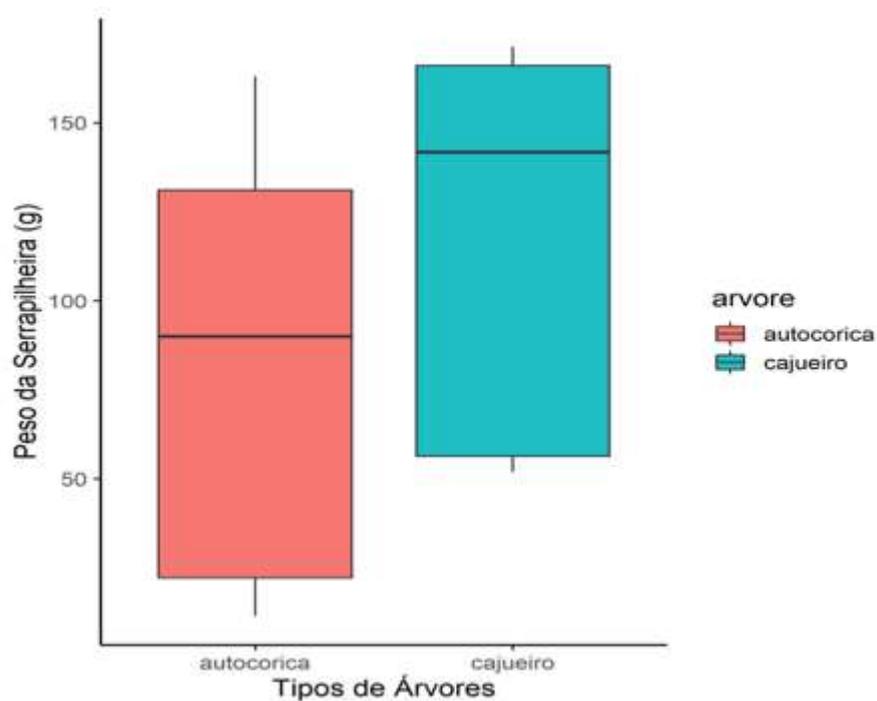
autocóricas ( $q_0 - t = -1,40$ ,  $p=0,21$ ;  $q_1 - t = -1,50$ ,  $p = 0,18$ ;  $q_2 - t = -1,58$ ,  $p = 0,16$ ; Fig. 1). A abundância das espécies lenhosas recrutadas sob de *A. occidentale* não diferiu expressivamente da abundância abaixo da copa das árvores autocóricas árvores ( $t = -1.27$ ,  $p = 0.24$ . Fig. 2). O peso da serapilheira abaixo da copa de *A. occidentale* e da copa árvores autocóricas, bem como a luminosidade ( $t = -0.51$ ,  $p = 0.62$ . Fig. 4) não apresentou diferenças significativas ( $t = -0.85$ ,  $p = 0.41$ . Fig. 3).



**Figura 1.** Comparação da diversidade de espécies lenhosas embaixo da copa de árvores autocóricas ( $n = 5$ ; *Senegalia riparia*, *Libidibia ferrea*, *Parapiptadenia rígida*, e mais duas espécies não identificadas) e abaixo da copa de cajueiros (*Anacardium occidentale*,  $n = 5$ ) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. A comparação foi feita utilizando os índices de diversidade verdadeira (Hill numbers) para cada área avaliada. Q0 – índice de diversidade verdadeira equivalente ao número de espécies da parcela; Q1 - índice de diversidade verdadeira equivalente ao índice de diversidade de Shannon; Q2 - índice de diversidade verdadeira equivalente ao índice de diversidade de Simpson. As barras representam o erro padrão. Não houve diferença significativa em nenhuma ordem de diversidade entre as áreas abaixo do cajueiro e abaixo de árvores autocóricas ( $q_0 - t = -1,40$ ,  $p=0,21$ ;  $q_1 - t = -1,50$ ,  $p = 0,18$ ;  $q_2 - t = -1,58$ ,  $p = 0,16$ ).

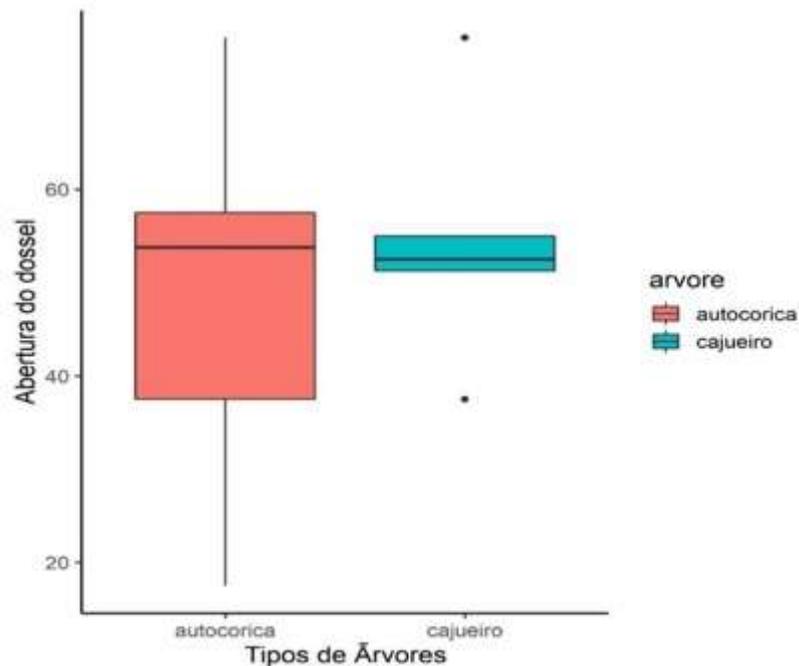


**Figura 2.** Número de indivíduos de espécies lenhosas embaixo da copa de árvores autocóricas (n = 5; *Senegalia riparia*, *Libidibia ferrea*, *Parapiptadenia rígida*, e mais duas espécies não identificadas) e abaixo da copa de cajueiros (*Anacardium occidentale*, n = 5) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Os boxplots representam os quartis da distribuição e a linha horizontal nas caixas a mediana. O teste t não indicou uma diferença estatística significativa ( $t = -1.27$ ,  $p = 0.24$ ).



**Figura 3.** Peso da serrapilheira em áreas abaixo da copa de espécies de árvores autocóricas (n = 5; *Senegalia riparia*, *Libidibia ferrea*, *Parapiptadenia rígida*, e mais duas espécies não identificadas) e abaixo da copa de cajueiros (*Anacardium occidentale*, n = 5) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Os boxplots representam os quartis da distribuição e a linha horizontal nas caixas a mediana. O teste t não indicou uma diferença estatística significativa ( $t = -1.27$ ,  $p = 0.24$ ).

duas espécies não identificadas) e abaixo da copa de cajueiros ( $n = 5$  *Anacardium occidentale*) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Os boxplots representam os quartis da distribuição e a linha horizontal nas caixas a mediana. O teste t não indicou uma diferença estatística significativa ( $t = -0.85$ ,  $p = 0.41$ ).



**Figura 4.** Abertura do dossel (em %) de áreas abaixo da copa de espécies de árvores autocóricas ( $n = 5$ ; *Senegalia riparia*, *Libidibia ferrea*, *Parapiptadenia rígida*, e mais duas espécies não identificadas) e abaixo da copa de cajueiros (*Anacardium occidentale*,  $n = 5$ ) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Os boxplots representam os quartis da distribuição e a linha horizontal nas caixas a mediana. O teste t não indicou uma diferença estatística significativa ( $t = -0.51$ ,  $p = 0.62$ ).

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que as áreas sob os cajueiros e apresentam diversidade de recrutamento de espécies lenhosas semelhante ao observado em espécies autocóricas (Fig. 1). Todas as espécies que estavam presentes nessas áreas tinham um número semelhante de indivíduos, o que explica o fato de não haver muita variação entre as ordens de diversidade (Fig. 2). Esse resultado é diferente do esperado, pois a composição das comunidades em florestas tropicais, mesmo em florestas secas, normalmente segue o padrão de apresentar muitas espécies raras na

comunidade, algumas espécies comuns e poucas espécies abundantes (Poorter et al. 2019; Rozendaal et al. 2019).

As características ambientais avaliadas neste estudo não variaram de acordo com o tipo de árvore, sendo semelhantes nos cajueiros e nas árvores autocóricas (Fig. 3 e 4). A maioria dos cajueiros apresentaram maior peso da serapilheira do que as árvores autocóricas, porém essa diferença não foi significativa, devido à grande variação no peso das serapilheiras entre as parcelas (Fig. 3). Esta grande variação pode ser explicada pelo fato de termos investigado diferentes espécies de árvores autocóricas que devem produzir uma quantidade muito diferente de biomassa, de acordo com cada espécie. No entanto, não podemos afirmar que as áreas embaixo dos cajueiros e de outras espécies autocóricas apresentam a mesma disponibilidade de nutrientes, visto que utilizamos uma medida indireta e que os diferentes tipos de folhas e galhos que cada árvore produz devem apresentar diferentes conteúdos nutricionais. Por outro lado, a acumulação de serapilheira ao longo do tempo embaixo da copa dos cajueiros pode incrementar a disponibilidade de nutrientes e essa maior quantidade de serapilheira embaixo destas árvores pode significar um ganho maior de espécies no futuro (Silvério et al. 2015; Palpurina et al. 2018).

A abertura do dossel apresentou um padrão semelhante e não diferiu significativamente entre os cajueiros e outras espécies autocóricas (Fig. 4). Como esperado, as áreas embaixo do cajueiro apresentaram uma variação menor do que as outras áreas, pois, amostramos diferentes tipos de árvores autocóricas, que apresentam diferentes formas do dossel e, conseqüentemente, uma maior variação de abertura. Apesar da luz não ser um fator limitante para o estabelecimento de plantas na Caatinga, a exposição excessiva ao sol pode matar as plântulas de espécies não adaptadas a isto, como espécies de estágios avançados de sucessão em florestas secas (Poorter et al. 2019). No entanto, encontramos que mesmo as áreas embaixo de árvores com maior abertura de dossel, apresentaram a mesma quantidade de indivíduos e de espécies que as árvores com maior cobertura. Sendo assim, as plantas que estão sendo recrutadas embaixo destas árvores devem ser de espécies tolerantes à exposição intensa ao sol.

Nosso estudo suporta a hipótese de que o cajueiro pode facilitar a regeneração natural, mas que ele não é um necessariamente um melhor facilitador da regeneração

natural do que outras espécies de lenhosas autocóricas. No caso da região estudada, os cajueiros e as outras árvores autocóricas atuam como nucleadores do processo de regeneração, pois ambos propiciam um aporte de nutrientes para o solo devido a serapilheira (Fig. 3) e sombra, o que evita o estresse hídrico das plântulas (Fig. 4). A nucleação é um processo natural de facilitação da regeneração em que os remanescentes de vegetação nativa atuam como formadores de microhabitats e indutores do processo de regeneração (Yarranton & Morrison 1974, Reis et al. 2010). Posteriormente, a nucleação foi introduzida como uma técnica ativa de restauração ecológica, em que certas espécies de plantas são plantadas na área a ser restaurada (Corbin & Holl 2012) com o intuito de melhorar as condições microclimáticas para o estabelecimento de espécies de estágio sucessional mais avançados e atrair dispersores de outras espécies de planta (Corbin et al. 2016).

Sendo assim, podemos concluir também que o adensamento populacional de cajueiros acima do encontrado naturalmente não dificulta o estabelecimento de espécies nativas da Caatinga. Como sugestão prática aos gestores do Parque Nacional do Catimbau, nós não recomendamos que sejam plantados mais cajueiros na região com o intuito de promover a nucleação, mas sugerimos que os cajueiros na área estudada não sejam eliminados, pois eles são tão importantes para a regeneração da área quanto outras espécies arbóreas nativas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.
- Bertness M, Callaway RM. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 191-193.
- Callaway RM, Brooker RW, Choler P, et al. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844 – 848.
- Chan EWC, Baba S, Chan HT, Kainuma M, Inoue T, Wong SK. 2017. Ulam herbs: A review on the medical properties of *Anacardium occidentale* and *Barringtonia racemosa*. *Journal of Applied Pharmaceutical Science* 2: 241-247.
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, et al. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45–67.

- Flores J, Jurado E. 2003. Are nurse–protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* 14: 911–916.
- Freire JCP, Júnior JKO, Santiago CPL, Freire SCP, Lima EO. 2017. Estudo etnobotânico do cajueiro (*Anacardium occidentale* L.): Uma árvore nativa do Brasil. *Revista Uningá Review* 3: 123-126.
- ICMBio. 2019. Unidades de conservação-Parna do Catimbau. Brasil. <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2135-parna-do-catimbau>. 01 Aug. 2019.
- Matias R, Rosa AC, Oliveira AKM, Pereira KCL, Rizzi ES, Machado AA. 2017. Cashew nut shell liquid and formulation: toxicity during the germination of lettuce, tomato seeds and coffee senna and seedling formation. *Acta Scientiarum. Agronomy* 4: 487–495.
- Moura FBP, Silva JV. 2017. *Restauração na Caatinga*. 1st edn. Alagoas, Edufal.
- Niering WA, Whittaker RH, Lowe CH. 1963. The saguaro: a population in relation to environment. *Science* 142: 15–23.
- Poorter L, Rozendaal DMA, Bongers F, et al. 2019. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology and Evolution* 3: 928–934.
- R Development Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Riper LCV, Larson D.L. 2009. Role of invasive *Melilotus officinalis* in two native plant communities. *Plant Ecology* 200: 129–139.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effects of human disturbance on the Brazilian caatinga vegetation. *Journal of Ecology*. 105: 828-838.
- Roth I. 2012. *Stratification of a tropical forest as seen in dispersal types*. Springer science & Business Media.
- Rozendaal DMA, Bongers F, Aide TM, et al. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances* 5: 1-10.
- Silvério CA, Rodrigues-Souza J, Júnior JAP, Vale VS, Oliveira RMC. 2015. Ação facilitadora de *Bowdichia virgilioides* Kunth. (Fabaceae) na colonização de espécies em uma área de cerrado sentido restrito. *Caminhos Geográficos* 16: 15–26.
- Spadeto C, Fernandes GW, Negreiros D. 2017. Facilitative effects of tree species on natural regeneration in an endangered biodiversity hotspot. *Brazilian Journal of Botany* 4: 1-8. DOI 10.1007/s40415-017-0408-x.

Torres RC, Renison D. 2015. Effects of vegetation and herbivores on regeneration of two tree species in a seasonally dry forest. *Journal of Arid Environments*. 121: 59-66.

Tóthmérész B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283–290.

Treuer TLH, Choi JJ, Janzen DH, et al. 2017. Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest regeneration. *Restoration Ecology* 2: 1-9. DOI: 10.1111/rec.12565.

Zeng RS, Mallik AU, Luo S. 2010. *Allelopathy in Sustainable Agriculture and Forestry*. New York, Springer Verlag.

# **EU NASCI ASSIM, EU CRESCI ASSIM: AVALIAÇÃO DE USO DE RECURSO FOLIAR EM DIFERENTES TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E PLANTIO DE MUDAS**

Adrielle Leal<sup>1</sup>, Fellipe Alves O. do Nascimento<sup>1</sup>, Isabelle de H. Silva<sup>1</sup>, Willams Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

## **RESUMO**

As florestas tropicais sazonalmente secas, em particular a Caatinga, estão particularmente expostas às perturbações antrópicas. Esse ecossistema possui uma grande importância biológica por abrigar alta biodiversidade, entretanto, está entre os mais ameaçados devido às alterações do uso do solo, as quais acarreta a redução da biomassa e alta degradação do solo. Assim, em locais onde a resiliência do ecossistema é baixa, como a Caatinga, técnicas envolvendo o plantio de mudas têm sido amplamente utilizadas. Adicionalmente, sabe-se que as plantas têm a capacidade de desenvolver estratégias de aquisição e uso de recursos diante da disponibilidade de nutrientes. Nesse sentido, este estudo buscou investigar a influência de diferentes técnicas de plantio de mudas sobre as estratégias de aquisição e uso de recursos em plantas. Mudas de quatro espécies utilizadas neste trabalho foram produzidas de duas formas, com e sem fertilizante e transplantadas para uma área cuja vegetação havia sido retirada. Um ano após o transplante, realizamos medições de área foliar a fim de verificar a relação entre as diferentes técnicas de plantio. Para testar se os tratamentos com diferentes técnicas de plantio de mudas afetavam a área foliar das espécies, utilizamos um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM). Os indivíduos que receberam o tratamento com fertilizante mostraram uma maior área foliar, evidenciando uma tendência a manter a estratégia aquisitiva para obtenção de recursos. Por fim, nossos resultados indicam que fertilizar as mudas em casa de vegetação confere vantagem para os indivíduos plantados em ambientes perturbados, conferindo maior investimento em órgãos fotossintéticos e possivelmente reestabelecendo a cobertura vegetal perdida de forma mais acelerada.

**Palavras-chave:** Área foliar; Fertilização de mudas; OmniVerdi Ômega®; Semiárido.

## INTRODUÇÃO

Perturbações antrópicas têm sido as principais causas de degradação de florestas tropicais, resultando em grande influência nos grupos biológicos e, conseqüentemente, alterando o funcionamento natural do ecossistema (Viana *et al.* 2018). Considerando a sua frequência e a natureza dos eventos, as perturbações antrópicas podem ser do tipo aguda, que ocorre quando as mudanças de uso da terra são mais drásticas, menos frequentes e, em geral, acontece em maiores escalas (e.g. perda e fragmentação de habitats); e crônica, sendo esta mais sutil, pois não envolve mudanças no uso do solo, ou seja, a vegetação natural continua existindo, mas pequenas porções de biomassa são retiradas por populações humanas (e.g. corte seletivo de madeira, coleta de produtos florestais não-madeireiros, caça) (Ribeiro *et al.* 2015; Singh, 1998).

Em florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS, sensu Pennington *et al.* 2009), a degradação ambiental é, em geral, proveniente de perturbações antrópicas crônicas. Além disso, perturbações antrópicas desse tipo são frequentemente verificadas nos países em desenvolvimento (Ribeiro-Neto *et al.* 2016, Mukul *et al.* 2016; Arnan *et al.* 2018), já que nesses existe uma grande parcela da população humana que é dependente dos recursos florestais para a sua subsistência e fonte de renda (Mukul *et al.* 2016). Dessa forma, as perturbações antrópicas induzem não apenas a diminuição da biomassa acima do solo, como também a alta degradação do mesmo por compactação e erosão, tornando-o pobre em nutrientes e de difícil regeneração natural (Zhao *et al.* 2007).

Neste cenário, a restauração assistida pode ser uma alternativa crucial para facilitar a recuperação de ecossistemas perturbados. Diferentes técnicas e produtos voltados para produção e transplante de mudas têm sido testados e desenvolvidos para obter melhor desempenho das mesmas e aumentar o sucesso de projetos de restauração (Aronson *et al.* 2011). O uso de fertilizantes em casa de vegetação (i.e. antes do processo de transplante) pode ser vantajoso e recomendado por conferir às plantas maior sistema radicular e aparato fotossintético, o qual permite maior adaptabilidade e tolerância às condições de estresse após o transplante. Isto porque, as plantas investem em diferentes estratégias de aquisição e uso de recursos, visando principalmente equilibrar a velocidade de investimento em biomassa acima do solo

em função da disponibilidade de recursos do ambiente (Wright *et al.* 2004). De fato, em ambientes com baixa disponibilidade de recursos prevalecem as estratégias conservativas, caracterizadas pelo crescimento lento da planta, folhas de vida longa e baixa taxa fotossintética e respiração (Wright *et al.* 2004; Donovan *et al.* 2011). Por outro lado, em locais com alta disponibilidade de recursos, prevalecem as estratégias aquisitivas, caracterizadas pelo crescimento rápido, folhas com tempo de vida curto e alta taxa fotossintética e respiração (Wright *et al.* 2004; Donovan *et al.* 2011). Dentre todos os órgãos das plantas o aparato fotossintético, contidos nas folhas, é o que apresenta maior plasticidade em resposta à variabilidade ambiental. Assim, traços funcionais foliares (e.g. área foliar) representam medidas importantes para entender as respostas das plantas às variações ambientais (Reich *et al.* 2003; Westoby *et al.* 2002; Monteiro *et al.* 2005).

Desse modo, o presente estudo buscou investigar a influência de diferentes técnicas de plantio de mudas sobre estratégias de uso de recursos das plantas. Neste sentido, hipotetizamos que as plantas apresentarão estratégias de caráter mais conservativo em tratamentos com menor disponibilidade de recursos e, em contrapartida, terão estratégias aquisitivas em melhores condições nutricionais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, inserido no Estado do Pernambuco. O clima é caracterizado como sendo semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As' com temperatura média de 26° C e a maior parte da precipitação média anual varia de 480 mm a 1.100 mm (Köppen 1931; Rito *et al.* 2017; Tabarelli *et al.* 2017). Os solos arenosos e profundos são predominantes no Catimbau (areias de quartzito, 70% da área), mas também existem planossolo e litossolo (15% cada um; Sociedade Nordestina De Ecologia, 2002). A vegetação é típica de Floresta Tropical Seca, na qual os arbustos e árvores são pertencentes principalmente às famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Boraginaceae e Burseraceae; e as herbáceas do sub-bosque mais comuns são Malvaceae, Cactaceae e Bromeliaceae (Rito *et al.* 2017). Este ecossistema suporta uma alta diversidade de espécies (Milles *et al.* 2006) e interações ecológicas (Machado & Lopes 2004), contudo, o mesmo sofre

constantes pressões humanas, como extração madeireira e não-madeireira, práticas de pecuária extensiva e agricultura de corte e queima (Leal et al. 2005; Arnan et al. 2018).

### *Desenho experimental*

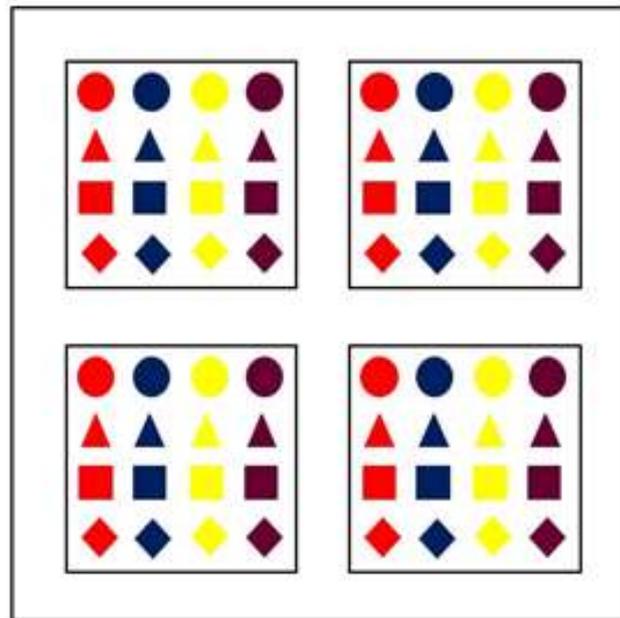
Em junho de 2018, um pasto abandonado teve sua vegetação removida e foi utilizado para a implementação de um experimento usando diferentes técnicas de plantio. Para isso, as mudas foram classificadas de acordo com uso de fertilização prévia em viveiro (sim ou não) e uso do tratamento com OmniVerdi no momento do transplântio. OmniVerdi Ômega consiste em uma barreira física de concreto, que visa dificultar o estabelecimento de espécies que podem competir por espaço com a muda transplantada. Além disso, apresenta formato inclinado que favorece o escoamento e acúmulo de água na base das plantas (Fig. 1).



**Figura 1.** Ilustração do método de plantio de mudas OmniVerdi Ômega. Fonte: <https://www.facebook.com/pg/omniverdi/photos/>

As mudas foram plantadas em quatro blocos, cada bloco continha quatro indivíduos por espécie, totalizando 16 indivíduos divididos em quatro espécies vegetais (*Libidibia ferrea* (Mart ex. Tul.) L.P. Queiroz, *Handroanthus impetiginosus* (Mart ex. DC.) Mattos, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan). É importante salientar que estas espécies foram selecionadas por serem bons modelos de estudo, isto porque, são muito abundantes em todo o Parque e têm potencial de serem usadas em programas de restauração florestal. Cada bloco continha quatro tratamentos (Fig. 2): 1) mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco utilizando OmniVerdi; 2) mudas

produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco com OmniVerdi; 3) mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi, e 4) mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi. É importante salientar que após o plantio, as mudas não foram regadas.



**Figura 2.** Representação esquemática da disposição dos diferentes tratamentos (com e sem fertilização / OmniVerdi) e espécies (*Libidibia ferrea* (Mart ex. Tul.) L.P. Queiroz, *Handroanthus impetiginosus* (Mart ex. DC.) Mattos, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan). Cores representam os tratamentos e formas geométricas representam as espécies. Vermelho: Mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco utilizando OmniVerdi; Azul: Mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco com OmniVerdi; Amarelo: Mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi; Roxo: Mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi.

### *Atributos foliares*

Para verificar se as plantas apresentam estratégias distintas frente às diferentes técnicas de plantio de mudas, foram mensuradas área foliar, um atributo funcional que é tido como bom um indicador para compreensão das respostas da planta a fatores ambientais, pois este possui alta plasticidade frente a variações ambientais (Miralles et al. 2011). Aproximadamente um ano

após o transplante das mudas, foram realizadas medidas da área foliar. Para isso, foram medidos o comprimento (C) e a largura (L) de três folhas por planta, para as espécies de folhas compostas e que era possível medir os folíolos (*P. stipulacea* e *A. colubrina*). Já para as espécies de folhas recompostas e que era possível medir os folíolulos (*L. ferrea* e *H. impetiginosus*), medimos o “C” e “L” a partir de três folíolos por folhas e multiplicamos pelo número total de folíolos por folha. Por fim, para o cálculo da área foliar de todas as espécies utilizamos a área da elipse (raio do comprimento  $\times$  raio da largura  $\times \pi$ ).

### Análise estatística

Foram gerados modelos lineares generalizados mistos (GLMM), com a família de distribuição Gaussiana, para avaliar a influência do fertilizante e do OmniVerdi (combinados e separadamente) na área foliar das quatro espécies estudadas. Para isso, foi considerado como efeito aleatório as quatro espécies e os diferentes tratamentos como efeitos fixos. Os tratamentos utilizados foram: 1- mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco utilizando OmniVerdi; 2- mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco com OmniVerdi; 3- mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi, e 4- mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi. Os dados foram analisados no software R (R Core Team 2016).

## RESULTADOS

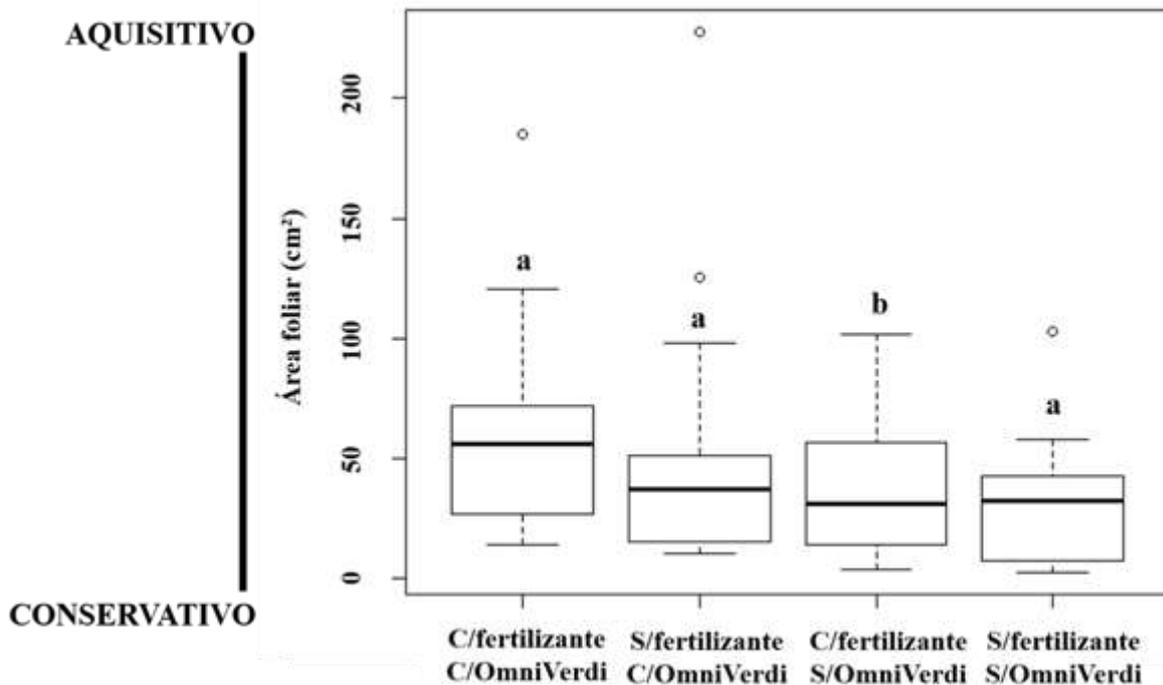
De modo geral, a área das folhas analisadas variou de 2,49 até 227,7 cm<sup>2</sup>. Entre as espécies estudadas, também houve grande variação intraespecífica da área foliar: para a espécie *A. colubrina* a área foliar variou entre 10,75 e 81,70 cm<sup>2</sup>; para a *H. impetiginosus* entre 5,90 e 227,70 cm<sup>2</sup>; para *L. ferrea* de 2,49 até 86,06 cm<sup>2</sup> e *P. stipulacea* de 10,02 até 97,92 cm<sup>2</sup> (valores médios e desvio padrão ver Tabela 1).

Tabela 1. Área foliar média e desvio padrão em função dos diferentes tratamentos. “sim” = com fertilizante / OmniVerdi; “Não” = sem fertilizante / OmniVerdi.

Espécies	Tratamento		Área foliar (cm <sup>2</sup> )	
	Fertilização	OmniVerdi	Média	Desvio padrão
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Sim	Sim	31,91	14,52
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Não	Sim	48,42	35,66

<i>Anadenanthera colubrina</i>	Sim	Não	26,56	16,97
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Não	Não	33,86	14,24
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Sim	Sim	111,02	54,88
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Não	Sim	60,87	39,09
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Sim	Não	131,27	93,56
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Não	Não	43,43	41,89
<i>Libidibia ferrea</i>	Sim	Sim	53,97	37,09
<i>Libidibia ferrea</i>	Não	Sim	9,03	4,71
<i>Libidibia ferrea</i>	Sim	Não	25,42	17
<i>Libidibia ferrea</i>	Não	Não	5,25	2,53
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Sim	Sim	38,78	20,52
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Não	Sim	45,06	6,41
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Sim	Não	50,27	36,3
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Não	Não	45,8	10,36

Entre os tratamentos estudados, o uso do fertilizante foi o único que influenciou a área foliar dos indivíduos ( $p= 0,02$ ;  $df= 1$ ). Entretanto, não foram observadas diferenças significativas para área foliar em tratamentos com Omniverdi ( $p= 0,49$ ;  $df= 1$ ) ou naqueles com ambos os tratamentos ( $p=0,70$ ;  $df= 1$ ) (Fig. 3).



**Figura 3.** Valores médios de área foliar das espécies nos diferentes tratamentos (técnicas de restauração). Os tratamentos foram: mudas produzidas no viveiro com uso

de fertilizante e plantadas no bloco utilizando OmniVerdi (C/fertilizante e C/OmniVerdi), mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco com OmniVerdi (S/fertilizante e C/OmniVerdi), mudas produzidas no viveiro com uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi (C/fertilizante e S/OmniVerdi) e mudas produzidas no viveiro sem uso de fertilizante e plantadas no bloco sem OmniVerdi (S/fertilizante e S/OmniVerdi). As barras verticais ao alto de cada coluna representam o erro padrão da estimativa da análise de variância. Letras distintas representam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ( $p < 0,05$ )

## DISCUSSÃO

Este estudo representa uma importante contribuição sobre o uso de diferentes técnicas de produção e plantio de mudas sobre estratégias de uso de recursos das plantas. Nossos resultados corroboram parcialmente as nossas hipóteses, pois eles demonstram que o uso de fertilizantes antes do transplante das mudas no campo foi um fator determinante para área foliar ao contrário do uso da técnica de OmniVerdi, que neste caso não apresentou significância.

Medidas de área foliar são adequadas para avaliar o investimento de recursos nas folhas de uma planta e definir sua estratégia de aquisição e uso de recursos, bem como para entender a produtividade da planta (Wright *et al* 2004). A variação no tamanho da área foliar encontrada entre as espécies demonstra que para esse atributo funcional elas apresentam uma alta plasticidade que é fundamental para a aquisição de recursos frente as diversas variações ambientais (Valladares *et al.* 2006.). Indivíduos de mesma espécie, porém submetidos às distintas disponibilidades de recursos, tendem a investir em recursos foliares com diferentes estratégias (Valladares *et al.* 2007). Especificamente, espécies expostas aos tratamentos com maior disponibilidade de fertilização adotaram estratégias mais aquisitivas ao investirem em área foliar, quando comparadas às espécies sem fertilização, mesmo após um ano sob condições ambientais semelhantes. Nossa hipótese foi parcialmente corroborada e nossos achados reforçam a hipótese de que em condições de alta disponibilidade de recursos, prevalece a estratégia aquisitiva, conferindo dessa maneira vantagem em função do aumento na área foliar e, conseqüentemente, na taxa fotossintética e na biomassa (Weraduwege *et al.* 2015).

As diversas etapas em que mudas são submetidas, desde a sua estadia no viveiro até o momento do plantio, são essenciais para o seu estabelecimento no campo. Durante a etapa no viveiro, o manejo adequado durante a sua produção (e.g. rega, fertilização, controle de pragas e ervas daninhas), proporciona mudas com melhor qualidade e potencializa a sua sobrevivência e estabelecimento no campo, uma vez que elas resistirão melhor as variações ambientais (Oliveira *et al.* 2016). Além disso, o uso de fertilizantes especificamente, é uma das fases mais importantes na produção de mudas, isto porque além de melhorar o estado nutricional das plantas, torna o seu custo benefício mais viável (Moraes-Neto *et al.* 2003). Além dos cuidados com a fase de produção de mudas em viveiro, principalmente em um ambiente com escassez de água como a Caatinga, outras técnicas são importantes no momento de transplante das mudas no campo. De fato, técnicas que permitem um maior acúmulo de água no solo vêm ganhando atenção. No entanto, contrariando nossas expectativas iniciais, observamos que não houve influência do OmiVerdi no atributo funcional analisado. É possível que durante o período do experimento o regime de chuva no local pode ter sido inferior ao esperado para que o OmniVerdi pudesse ser efetivo. Por fim, acreditamos que apesar dos nutrientes e água estarem envolvidos na construção do tecido fotossintético das plantas, para as espécies estudadas observamos que os nutrientes foram mais determinantes na expansão da área foliar do que a disponibilidade hídrica.

Desta forma, no intuito de facilitar e ter sucesso na restauração de áreas degradadas torna-se importante definir o uso de técnicas eficazes, principalmente em áreas com baixa resiliência, sendo necessárias as intervenções humanas (i.e., restauração florestal dirigida). Dentre as diversas técnicas disponíveis, nesses locais onde a resiliência do ecossistema é baixa, como a Caatinga, nossos resultados indicam que fertilizar as mudas ainda em casa de vegetação pode ser uma alternativa viável para aplicar neste ecossistema. Sugerimos ainda que estudos futuros com dados adicionais de outros atributos funcionais (e.g. espessura foliar, taxa fotossintética e biomassa) sejam realizados para entender melhor o papel de aplicação de técnicas de plantio de mudas e do investimento em biomassa nas mesmas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological indicators* 94: 274-282.
- Aronson J, Durigan G, Brancalion PH. 2011. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. Instituto Florestal: Série Registros 44:1-38.
- Donovan LA, Maherali H, Caruso CM, Huber H, Kroon H. 2011. The evolution of the worldwide leaf economics spectrum. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 88-95.
- Koppen, W. 1931. *Grundriss der klimakunde*. Berlin, Guyter W.
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- Machado IC, Lopes AV. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 94:365-376.
- Milles L, Newton AC, DeFries RS, et al. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Miralles J, Martinez-Sanchez JJ, Franco JA. 2011. *Rhamnus alaternus* growth under four simulated shade environments: Morphological, anatomical and physiological responses. *Scientia Horticulturae*, 127:562–570.
- Monteiro JEBA, Sentelhas PC, Chiavegato EJ, Giuselini C, Santiago AV, Prela A. 2005. Estimação da área foliar do algodoeiro por meio de dimensões e massa das folhas. *Bragantia* 64: 15-24.
- Moraes-Neto SP, Gonçalves JLM, Rodrigues CJ, Geres WLA, Ducatti F, Aguirre Jr JH. 2003. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas com combinações de adubos de liberação controlada e prontamente solúveis. *R. Árvore* 27: 779-789.
- Mukul SA, Herbohn J, Firn J. 2016. Tropical secondary forests regenerating after shifting cultivation in the Philippines uplands are important carbon sinks. *Scientific Reports* 6: 22483.
- Oliveira MC, Ogata RS, Andrade GA, et al. 2016. Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado. Embrapa Cerrados-Outras publicações científicas.
- Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho A. 2009. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 437–457.

- Reich PB, Wright I, Cavender-Bares J, et al. 2003. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences* 164:143-164.
- Ribeiro EMS, Arroyo-Rodríguez V, Santos BA, Tabarelli M, Leal IR. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611–620.
- Ribeiro-Neto JD, Arnan X, Tabarelli M, Leal IR. 2016. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation* 25: 943–956.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Signh SP. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, 25: 1-2.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE.
- Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC. 2017. The Future of the Caatinga. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 461–474.
- Valladares F, Sanchez-Gomez D, Zavala M.A. 2006. Quantitative estimation of phenotypic plasticity: bridging the gap between the evolutionary concept and its ecological applications. *Journal of Ecology* 94: 1103-1116.
- Valladares F, Gianoli E, Gómez JM. 2007. Ecological limits to plant phenotypic plasticity. *New Phytologist* 176: 749–763.
- Weraduwage SM, Chen J, Anozie FC, Morales A, Weise SE, Sharkey TD. 2015. The relationship between leaf area growth and biomass accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Frontiers in Plant Science* 6: 167.
- Westoby M, Falster DS, Moles AT, Vesik PA, Wright IJ. 2002. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 125-159.
- Wright SJ. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 553-560.
- Zhao Y, Peth S, Krummelbein J, Horn R, et al. 2007. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. *Ecological Modelling* 205: 241-254.



**RELATÓRIOS DOS PROJETOS**  
**LIVRES**

## ESTRATÉGIA ECOLÓGICA DE ÁRVORES DE UMA FLORESTA TROPICAL SECA E SEU POTENCIAL PARA RESTAURAÇÃO

Yan César de Sousa Moraes<sup>1</sup>, Bruno Rodrigues Souza<sup>2</sup>, Mayara Souza da Silva<sup>2</sup>, Guilherme Magalhães Viana<sup>3</sup>, Patrícia Maria de Souza Melo<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia Conservação e Uso de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

<sup>4</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

### RESUMO

Em florestas tropicais secas, o plantio de mudas nativas vem sendo utilizado para acelerar a sucessão ecológica em áreas degradadas. Entretanto, alta mortalidade de mudas na fase inicial da restauração representa um grande entrave, podendo estar relacionado ao critério de escolha das espécies. Raramente se considera as estratégias ecológicas das plantas relacionadas ao uso de recursos e tolerância às condições ambientais. Aqui, aplicamos a Teoria CSR para avaliar qual a estratégia ecológica de uma espécie arbórea usada na restauração de florestas secas. Hipotetizamos que esta espécie deve possuir uma estratégia de maior tolerância às condições pouco produtivas desse ecossistema. Amostramos dez indivíduos de *Handroanthus impetiginosus* e medimos três características foliares usadas para quantificar a proporção de cada estratégia CSR. *H. impetiginosus* foi classificada categoricamente *Tolerante ao estresse* devido aos altos valores da estratégia S. Isso se deu principalmente por suas folhas pequenas em relação à massa total e uma alta proporção de tecidos por unidade de massa foliar, indicando o investimento em tecidos de resistência que permitem maior tolerância à escassez de recursos. Nosso resultado é compatível com a predição da Teoria CSR para espécies abundantes em condições pouco produtivas. A estratégia descrita, pode explicar a alta mortalidade de mudas de *H. impetiginosus* em áreas sujeitas à pastagem de herbívoros, uma vez que

a alta resistência da planta pressupõe baixa capacidade regenerativa após distúrbios. Concluimos que a estratégia ecológica de *H. impetiginosus* é compatível com sua ocorrência em florestas tropicais secas, podendo explicar tanto a sua alta abundância em florestas maduras quanto sua baixa sobrevivência em áreas sujeitas à pastagem. Considerando que os distúrbios são mais frequentes no estágio inicial da sucessão, recomendamos que essa espécie não seja utilizada na fase inicial da restauração de florestas tropicais secas.

**Palavras-chave:** Estratégias CSR, Características funcionais; Restauração florestal; Caatinga; Ipê-roxo.

## INTRODUÇÃO

Perturbações antrópicas crônicas limitam a regeneração natural de comunidades vegetais (Sfair et al. 2018), ameaçando a estabilidade dos ecossistemas. Em florestas tropicais secas, tal como a Caatinga, a restauração assistida vem sendo utilizada como método para acelerar a sucessão ecológica através do plantio de mudas de espécies nativas (Moura & Silva 2017). Entretanto, a alta mortalidade de mudas na fase inicial de projetos de restauração representa um desafio para a recuperação dessas florestas secas (Lima et al. 2015), tornando-se necessário buscar estratégias mais eficientes de restauração. Um aspecto frequentemente negligenciado no critério de escolha das espécies plantadas são suas estratégias ecológicas de uso de recursos e tolerância às condições ambientais (Funk et al. 2016). Como as condições ambientais variam ao longo do processo sucessional, algumas estratégias ecológicas das plantas serão mais bem sucedidas em estágios específicos da regeneração florestal (Funk et al. 2016; Pierce et al. 2017).

Por exemplo, a teoria CSR (Grime 1977) propõe que as plantas possuem três estratégias adaptativas, e que a performance destas depende da combinação de dois mecanismos distintos de filtragem ambiental, disponibilidade de recursos (i.e., limitação à produção de biomassa) e regimes de distúrbio (i.e. perdas de biomassa). Plantas Competidoras (C) possuem folhas grandes e uso aquisitivo de recursos, crescem rápido e investem em estruturas de forrageamento (e.g. folhas grandes que capturam mais luz) (Reich 2014), o que as favorece em condições produtivas e com

menor frequência de distúrbios. Plantas Tolerantes-ao-estresse (S) possuem folhas pequenas e uso conservativo de recursos, crescem lentamente e investem em estruturas de resistência (e.g. tecidos densos; Reich 2014) e, assim, sobrevivem melhor em condições improdutivas. Plantas Ruderais (R) possuem folhas pequenas e uso aquisitivo dos recursos, crescem rápido e investem em estruturas reprodutivas (e.g. sementes e crescimento clonal; Reich 2014) e, portanto, conseguem rebrotar mais rapidamente após distúrbios. Essa classificação em três categorias representa extremos de convergência funcional, e cada indivíduo pode exibir diferentes proporções de *competição*, *tolerância-ao-estresse* e *ruderalidade*.

No contexto da restauração florestal, a teoria CSR permite então fazer previsões sobre qual estratégia ecológica das plantas terá melhor desempenho em cada estágio sucessional de uma comunidade (Pierce et al. 2017). Na fase inicial de uma sucessão secundária (e.g. restauração) as plântulas estão mais vulneráveis aos eventos de distúrbio (e.g. herbivoria) e, portanto, plantas mais *ruderais*, que rebrotam rapidamente, terão melhor performance (Funk et al. 2016; Pierce et al. 2017). Entretanto, à medida que a regeneração florestal avança, a maior quantidade de plantas competindo em florestas maduras pode aumentar a escassez de recursos, favorecendo então a performance de espécies mais *tolerantes ao estresse* (Pierce et al. 2017; Pinho et al. 2017).

Neste trabalho, avaliamos qual a estratégia CSR de uma espécie arbórea frequentemente usada na restauração de florestas secas. Como esta é abundante em florestas secas maduras, hipotetizamos que sua estratégia deve conter altos valores de *Tolerância ao estresse* (S) para lidar com as condições pouco produtivas desse ecossistema.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Área de estudo*

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau (8° 34.794'S; 37° 14.918'O), Pernambuco, Brasil, onde o clima regional é tropical semiárido, classificado como BSh, com precipitação anual variando de 480 a 1000 mm e temperatura média anual de 23 °C (Alvares et al. 2014). A vegetação está dentro do domínio da Caatinga,

que é representada por plantas heliófilas que estão submetidas a ambientes xéricos, com solos arenosos (Moura & Silva 2017). Esta é considerada uma área de extrema importância biológica e prioritária para conservação, por apresentar números relevantes de endemismos e espécies raras (ICMBIO 2019).

### *Espécie modelo*

Utilizamos a espécie *Handroanthus impetiginosus* (Mart.) Standlê (Bignoniaceae), popularmente conhecida como ipê-roxo, que é nativa do Brasil com distribuição nos biomas Caatinga, Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Amazônia, (Amado et al. 2015). Essa espécie possui porte arbóreo, com altura de 3 a 8 metros. Suas folhas são opostas com cinco folíolos, e seus frutos são dispersos por anemocoria (Amado et al. 2015; Santos et al. 2018). Embora *H. impetiginosus* seja encontrada com frequência em estágios avançados de sucessão ecológica de florestas tropicais úmidas, esta espécie também é abundante em áreas conservadas de florestas secas e semi-decíduas (Santos et al. 2013; Amado et al. 2015) e, por isso, vem sendo utilizada nos trabalhos de restauração destes ecossistemas (Fabricante et al. 2017).

### *Desenho amostral*

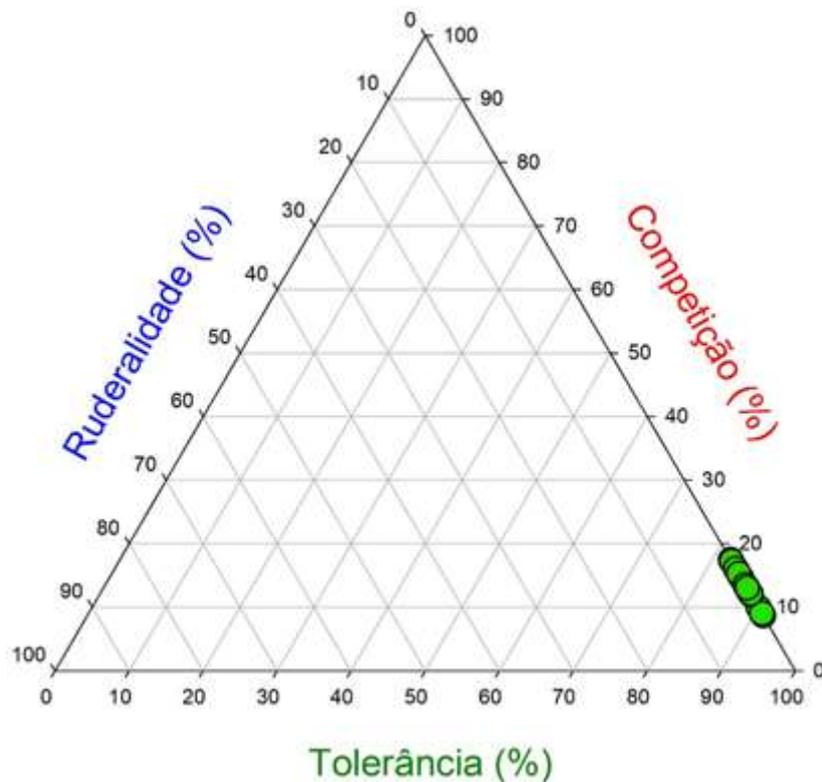
Selecionamos dez indivíduos adultos de *H. impetiginosus* que ocorriam em uma mesma área com condições ambientais semelhantes e coletamos 10 folhas de cada, totalizando 100 folhas.

### *Características funcionais e estratégias ecológicas*

As estratégias CSR foram quantificadas a partir de três características funcionais morfológicas das plantas de acordo com o método globalmente calibrado proposto por Pierce et al. (2016). A área foliar (LA), área foliar específica (SLA) e conteúdo de massa seca foliar (LDMC). As diferentes combinações de valores dessas características resultam em percentuais de C, S e R para cada folha/indivíduo, totalizando 100%. Calculamos a LA a partir do método da elipse, registrando valores de largura (L) e comprimento (C) para depois utilizar a fórmula área foliar =  $[L.C.\pi/4]$ . A SLA e o LDMC foram calculadas, respectivamente a partir da razão entre área foliar e massa seca de folha (secada a 80 °C por 24 h em estufa), a partir da razão massa seca/massa fresca.

## RESULTADOS

De acordo com o contínuo das estratégias CSR, os indivíduos de *H. impetiginosus* apresentaram em média 13,08 % de Competição, 86,92 % de Tolerância ao estresse, e 0 % de Ruderalidade, o que os classificou categoricamente como indivíduos Tolerantes ao Estresse (S) (Fig. 1). Os valores médios e desvio padrão de cada característica funcional e estratégia ecológica estão apresentados na tabela 1.



**Figura 1:** Valores médios das estratégias CSR de cada indivíduo de *Handroanthus impetiginosus*. O gradiente de cores representa o grau de proximidade dos indivíduos com os extremos de cada uma das três estratégias.

**Tabela 1.** Valores médios e desvio padrão das características funcionais e estratégias ecológicas dos indivíduos de *H. impetiginosus*.

<i>LA</i> (cm <sup>2</sup> )	<i>SLA</i> (mm <sup>2</sup> /mg)	<i>LDMC</i> (%)	<i>C</i> (%)	<i>S</i> (%)	<i>R</i> (%)
------------------------------	----------------------------------	-----------------	--------------	--------------	--------------

<i>Média</i>	209,83	0,45	0,65	13,08	86,92	0,00
Desvio padrão	72,44	0,07	0,20	2,61	2,61	0,00

## DISCUSSÃO

Tal como esperado pela hipótese inicial, indivíduos de *H. impetiginosus* apresentaram altos valores de *tolerância ao estresse*, o que de acordo com o método de Pierce et al. (2017), os classifica categoricamente como plantas de estratégia ecológica S. Considerando os valores relativamente moderados de área foliar, a estratégia de *tolerância ao estresse* dessa espécie reflete principalmente a variação das características relacionadas ao investimento econômico das plantas. (Wright et al. 2004). Os valores altos de LDMC e baixos de SLA descrevem um uso conservativo dos recursos, indicando que o carbono adquirido por essas plantas na fotossíntese é investido numa maior densidade de tecidos, o que permite maiores resistência e tolerância à escassez de recursos (Wright et al. 2004; Reich et al. 2014). Esse resultado é compatível com a predição da Teoria CSR, em que espécies com estratégia S são mais abundantes em ambientes com condições pouco produtivas (Grime 1977). Além disso, nossos resultados também vão ao encontro de Pinho et al. (2017), onde a estratégia S foi proporcionalmente maior em florestas tropicais maduras. De acordo com os autores, a competição entre um grande número de espécies nos estágios avançados da sucessão pode reduzir a disponibilidade de recursos e filtrar espécies mais tolerantes.

No contexto da restauração, uma alta mortalidade de mudas plantadas vem sendo observada em áreas de Caatinga sujeitas à pastagem de herbívoros, incluindo da espécie *H. impetiginosus* (Lima et al. 2015; Fabricante et al. 2017). Quando avaliado à luz da teoria CSR, a maior mortalidade de indivíduos desta espécie pode estar relacionada à sua estratégia ecológica descrita em nosso trabalho. Por exemplo, como os tecidos de suas folhas possuem um alto custo em termos de carbono, a biomassa consumida por herbívoros demora a ser reconstruída, conferindo uma baixa capacidade regenerativa à essa espécie. Nesse sentido, podemos inferir que embora as espécies com altos valores da estratégia S possam tolerar as condições semiáridas das florestas tropicais secas, sua abundância na comunidade será reduzida em áreas sujeitas a distúrbios crônicos. Por outro lado, em ambientes pouco produtivos, as espécies mais abundantes no estágio inicial da sucessão geralmente são as que

possuem uma estratégia distribuída quase totalmente entre *Tolerância ao estresse* e *Ruderalidade* (i.e. espécies SR; Pierce et al. 2017). Isso porque, espécies SR podem ser tolerantes à de escassez de recursos (embora em menor grau comparado às espécies 100% S) e ainda possuir uma capacidade suficiente de rebrotar após os distúrbios frequentes no início da sucessão (Pierce et al. 2017). Portanto, em projetos de restauração espécies SR talvez sejam suficientemente tolerantes às condições semiáridas das florestas secas e ainda possuam uma capacidade de rebrota que garanta sua sobrevivência em áreas sujeitas à pastagem.

Assim, concluímos que a estratégia ecológica de *H. impetiginosus* é compatível com sua ocorrência nas condições pouco produtivas das florestas tropicais secas, e pode explicar tanto a sua alta abundância em florestas maduras quanto sua baixa sobrevivência em áreas sujeitas à pastagem. Considerando que os distúrbios são mais frequentes no estágio inicial da sucessão (Pierce et al. 2017), e que as florestas tropicais secas estão expostas a pastagem de herbívoros (Arnan et al. 2018), recomendamos que essa espécie não seja utilizada na fase inicial da restauração florestal desse ecossistema. Ao invés disso, o plantio de espécies com estratégia SR pode aumentar a sobrevivência das mudas nessa fase, uma vez estas talvez sejam suficientemente tolerantes às condições semiáridas e ainda possuam uma capacidade de rebrota após a pastagem. Por fim, a aplicação do conhecimento teórico através do critério de escolha das espécies baseado em suas estratégias ecológicas pode contribuir para aumentar a eficiência da restauração ecológica de florestas tropicais secas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à UFPE, CAPES e ao Cnpq pelo apoio financeiro, também à doutoranda Silvia Pereira pelo auxílio no delineamento amostral e coleta dos dados no campo.

## **REFERÊNCIAS**

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, De Moraes Gonçalves JL, Sparovek G. 2014. Köpper's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.

- Amado S, Ferreira INM, Filho JTC. 2015. Comparação anatômica do lenho de *Handroanthus impetiginosus* e *Handroanthus avellanedae*. Revista Anhaguera Goiânia 1:34-41.
- Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. Ecological indicators 94: 274-282.
- Fabricante JR, Araújo KCT, Manfio M, Siqueira-Filho JA. 2017. Mortalidade de mudas de espécies nativas sob efeito do pastejo de caprinos, ovinos e emas: implicações para projetos de recuperação/restauração de áreas degradadas na caatinga. Nativa 5: 410-413.
- Funk JL, Larson JE, Ames GM, et al. 2017. Revisiting the Holy Grail: using plant functional traits to understand ecological processes. Biological Reviews 92: 1156-1173.
- Grime JP. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. American Naturalist 111: 169–194.
- ICMBio. 2019. Unidades de conservação-Parna do Catimbau. Brasil. <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2135-parna-do-catimbau>. 01 Aug. 2019.
- Lima MM, Santos LA, Nogueira EMS, Moura BP. 2015. Sobrevivência inicial de seis espécies usadas na recuperação de uma área degradada na Caatinga. Revista Ouricuri 5: 132-137.
- Moura FBP, Silva JV. 2017. Restauração na Caatinga. 1st edn. Alagoas, Edufal.
- Pierce S, Negreiros D, Cerabolini BEL, et al.. 2017. A global method for calculating CRS ecological strategies applied across biomes world-wide. Functional Ecology 31: 444- 457.
- Pinho BX, Melo FPL, Arroyo-Rodríguez V, Pierce S, Lohbeck M, Tabarelli M. 2017. Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in generating tropical forests. Journal of Ecology 106: 137-147.
- Reich PB. 2014. The world-wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. Journal of Ecology 102: 275-301.
- Santos LL, Santos LL, Alves ASA, Oliveira LSD, Sales MF. 2013. Bignoniaceae Juss. no Parque Nacional Vale do Catimbau, Pernambuco. Rodriguésia 64: 479-494.
- Santos PCS, Benedito CP, Alves TRC, Paiva EP, Sousa EC, Freires ALA. 2018. Water stress and temperature on germination and vigor of *Handoanthus impetiginosus* (Mart. ex DC). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 5: 349-354.

Sfair JC, Bello F, França TQ, Baldauf C, Tabarelli M. 2018. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters* 13: 025005.

Wright IJ, Reich PB, Westoby M, et al. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827

## GRAMÍNEAS EXÓTICAS RETARDAM GANHO DE DIVERSIDADE DE PLANTAS NATIVAS DURANTE PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL NA CAATINGA

Lucas Alencar<sup>1</sup>, Cássio Carvalho<sup>2</sup>, Diego Centeno-Alvarado<sup>1</sup>, Isadora Schulze-Albuquerque<sup>1</sup>, & Willams Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco

### RESUMO

Uma das principais perturbações antrópicas no mundo é o estabelecimento de pasto com introdução de espécies exóticas (e.g. *Brachiaria* spp.) para criação de gado. Na Caatinga, e em outras florestas sazonalmente secas, este fenômeno ocorre frequentemente, já que é incomum a presença de gramíneas que suportem uma alta intensidade de pastejo. Eventualmente, esses locais podem ser abandonados e a capacidade das espécies nativas em se estabelecer nas áreas com gramíneas exóticas pode ser reduzida, afetando diretamente a regeneração natural do ecossistema. No entanto, ainda existem lacunas com relação ao efeito das espécies exóticas sobre o processo de regeneração natural e recuperação da diversidade em comunidade de espécies nativas de plantas. Tendo isto em vista, buscamos avaliar como a cobertura das espécies de gramíneas exóticas afetam o processo de regeneração natural na Caatinga. Para isto, investigamos uma área em processo de regeneração natural com um gradiente de cobertura de *Brachiaria* spp que vai de 0% a 60% em relação a área da parcela (9m<sup>2</sup>). Nós avaliamos o ganho em número de espécies e a proporção de espécies de plantas dominantes em relação ao número total de espécies ao longo deste gradiente, utilizando os índices de diversidade verdadeira (Hill numbers das ordens Q0 e Q2) e o Fator de equitabilidade da comunidade. Nossos resultados mostraram que em um gradiente de *Brachiaria* spp. o reestabelecimento do número de espécies é freado nas parcelas com maior porcentagem de cobertura. Também encontramos que o fator de equitabilidade não muda ao longo do gradiente de cobertura de *Brachiaria* spp., pois houve redução no número total de espécies e não apenas das menos abundantes. Concluímos que as

gramíneas dificultam o estabelecimento tanto de espécies raras como das espécies dominantes. Como recomendação prática, sugerimos a remoção destas gramíneas exóticas para facilitar o processo de regeneração natural na Caatinga.

**Palavras-chave:** Introdução de gramíneas, regeneração natural, Brachiaria, espécies nativas, diversidade real

## INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas em um sistema é um grave problema ambiental gerado por atividades antrópicas (Mooney 2005). Espécies exóticas são espécies que se estabelecem em locais fora da sua área natural de ocorrência, podendo aumentar em abundância e se tornarem um componente principal da comunidade (Richardson et al. 2000). Um exemplo é a introdução de gramíneas exóticas associada ao estabelecimento de pasto para criação de gado. Normalmente estas gramíneas são introduzidas em um sistema de produção devido a sua maior produtividade, palatabilidade e custos, quando comparado com espécies nativas (Driscoll et al. 2014). Ao aumentar em abundância, estas espécies exóticas podem desestruturar a comunidade local, modificando parâmetros de abundância e composição das espécies nativas, podendo levar até mesmo a extinção local (Richardson & Ricciard 2013).

Eventualmente muitas áreas de pasto com gramíneas exóticas são abandonadas. Isto pode acontecer por causa de sobre-exploração, variação nos preços de mercado, ou até mesmo pela baixa produtividade natural do ecossistema em que essas gramíneas foram introduzidas (Alves et al. 2003). Após esse abandono, a área começa a regenerar-se naturalmente e as gramíneas exóticas presentes no pasto filtram quais espécies de plantas nativas conseguem se reestabelecer nessa área (Callaway & Maron 2011), pois competem com as plântulas de espécies nativas por água e nutrientes, devido aos seus sistemas radiculares densos e rasos (Hooper 2007).

Regeneração natural é o processo pelo qual uma comunidade alterada por pressões antrópicas consegue retornar ao estágio pré-perturbação ou de referência (Chazdon 2017), pois depende de diferentes fatores, como atributos socioeconômicos

e efeitos diretos e indiretos nas comunidades locais (Latawiec et al. 2016). Dentro dessas áreas, é esperado que as espécies nativas mais eficientes na dispersão e aquisição de recursos (i.e., melhores competidoras), consigam se estabelecer em maior quantidade nas comunidades, tornando-se abundantes mesmo com o filtro biótico imposto por espécies exóticas (Pearson et al. 2018). Quanto às espécies que são menos eficientes no uso dos recursos (i.e., competidoras mais fracas), a presença de gramíneas exóticas pode impedir o estabelecimento dessas espécies, via competição por espaço e outros recursos, principalmente água e nutrientes (Hooper 2007; O'Loughlin et al. 2019). Nas espécies raras tem sido demonstrado maiores taxas de declínio na presença de espécies exóticas (Farnsworth 2004). O maior poder de competição dessas gramíneas exóticas pode ocorrer devido ao fato destas apresentarem atributos funcionais, como uma taxa de crescimento maior que outras plantas nativas, crescimento vegetativo e uma diferente estrutura radicular (Drenovsky et al. 2012), não presentes nas comunidades em que elas se estabelecem e invadem, ocupando um nicho vago (Callaway & Maron 2006). Com isso, as gramíneas exóticas podem alterar a composição e abundância das espécies que naturalmente são encontradas em comunidades de áreas em regeneração.

Além de alterara composição taxonômica, as gramíneas exóticas podem retardar o processo de regeneração como um todo. No entanto, ainda não sabemos se de fato estas gramíneas retardam a regeneração natural e nem qual é o efeito delas sobre a comunidade de plantas nativas em regeneração. Nossas perguntas foram 1) qual o efeito da cobertura de gramíneas exóticas sobre o número de espécies vegetais nativas da Caatinga? E 2) como as gramíneas exóticas afetam a dominância da comunidade de plantas em processo de regeneração na Caatinga? Nossa hipótese é que as gramíneas exóticas limitam o estabelecimento de espécies nativas, especialmente das espécies raras, via competição por recursos. Assim, prevemos que 1) quanto maior for a cobertura de gramíneas exóticas, menor será o número de espécies de plantas nativas e 2) quanto maior for a cobertura de gramíneas exóticas, menor será a dominância das espécies nas comunidades.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau (8.61667°S, 37.15°O) situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga. O parque apresenta uma variação anual de chuvas de 480 a 1100mm e vegetação de caatinga (Rito et al. 2017). Esta área apresenta um clima semiárido tipo BShs, com transição para o tropical chuvoso do tipo As. Possui temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual entre 480mm e 1.100mm (Athiê-Souza et al. 2019). Nessa região, foram introduzidas diversas espécies de gramíneas do gênero *Brachiaria* devido a sua alta produtividade e tolerância a seca, e por não existirem equivalentes naturais em termos de produtividade (Almeida et al. 2015). No PARNA Catimbau, diversas áreas de pasto com gramíneas exóticas foram abandonadas, devido à baixa produtividade natural do ecossistema e da imprevisibilidade das chuvas (Tabarelli et al. 2018). Realizamos o estudo em uma área de pasto abandonado que está em processo de regeneração natural, com presença de espécies herbáceas e arbóreas nativas, e um gradiente de cobertura de gramíneas exóticas do gênero *Brachiaria*. Esta área de pasto pertence a outro projeto em execução (responsável: Felipe Pimentel Lopes de Melo, MCTIC/CNPq Nº 19/2017, processo 441292/2017-8) e foi subdividida em 200 parcelas de 6x6 metros, dispostas lado a lado a uma distância de 1m cada, na forma de um tabuleiro de xadrez, sendo cada uma das parcelas dividida em quatro sub-parcelas de 3x3 metros. A área total do pasto abandonado é de 3 hectares e cobre um gradiente de cobertura de vegetal de *Brachiaria* spp. que varia de 0 a 60%.

### *Amostragem*

Nós selecionamos 11 sub-parcelas de 3x3 metros com um gradiente com cobertura vegetal de *Brachiaria* spp. variando entre 0% e 60%. A área ocupada por *Brachiaria* spp. foi previamente mensurada através de imagens aéreas de alta resolução feitas com um Veículo Aéreo Não Tripulado (Phantom 4 pro®) em fevereiro de 2019 com uma resolução de 72dpi. A porcentagem da cobertura foi calculada como a área da mancha de *Brachiaria* spp. em relação a área total da parcela. Dentro de cada parcela, identificamos os indivíduos encontrados no menor nível taxonômico possível, sendo a riqueza determinada a partir desta informação. Para mensurar a abundância das espécies encontradas, padronizamos o esforço amostral em cada parcela contando o número de indivíduos durante um minuto para cada espécie. Nós utilizamos este intervalo de tempo porque identificamos em campo que um minuto era

o suficiente para contar todos os indivíduos das espécies mais abundantes. Então utilizamos este valor para padronizar a contagem para as outras espécies.

### *Análise dos dados*

Primeiramente, calculamos os índices de diversidade verdadeira para todas as parcelas (Hill numbers - Jost 2006). Nós utilizamos duas ordens dos Hill numbers: ordem 0 (oD), que é igual ao número absoluto de espécies na comunidade e ordem 2 (<sup>2</sup>D), equivalente ao inverso do índice de Simpson. O oD não é sensível à abundância de espécies e, portanto, confere peso desproporcional a espécies raras. Já o <sup>2</sup>D dá mais peso às espécies abundantes e pode ser interpretado como o número de espécies dominantes na comunidade (Jost 2006).

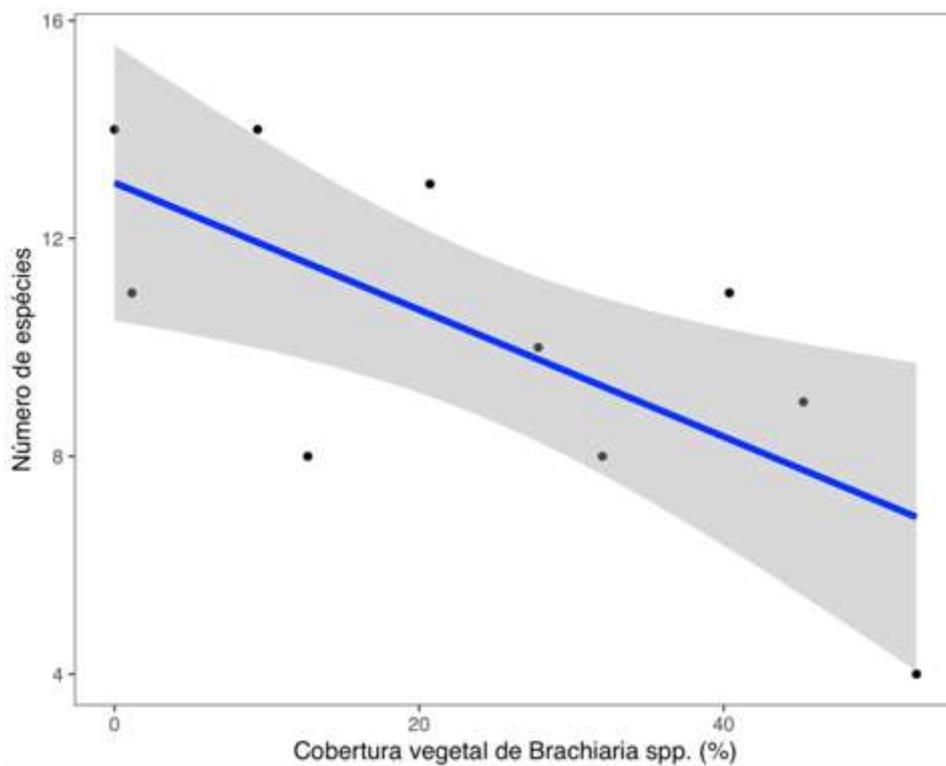
Utilizamos os valores de oD para comparar como a cobertura de exóticas afeta o número de espécies. Também utilizamos os valores de <sup>2</sup>D para avaliar como a cobertura de exóticas afeta esse grupo específico da comunidade. Ainda, calculamos o fator de equitatividade que representa a proporção de espécies dominantes na comunidade em relação ao número total de espécies (Jost 2010). Os modelos foram construídos utilizando modelos lineares generalizados (GLM) com a distribuição de Poisson para as análises da ordem 0D e uma distribuição gaussiana para os modelos com a ordem <sup>2</sup>D. Todas as análises foram feitas no programa R 3.4.1.

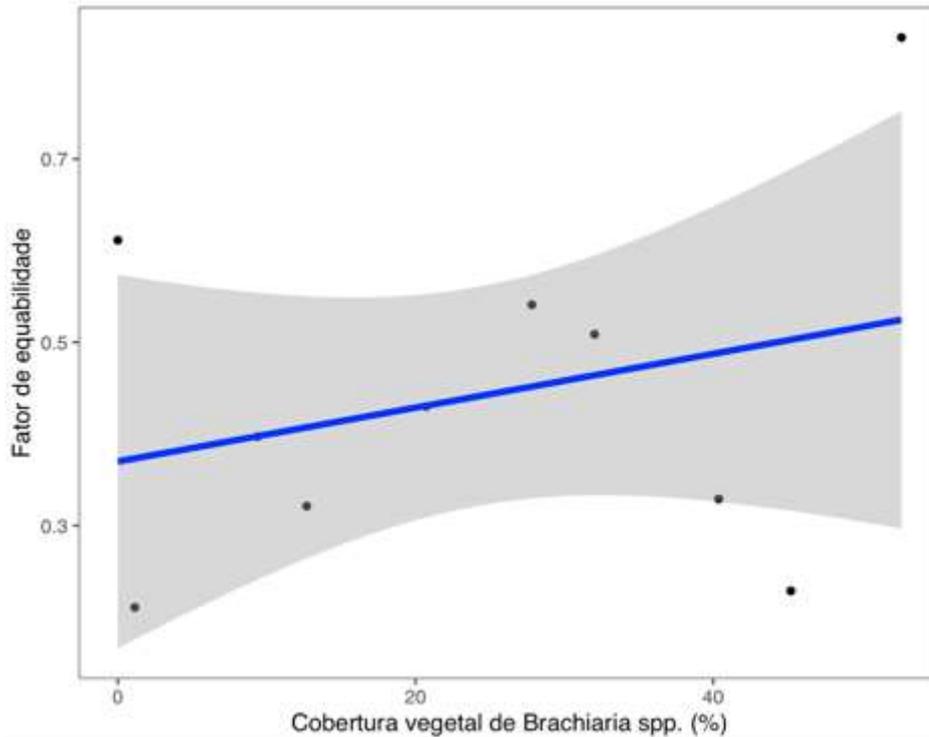
## **RESULTADOS**

Identificamos um total de 14 famílias, 33 espécies e 1.115 indivíduos. As famílias mais representativas foram Fabaceae (7 espécies; 25,9%), Malvaceae (4 espécies; 14,8%) e Rubiaceae (4 espécies, 14,8%). As espécies mais abundantes em número de indivíduos foram *Portulaca* sp. (33,7%), *Mitracarupus* sp. (20,6%) e *Chamaecrista rotundifolia* (7,1%) que representam 61,4% de todas as espécies nativas encontradas na área. Com relação às parcelas que apresentaram o maior número de indivíduos, os de menor área de cobertura de *Brachiaria* spp. (0%, 9% e 12%), apresentaram maior abundância (26,3%; 14,1% e 13,2%, respectivamente).

Encontramos uma tendência de que quanto maior a cobertura de *Brachiaria* spp. em uma parcela, menor o número de espécies nas comunidades apesar da

relação não ser significativa para um  $\alpha = 0.05$  ( $p = 0,07$ ;  $R^2 = 0,42$ ). No entanto, a parcela com 60% de cobertura de *Brachiaria* spp. apresenta um indivíduo arbóreo que ocupa a maior parte desta área sendo uma comunidade muito diferente das outras. Quando eliminamos esta parcela das análises, encontramos relação significativa na diminuição no número de espécies nativas com o aumento da cobertura de espécie exótica ( $p = 0,04$ ;  $R^2 = 0,55$ ) (Fig. 1a). Quanto às espécies mais abundantes da comunidade, a cobertura de *Brachiaria* spp. não tem efeito significativo sobre elas ( $p = 0,12$ ;  $R^2 = 0,34$ ). O Fator de equabilidade (Tabela 1) também não apresentou uma relação significativa em função da cobertura de *Brachiaria* spp. ( $p = 0,39$ ;  $R^2 = 0,08$  – Fig. 1b).





**Figura 1.** Efeito da cobertura de planta exótica em fração decimal (*Brachiaria* spp.) sobre a estrutura de comunidades de plantas nativas da Caatinga. (a) Perda de espécies em relação ao aumento da cobertura de *Brachiaria* spp. (GLM –  $p = 0.04$ ;  $R^2 = 0.55$ ;  $n = 10$ ) e (b) efeito da cobertura de (*Brachiaria* spp.) sobre o Fator de equabilidade das comunidades de plantas nativas (GLM –  $p = 0.39$ ;  $R^2 = 0.08$ ;  $n = 10$ ). Valores de cobertura de exóticas representam a proporção da área ocupada pela *Brachiaria* spp. em relação a área total das parcelas.

**Tabela 1.** Índices de diversidade verdadeira e fator de equitabilidade das parcelas com diferente cobertura vegetal de *Brachiaria* spp.

Parcela	Cobertura vegetal de <i>Brachiaria</i> spp. (%)	Índices de diversidade verdadeira (Hill numbers)		Fator de equitabilidade
		Q0 ( $^{\circ}D$ )	Q2 ( $^2D$ )	
1	0	14	8.56	0.6114
2	1.14	11	2.32	0.2109
3	9.39	14	5.56	0.3971
4	12.69	8	2.57	0.3213

5	20.71	13	5.59	0.4300
6	27.82	10	5.41	0.5410
7	32.03	8	4.07	0.5088
8	40.37	11	3.62	0.3291
9	45.22	9	2.06	0.2289
10	52.65	4	3.33	0.8325
11	60.78	10	2.86	

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que em um gradiente de cobertura de *Brachiaria* spp., o reestabelecimento de plantas nativas é reduzido com o aumento da cobertura (Fig. 1a). Isso pode ocorrer porque as espécies exóticas têm atributos funcionais que as ajudam a ocupar nichos antes ocupados por espécies nativas e acessar recursos que não são utilizados por elas (Callaway & Maron 2006). Por exemplo, gramíneas exóticas do gênero *Brachiaria* possuem raízes densas, porém superficiais (Guenni et al. 2002). Por conta disto, os nutrientes que estão entrando no solo, como água da chuva e matéria orgânica vinda da decomposição da serrapilheira, podem ser captados antes por estas gramíneas do que por outras espécies (Ho et al. 2005). Além disso, as gramíneas possuem um tipo de metabolismo único que é mais eficiente no uso da água, tornando-se competidoras bastante agressivas (Guenni et al. 2002), especialmente onde a água é um recurso limitante para o estabelecimento de plantas, como na Caatinga. *Brachiaria* tem alta resistência a solos ácidos e consegue se adaptar a solos com baixa fertilidade, sendo esta mais uma característica que pode tornar as *Brachiarias* mais competitivas que outras espécies nativas e permitindo que ela se propague mais facilmente dentro da comunidade (Edvan et al. 2015). Estudos similares com gramíneas exóticas feitos em outros lugares mostraram resultados semelhantes (Eliason & Allen 1997; Ferreira et al. 2016).

No caso do sistema avaliado, *Brachiaria* spp. pode impedir o restabelecimento de riqueza de espécies e não a abundância ou densidade das espécies nativas, por serem gramíneas perenes e que formam touceiras que ocupam grandes áreas (Djikeng et al. 2014). Ou seja, durante o período chuvoso em que as herbáceas nativas

estão recrutando, as áreas já ocupadas pelas touceiras de *Brachiaria* spp. impedem que as plântulas se estabeleçam. Então *Brachiaria* spp. pode estar impedindo o estabelecimento de plantas nativas por competição por espaço. Além disso, é possível que as gramíneas exóticas apresentem uma maior abundância e sucesso no recrutamento por não possuírem predadores naturais nas regiões onde foram introduzidas (Pearson et al. 2018). Ou seja, estas espécies podem estar escapando da resistência biótica por parte do pool de espécies que ocorrem nas comunidades avaliadas. A resistência biótica é o fenômeno pelo qual as espécies nativas exercem efeito negativos sobre as espécies invasoras, como predação de sementes ou competição direta por recursos (Pearson et al 2012). Esta é uma hipótese comumente utilizada para explicar o porquê da manutenção da baixa densidade de indivíduos no início do processo de invasão biológica em diversas comunidades do mundo (Cushman et al 2011; Maron et al. 2012; Pearson et al. 2012). No entanto, devido as características funcionais destas *Brachiarias* invasoras, elas podem estar vencendo a resistência bióticas dessas comunidades e modificando o processo de regeneração natural da Caatinga.

Diferente do que esperávamos, a maior cobertura de *Brachiaria* spp. não aumentou o fator de equabilidade e da comunidade (Fig. 1b). Isto significa que não houve redução no número total de espécies e não apenas das menos abundantes.

Desta forma, é necessário que essas gramíneas exóticas sejam removidas para permitir o restabelecimento da riqueza de espécies nativas dessas áreas abandonadas e assim contribuir para a conservação das espécies nativas e recuperação dos ecossistemas da Caatinga (Esquivel et al. 2008).

## **AGRADECIMENTO**

Nós agradecemos a Víctor Arroyo-Rodríguez por suas contribuições com as análises estatísticas e com as sugestões construtivas para o projeto. Agradecemos especialmente aos revisores do texto, Silvia Pereira e Renato Vanderlei, que contribuíram fortemente com a qualidade do texto. Agradecemos também por todo os participantes do curso que de alguma forma contribuíram com construção do projeto.

## REFERÊNCIAS

- Almeida WR, Lopes AV, Tabarelli M, Leal IR. 2015. The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological Invasions* 17:51–56.
- Alves DS, Escada MIS, Pereira JLG, de Albuquerque Linhares C. 2003. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing* 24:899–903.
- Athiê-Souza SM, de Melo JIM, da Silva LP, et al. 2018. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0622>
- Callaway RM, Maron JL. 2006. What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years? *Trends in Ecology & Evolution* 21:369–374.
- Chazdon RL. 2017. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:251–257.
- Cushman JH, Lortie CJ, Christian CE. 2011. Native herbivores and plant facilitation mediate the performance and distribution of an invasive exotic grass: Herbivory and facilitation mediate a plant invasion. *Journal of Ecology* 99: 524-531.
- Djikeng A, Rao IM, Njarui D, et al. 2014. Climate-smart *Brachiaria* grasses for improving livestock production in East Africa. *Tropical Grasslands - Forrajes Tropicales* 2:38.
- Drenovsky RE, Grewel BJ, D'Antonio CM, et al. 2012. A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany* 110(1): 141-153.
- Driscoll DA, Catford JA, Hulme PE, et al. 2014. New pasture plants intensify invasive species risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:16622–16627.
- Edvan LR, Bezerra RL, Marques CAT. 2015. Shortage of Biodiversity in Grasslands. In: Blanco J (ed.). *Biodiversity in Ecosystems: Linking Structure and Function*, 1st edn. London, InTechOpen.

Eliason SA, Allen EB. 1997. Exotic Grass Competition in Suppressing Native Shrubland Re-establishment. *Restoration Ecology* 5: 245–255.

Esquivel MJ, Harvey CA, Finegan B, Casanoves F, Skarpe C. 2007. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees: Pasture management and neotropical tree regeneration. *Journal of Applied Ecology* 45: 371–380.

Farnsworth, ET. 2004. Patterns of plant invasions at sites with rare species throughout New England. *Rhodora* 106(906): 97-117.

Ferreira L, Parolin P, Matos D, Cunha D, Chaves P, Neckel S. 2016. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88: 589–597.

Guenni O, Baruch Z, Marín D. 2004. Responses to drought of five *Brachiaria* species. I. Biomass production, leaf growth, root distribution, water use and forage quality. *Plant and Soil* 258: 249–260.

Ho MD, Rosas JC, Brown KM, Lynch JP. 2005. Root architectural tradeoffs for water and phosphorus acquisition. *Functional Plant Biology* 32: 737.

Hooper ER. 2007. Factors affecting the species richness and composition of Neotropical Secondary Succession: A Case Study of Abandoned Agricultural Land in Panama. In: Myster RW (ed.) *Post Agricultural Succession in the Neotropics*. San Juan, Springer. p. 141-164.

Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363–375.

Jost L. 2010. The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity* 2: 207–232.

Latawiec AE, Crouzeilles R, Brancalion PHS, et al. 2016. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica* 48(6): 844-855.

O’Loughlin LS, Gooden B, Foster CN, MacGregor CI, Catford JA, Lindenmayer DB. 2019. Invasive shrub re-establishment following management has contrasting effects on biodiversity. *Scientific Reports* 9: 4083.

Maron JL, Pearson DE, Potter T, Ortega YK. 2012. Seed size and provenance mediate the joint effects of disturbance and seed predation on community assembly. *Journal of Ecology* 100: 1492–1500.

Mooney HA, 2005. Invasive Alien Species: The Nature of the Problem. In: Mooney H A, Mack RN, McNeely JA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK (eds.) *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Washington DC, Island Press. p. 1-15.

Pearson DE, Potter T, Maron JL. 2012. Biotic resistance: exclusion of native rodent consumers releases populations of a weak invader. *Journal of Ecology* 100:1383–1390.

Pearson DE, Ortega YK, Eren Ö, Hierro JL. 2018. Community Assembly Theory as a Framework for Biological Invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 33: 313–325.

Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions* 6: 93–107.

Richardson DM, Ricciardi A. 2013. Misleading criticisms of invasion science: a field guide. *Diversity and Distributions* 19: 1461–1467.

Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.

Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC. 2017. The Future of the Caatinga. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) *Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing. p. 461–474.

## **INFLUÊNCIA DA DISPERSÃO E FATORES ABIÓTICOS NA ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES VEGETAIS EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS DA CAATINGA**

Márcio Lucas Bazante de Oliveira<sup>2</sup>, Isabelle Leite de Holanda Silva <sup>1</sup>, Fellipe Alves Ozorio do Nascimento<sup>1</sup>, Adrielle Leal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

<sup>2</sup> Laboratório de Morfo-taxonomia Vegetal (MTV), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil

### **RESUMO**

A riqueza e composição vegetal das ilhas de afloramentos rochosos recebem influência de fatores determinísticos, como a profundidade do solo, temperatura e disponibilidade hídrica, mas também de fatores aleatórios através da capacidade de dispersão das plantas. Considerando a importância do modelo estocástico nos afloramentos da Caatinga, as hipóteses foram que: a composição vegetal das ilhas próximas está positivamente correlacionada com as distâncias geográficas; ilhas com profundidade do solo e área parecidas e ocorrentes em um mesmo afloramento possuem maior similaridade de riqueza de espécies. Avaliamos o efeito da dispersão e fatores abióticos na montagem de comunidades vegetais (composição e riqueza) em dez ilhas de solo, inseridas em um afloramento rochoso arenítico no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. Para determinar a influência da distância sobre a composição de espécies entre as ilhas, realizou-se uma correlação entre as matrizes de similaridade de espécies e distância das comunidades. A influência das características abióticas na riqueza de espécies foi avaliada através da correlação de Pearson seguido por um teste de Shapiro-Wilk. Não houve relação significativa entre a composição das ilhas, a distância entre elas e as características abióticas, sugerindo que outros fatores, como a inclinação, podem ser mais explicativos. Contudo, a riqueza das ilhas foi explicada pela área e profundidade do solo, confirmando a relação espécie-área e que a conexão entre as ilhas permite o transporte de nutrientes e propágulos, influenciando na produtividade das mesmas.

**Palavras-chave:** Florestas tropicais sazonalmente secas, Modelo estocástico, Modelo determinístico, Montagem de comunidades vegetais.

## INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios na ecologia consiste na compreensão dos fatores que estruturam as comunidades vegetais. Sabe-se que a montagem de comunidades pode ser fortemente influenciada por processos determinísticos e estocásticos (Chase 2010; Pavoine & Bonsall 2011). Processos determinísticos são os baseados em modelos de nicho, como por exemplo, interações ecológicas e filtragem ambiental (Chase 2010; Pavoine & Bonsall 2011). Já os processos estocásticos incluem deriva ecológica, limitação na dispersão, especiação e extinção aleatórias (Chase 2010; Pavoine & Bonsall 2011). Tais efeitos são abordados em uma série de estudos, no entanto o entendimento dos efeitos individuais e sinérgicos dos processos determinísticos e estocásticos na montagem de comunidades vegetais ainda é pouco explorado (Ellwood et al. 2009).

Comunidades vegetais que se desenvolvem sobre afloramentos rochosos funcionam como excelente modelo analítico da influência de processos determinísticos e estocásticos. De fato, no domínio da Caatinga, comunidades vegetais são frequentemente observadas sobre afloramentos rochosos, ambientes que funcionam como um excelente sítio de estudos observacionais relacionados à montagem das comunidades. As rochas expostas e submetidas à elevada radiação solar, pouca disponibilidade hídrica e solos rasos dessas paisagens abrigam um tipo de vegetação específica, capaz de se estabelecer em fendas e depressões na rocha onde há acúmulo de solo, também chamadas de ilhas de vegetação (Szarzynski 2000). De modo geral, as ilhas maiores podem comportar grandes populações e apresentam maior probabilidade de receber propágulos (MacArthur & Wilson 1963; Michelangeli 2000). Da mesma forma, quanto mais profundo o solo, maior o acúmulo de nutrientes e água, permitindo ilhas mais heterogêneas (Houle 1990).

Contudo, apesar da similaridade fisionômica da vegetação, há diferenças na composição florística entre afloramentos, mesmo que geograficamente próximos. Essas distinções estão relacionadas com as características ambientais e climáticas da paisagem, afetando nos tipos de hábitat e cobertura predominante (Meirelles 1999; Scarano 2007). Além disso, segundo Uno & Collins (1987) e Sá (2008), pelas ilhas estarem mais próximas entre si do que destas com a vegetação do entorno, as próprias ilhas podem exercer o papel de fontes de propágulos, determinando a riqueza

e composição das mesmas. Dessa forma, eventos estocásticos nesse ambiente podem desempenhar um importante papel na composição vegetal (Barthlott et al. 1993; Hubbell 2001).

Diante disso, verificamos se regras de montagem baseadas em dispersão (estocástico) explicam a composição e riqueza de espécies vegetais em diferentes ilhas de vegetação. Especificamente, avaliamos: (i) como a distância entre ilhas afetam a composição das espécies locais; (ii) como características abióticas (profundidade do solo e área das ilhas) afetam a composição e riqueza das espécies locais. Espera-se que: (1) a composição vegetal das ilhas próximas está positivamente correlacionada com as distâncias geográficas; (2): ilhas com profundidade do solo e área parecidas possuem maior similaridade de riqueza de espécies.

## MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no afloramento de rochas areníticas da Serra Branca, localizado no Parque Nacional do Catimbau (8 ° 23'17 " -8 ° 36'35 " S; 37 ° 11'00 " -37 ° 33 ' 32 "O), inserido no domínio fitogeográfico de floresta tropical sazonalmente seca (Caatinga) no Nordeste do Brasil (Brasil 2002). A região possui altitude de 800 a 1000 m e clima tropical semiárido (Bsh') (Alvares et al. 2014). A vegetação é constituída por um mosaico de caatingas arbóreas e arbustivas representadas principalmente por espécies das famílias Euphorbiaceae e Fabaceae (Silva et al. 2017).

### *Delineamento amostral*

Utilizando o método de amostragem aleatória sistemática, selecionamos 10 ilhas de solo com os seguintes critérios: (i) ilhas de solo não poderiam ser conectadas entre si, e; (ii) deveriam ter heterogeneidade de tamanho. Com o auxílio de uma trena métrica, medimos a distância entre as ilhas e o tamanho delas através da área. A profundidade do solo foi mensurada utilizando um vergalhão de ferro inserido no substrato, em três pontos diferentes de cada mancha, até que alcançasse a rocha matriz. A medida da profundidade do solo foi a média dessas três medidas.

Para analisar a composição e riqueza da vegetação, foram coletadas e identificadas amostras de todas as espécies vegetais de cada mancha. Para averiguar a dominância das espécies no afloramento, contamos o número de manchas nas quais elas foram encontradas. A identificação taxonômica foi feita por meio de literatura especializada, mediante consulta à listagem florística de Athiê-Souza et al. (2019). Além disso, para descrever a cobertura predominante, as espécies foram classificadas quanto ao hábito e as formas de vida de Raunkiaer (1934), fazendo uso da chave proposta por Martins e Batalha (2011).

### *Análise dos dados*

Para avaliar uma possível similaridade entre a composição de espécies entre as manchas, usamos o teste de similaridade de Jaccard. Adicionalmente, a fim de avaliar a distância entre as manchas, aplicamos o método da distância Euclidiana. Por fim, para avaliar o efeito das variáveis abióticas (área e profundidade), utilizamos modelos de regressões lineares simples, precedidos do teste de Coeficiente de Correlação de Pearson e do teste de Shapiro-Wilk. O teste de correlação de Mantel foi utilizado para avaliar a existência de correlações entre as variáveis independentes (tamanho das manchas, distâncias entre as manchas e profundidade do solo). Além disso, foi realizado um teste de Outliers a fim de detectar possíveis valores extremos. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software RStudio 2015.

## **RESULTADOS**

Foram registradas 26 espécies vegetais distribuídas em 17 famílias (Tabela 1). A família mais rica foi Fabaceae com cinco espécies, seguida de Bromeliaceae, Cactaceae, Cyperaceae, Poaceae e Rubiaceae com duas espécies cada. Quanto as formas de vida, a mais representativa em número de espécies foi o fanerófito (10 spp.), seguido do caméfito (9), hemicriptófito (6) e terófito (1). Fanerófitos e hemicriptófitos foram registrados em todas as 10 ilhas, caméfitos só não ocorreram na ilha 2, e terófitos se restringiram à ilha 3.

**Tabela 1.** Famílias e espécies amostradas no afloramento rochoso de Serra Branca, Catimbau – PE. Legenda: H = Herbácea; SU = Subarbusto; S = Arbusto; T = Trepadeira; FV = forma de vida; Cam = Caméfito; Fan = Fanerófito; Hmc =

Hemicriptófito; Ter = Terófito; #A = número das ilhas nas quais as espécies foram encontradas.

Família/Espécie	Hábito	FV	#A	Ilhas
Asteraceae				
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC	H	Cam	1/10	3
Bromeliaceae				
<i>Bromelia laciniosa</i> Mart. ex Schult. & Schult. f.	H	Hmc	3/10	1, 5, 9
<i>Encholirium spectabile</i> Mart. ex Schult. f.	H	Cam	3/10	5, 6, 8
Cactaceae				
<i>Tacinga inamoena</i> (K. Schum.) N.P. Taylor & Stuppy	H	Cam	4/10	3, 4, 6, 7
<i>Pilosocereus cf pachycladus</i> F. Ritter	H	Fan	3/10	3, 6, 9
Commelinaceae				
<i>Commelina erecta</i> L.	H	Ter	1/10	3
Convolvulaceae				
<i>Ipomoea</i> sp.	T, H	Hmc	7/10	1, 2, 3, 7, 8, 9, 10
Cyperaceae				
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B. Clarke	H	Hmc	1/10	3
<i>Cyperus cuspidatus</i> Kunth	H	Hmc	1/10	3
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur	SU	Fan	1/10	3
Fabaceae				
<i>Senna</i> sp.	S	Fan	4/10	1, 2, 8, 9
<i>Zornia sericea</i> Moric.	H	Cam	6/10	3, 4, 5, 6, 8, 9
Sp. 1	S	Fan	3/10	3, 4, 9
Sp. 2	S	Fan	2/10	3, 8
Sp. 3	H	Cam	3/10	7, 9, 10
Malpighiaceae				
<i>Janusia anisandra</i> (Juss.) Griseb.	T, SU	Fan	8/10	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9
Melastomataceae				
<i>Pterolepis glomerata</i> (Rottb.) Miq.	SU	Cam	1/10	5
Myrtaceae				
Sp.	S	Fan	1/10	3
Passifloraceae				
<i>Piriqueta sidifolia</i> Cambess.	S	Cam	1/10	5
Poaceae				
Sp. 1	H	Hmc	5/10	1, 3, 4, 6, 9

Sp. 2	H	Hmc	8/10	2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10
Polygalaceae				
<i>Polygala sp.</i>	H	Cam	1/10	9
Portulacaceae				
<i>Portulaca elatior</i> Mart. ex Rohrb.	H	Cam	2/10	1, 9
Rubiaceae				
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schtdl.) Steud.	H	Fan	9/10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9
<i>Staelia virgata</i> (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum.	H	Fan	3/10	1, 9, 10
Verbenaceae				
<i>Lantana camara</i> L.	S	Fan	5/10	3, 5, 6, 8, 9

A maior ilha apresentou uma área de 132,9 m<sup>2</sup> e obteve o maior número de espécies (17) e maior profundidade (média: 27,3 cm; desvio padrão: 10,91). Em contrapartida, a menor ilha apresentou uma área de 0,6 m<sup>2</sup>, com 7 espécies e profundidade de média de 2,4 cm (desvio padrão: 0,89). A ilha com menor número de espécies (4) foi a mancha 10, com área de 1,4 m<sup>2</sup> e profundidade média de 10 cm (desvio padrão: 2,85) (Ver Tabelas 1 e 2). Não houve correlação entre a composição de espécies versus a distância entre as ilhas ( $R^2 = 0.1118$ ;  $p = 0.578$ ), versus as características abióticas ( $R^2 = 0.201$ ;  $p = 0.468$ ) e versus a distância e características abióticas ( $R^2 = 0.269$ ;  $p = 0.1145$ ) (Tabela 3).

**Tabela 2.** Área (m<sup>2</sup>) e profundidade média (cm) de 10 manchas de habitat avaliadas na Serra Branca – PARNA Catimbu.

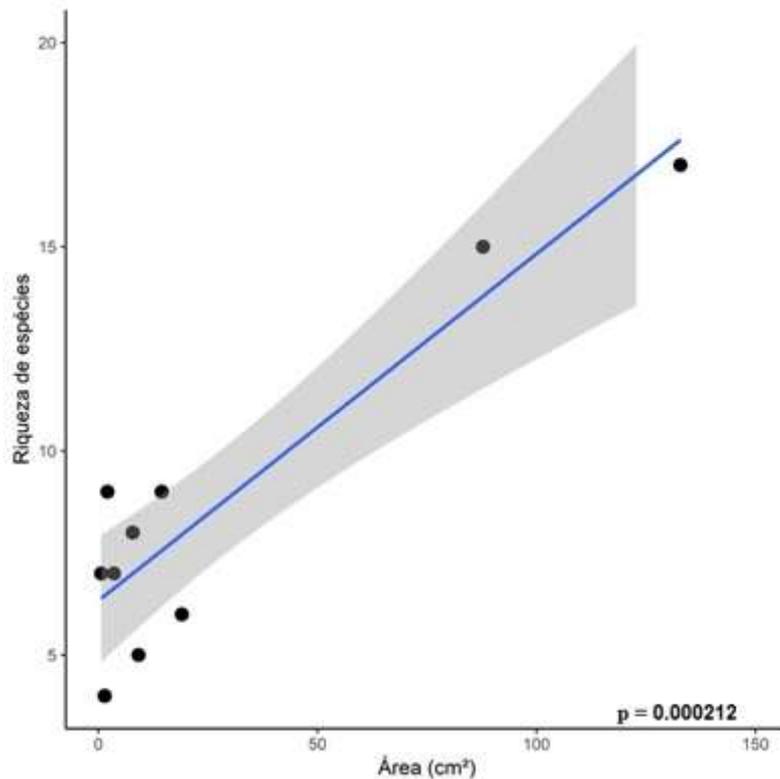
Mancha	Área (m <sup>2</sup> )	Profundidade média (cm)	Desvio padrão
1	7,8	9,7	4,8
2	9,1	7,8	3,2
3	132,9	27,3	10,9
4	3,5	3,2	1,8
5	2,0	2,7	1,2
6	0,6	2,4	0,9
7	19,0	11,8	5,8
8	14,4	8,8	0,7

9	87,8	11,5	6,7
10	1,4	10,0	2,9

**Tabela 3.** Resultado do Teste de Mantel analisando a correlação das matrizes de composição, distância das manchas e as características ambientais. p= probabilidade de significância; R<sup>2</sup>= coeficiente de determinação.

Variáveis	p	R <sup>2</sup>
Composição de espécies x distância entre manchas	0.578	0.1118
Composição de espécies x área e profundidade	0.468	0.201
Composição de espécies x distância entre manchas x área e profundidade	0.1145	0.269

Após o teste de correlação entre as variáveis explicativas, observamos que a área das ilhas foi positivamente correlacionada com a profundidade do solo ( $p = 0.001$ ; estimativa: 0,86). Por isso, optamos por utilizar somente a variável “área” nas análises seguintes. Por fim, o resultado da regressão linear simples mostrou uma relação positiva e significativa entre a área da ilha e riqueza de espécies ( $p > 0.5$ , ver Figura 1).



**Figura 1.** Riqueza de espécies vegetais em função do tamanho das manchas de habitat (área) avaliadas na Serra Branca – PARNA Catimbau.

## DISCUSSÃO

O grande número de espécies da família Fabaceae pode estar relacionado à influência da flora do entorno sobre a vegetação. Vários estudos florísticos já destacaram Fabaceae como o grupo mais representativo na Caatinga (Rodal & Melo 1999, Queiroz 2002; Athiê-Souza 2019). Além disso, Bromeliaceae, Cactaceae, Cyperaceae e Poaceae, que também se destacaram, estão entre as famílias mais ricas em ilhas de vegetação sobre afloramentos rochosos neotropicais (Ibisch et al. 1995). A espécie mais registrada entre as ilhas foi *Richardia grandiflora* (Cham. & Schtdl.) Steud., uma erva ruderal e amplamente distribuída no Brasil (Pereira & Barbosa 2006). Outra espécie representativa foi *Zornia sericea* Moric., restrita ao Nordeste do Brasil e frequente em áreas antropizadas (Silva 2017). Além dessas, *Lantana camara* L. foi o táxon lenhoso mais amplamente disperso no afloramento, sendo ruderal, invasor e com efeito alelopático, ocorrendo em diferentes partes do Brasil e do mundo (Moro et al. 2012; Veraplakom 2017).

Quanto a fisionomia da paisagem, diversos estudos apontam uma maior riqueza de caméfitos, hemicriptófitos e terófitos em afloramentos de regiões áridas e semi-áridas, reflexo das condições climáticas mais restritivas (Raunkiaer 1934; França et al. 2006). Entretanto, na área amostrada houve uma maior riqueza de fanerófitos, assim como constatado em dois estudos em ilhas de vegetação da Bahia (França et al. 2005, 2006). Embora o clima dominante seja semi-árido, é provável que a vegetação adjacente seja mais úmida, influenciando na composição florística das ilhas. Essa influência pode se dar, inclusive, através de síndromes abióticas, dominante nessas paisagens (Porembski et al. 1998). Pelas ilhas apresentarem maior exposição aos ventos e à insolação em relação ao entorno, se tornam favoráveis à colonização de espécies com dispersão abiótica, cuja fonte principal de propágulos é a vegetação circundante (Scarano 2007). Esses dados, somados com o domínio de espécies invasoras, levam a concluir que na área de estudo existe uma considerável pressão antrópica, visto que as espécies ruderais são as primeiras a povoar ambientes em processo de degradação (Pereira et al. 2018).

Diferente do que esperávamos, regras de montagem estocásticas (distância e características abióticas) não explicaram a composição e riqueza de espécies vegetais das ilhas de vegetação. Dessa forma, nossa hipótese associando a mudança de composição com base na dispersão não foi corroborada. Segundo Medina et al. (2006) e Gomes (2009), outra variável que pode explicar mais a composição em afloramentos rochosos é a inclinação das ilhas. Assim, ilhas mais íngremes teriam mais dificuldade para estabelecer os propágulos, uma vez que estes tenderiam a rolar e se desenvolver nas ilhas mais abaixo. Desse modo, apesar das ilhas exercerem o papel de fontes de propágulos, a posição delas (base ou topo do afloramento) determinaria mais a composição das mesmas do que as distâncias entre si.

Além da inclinação das ilhas, considerar a abundância de cada forma de vida é mais indicativo do que o número de espécies, podendo acusar diferenças ecológicas que não são expressas no espectro biológico florístico, justificando a composição das ilhas (Messias et al. 2011). Outro fator é que as herbáceas anuais (terófitas) são naturalmente ausentes em determinados intervalos temporais, adotando como estratégia a sobrevivência em forma de semente em épocas desfavoráveis (Feitoza 2004). Dessa forma, o ideal seria amostrar a vegetação em diferentes períodos do ano, considerando a totalidade florística.

Em contrapartida à composição, a hipótese associando a riqueza das ilhas com área e profundidade do solo semelhantes foi corroborada, tendo suporte em vários estudos (Collins et al. 1989; Houle 1990; Oliveira et al. 2004; Gomes 2009). Em relação a área, ilhas maiores apresentam habitats mais diversos, representando mais oportunidades para espécies com diferentes nichos se estabelecerem e maior chance de receber propágulos (Kohn & Walsh 1994; Michelangeli 2000; Begon et al. 2007). Aliás, a ligação entre as ilhas através das fendas nas rochas permite o transporte e maior retenção de nutrientes, água e propágulos no solo, influenciando na produtividade das mesmas e, conseqüentemente, na riqueza de espécies (Anderson & Wait 2001).

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao programa de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco (PPGBV/UFPE) ao qual fazemos parte desenvolvendo o mestrado e doutorado. A organização do curso de campo realizado no Parque Nacional do Catimbau, ao qual tornou esse trabalho possível. Agradecemos também aos monitores do curso Sílvia, Renato e Haymée que deram total suporte aos alunos sendo bastante atenciosos e pacientes. E aos professores Marcelo, Inara, Victor e Fernanda, os quais tiveram ao nosso lado durante essa jornada, compartilhando conhecimentos enriquecedores para nossa formação acadêmica e pessoal. Agradecemos a todos os colegas do mestrado e doutorado.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.

Anderson WB, Wait A. 2001. Subsidized Island Biogeography Hypothesis: another new twist on an old theory. *Ecology Letters* 4: 289-291.

Athiê-Souza SM, Melo JIMD, Silva LPD, et al. 2019. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19(1): e20180622.

Barthlott W, Gröger A, Porembski S. 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselberg: diversity and ecological differentiation. *Biogeographica* 69(3): 105-124.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. Pages 740. *Ecologia. De indivíduos a Ecossistemas*. 2nd edn. Porto Alegre, Editora Artmed.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Decreto 4.340 de 22 de agosto de 2002. 2002. Regulamentação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4340.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm). 22 May 2020.

Chase JM. 2010. Stochastic Community Assembly Causes Higher Biodiversity in More Productive Environments. *Science* 328: 1388-1391

Collins SL, Mitchell GS, Klahr ESC. 1989. Vegetation-environment relationships in a rock outcrop community in Southern Oklahoma. *American Midland Naturalist* 122: 339-348.

Ellwood MDF, Manica A, Foster WA. 2009. Stochastic and deterministic processes jointly structure tropical arthropod communities. *Ecology Letters* 12: 277-284.

Feitoza MOM. 2004. Diversidade e caracterização fitossociológica do componente herbáceo em áreas de Caatinga no Nordeste do Brasil. MSc Thesis, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

França F, Melo E, Goncalves JM. 2006. Aspectos da diversidade da vegetação no topo de um inselbergue no semi-árido da Bahia, Brasil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas, Feira de Santana* 6(1): 30-35.

França F, Melo E, Santos AKA, et al. 2005. Estudo ecológico e florístico em ilhas de vegetação de um inselberg no semi-árido da Bahia, Brasil. *Hoehnea* 32(1): 93-101.

Gomes PR. 2009. A vegetação em afloramentos rochosos no semi-árido: diversidade e resposta ao ambiente. MSc Thesis, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Houle G. 1990. Species-area relationship during primary succession in granite outcrop plant communities. *American Journal of Botany* 77: 1433-1439.

Hubbell SP. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. New Jersey, Princeton University Press.

Ibisch PL, Rauer G, Rudolph D & Barthlott W. 1995. Floristic, biogeographical and vegetation aspect of Pre-Cambrian rock outcrops (inselberg) in eastern Bolivia. *Flora* 190: 299-314.

Kohn DD, Walsh DM. 1994. Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* 82: 367-377.

MacArthur RH, Wilson EO. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.

- Martins FR, Batalha MA. 2011. Formas de vida, espectro biológico de Raunkiaer e fisionomia da vegetação. *Fitossociologia no Brasil. Métodos e estudos de caso 1*: 44-85.
- Medina BMO, Ribeiro KT, Scarano FR. 2006. Plant-plant and plant topography interactions on a rock outcrop at high altitude in Southern Brazil. *Biotropica* 38: 27-34.
- Meirelles ST. 1990. *Ecologia da Vegetação de Afloramentos Rochosos do Litoral da Região Sudeste*. MSc Thesis, Universidade de Campinas, São Paulo.
- Messias MCTB, Leite MGP, Meira-Neto JAA, Kozovits AR. 2011. Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica* 11(2): 255-268.
- Michelangeli FA. 2000. Species composition and species-area relationships in vegetation isolates on the summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 16: 69-82.
- Moro MF, Souza VC, Oliveira-Filho AT, et al. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia. *Acta Botanica Brasilica* 26: 991-999.
- Oliveira TD, Ribeiro MC, Costa ILL, Faria FS. & Figueira JEC. 2004. Estabelecimento de espécies vegetais em um inselberg granítico da mata Atlântica. *Revista Estudos de Biologia* 26: 17-24.
- Pavoine S, Bonsall MB. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* 86: 792–812.
- Pereira MS & Barbosa MRV. 2006. A família Rubiaceae na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. Subfamília Rubioideae. *Acta Botanica Brasilica* 20(2): 455-470.
- Pereira TMS, Silva JAL, Moura DC. 2018. Fitogeografia e análise integrada da paisagem em afloramentos rochosos no semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Meio Ambiente* 4(1): 2-15.
- Porembski S, Martinelli G, Ohlemüller R, Barthlott W. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic rainforest. *Diversity and Distributions* 4: 107-119.
- Queiroz LP. 2002. Distribuição das espécies de Leguminosae na caatinga. In: Sampaio EVSB, Giulietti AM, Virgínio J, Gamarra-Rojas CFL (eds.) *Vegetação e flora das caatingas*. Recife, APNE / CNIP. p. 141-153.
- Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford, Clarendon Press.

- Rodal MJN, Melo AL. 1999. Levantamento preliminar das espécies lenhosas da Caatinga de Pernambuco. In: Araujo FD, Prendergast HDV, Mayo SJ Plantas do Nordeste. Anais do I Workshop Geral. Kew, Royal Botanical Garden. p. 53-62.
- Sá CEM. 2008. Aspectos da Teoria de Biogeografia de Ilhas em núcleos de vegetação sobre um lagedo em uma área de Caatinga em Parnamirim (PE). In: Leal IR, Almeida-Cortez J, Santos JC (eds.) Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2008. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 71-75.
- Scarano F. 2007. Rock Outcrop Vegetation in Brazil: A Brief Overview. Revista Brasileira de Botânica 30(4): 561-568.
- Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. Cham, Springer International Publishing.
- Silva RPD. 2017. Zornia Gmel (Fabaceae) no Estado da Paraíba. Graduation Thesis, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- Szarzynski J. 2000. Xeric islands: environmental conditions on inselbergs. In: Porembski S, Barthlott W (eds.) Inselbergs. Berlin, Springer. p. 37-48.
- Uno GE, Collins SL. 1987. Primary succession on granite outcrops in southwestern Oklahoma. Bulletin of the Torrey Botanical Club 114(4): 387-392.
- Veraplakom V. 2017. In vitro micropropagation and allelopathic effect of lantana (*Lantana camara* L.). Agriculture and Natural Resources 51(6): 478-484.



**RELATÓRIOS DOS PROJETOS  
INDIVIDUAIS**

## NINHOS DE UMA FORMIGA DISPERSORA CHAVE NA CAATINGA SÃO SÍTIOS MAIS FAVORÁVEIS PARA SEMENTES E PLÂNTULAS?

Adrielle Leal <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil

### RESUMO

A mirmecocoria (dispersão de sementes por formigas) é um dos serviços ecológicos mais importantes que as formigas podem prover às plantas. Entretanto, ainda é pouco investigado o resultado desse serviço após a deposição das sementes pelas formigas. Entender o que ocorre com a viabilidade das sementes e o estabelecimento de plântulas após a deposição das sementes é crucial para entender as consequências da mirmecocoria no recrutamento de plantas. Aqui, investigamos o papel de *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera: Formicidae), considerada uma dispersora-chave na Caatinga, na proteção de sementes contra predadores e no estabelecimento de plantas nas proximidades de seus ninhos. O trabalho foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, onde em uma área de regeneração natural realizei busca ativa por dez ninhos ativos de *D. quadriceps*. Em um raio de 1 m ao redor destes ninhos, coletei amostras de solo para coleta das sementes e coletei todas as espécies de plantas com altura abaixo de 50 cm. Ambos os procedimentos também foram realizados a 10 m do ninho (área controle). Foram encontradas 94 sementes, sendo 80% destas nas áreas ao redor dos ninhos, classificadas em 19 morfoespécies. A proporção de sementes predadas foi maior nas áreas ao redor dos ninhos quando comparadas às áreas controle. Adicionalmente, encontramos 92 plantas distribuídas em 22 morfoespécies, sendo 70% dessas plantas encontradas nas áreas ao redor dos ninhos. No entanto, não foram encontradas diferenças estatísticas nesta análise. Por fim, os resultados encontrados indicam que nem sempre serviço de dispersão de sementes por formigas consideradas dispersoras de alta qualidade serão traduzidos em mais benefícios para as plantas.

**Palavras-chave:** Estabelecimento de plantas; Interação planta-formiga; Mutualismo; Proteção contra predação.

## INTRODUÇÃO

O mutualismo é um tipo de relação ecológica, onde diferentes espécies interagem e aumentam suas chances de sobrevivência, ambas provendo e recebendo benefícios (Bronstein, 2015). Um exemplo de mutualismo é a dispersão de sementes, processo chave no ciclo de vida da planta (Howe & Smallwood, 1982), garantindo o movimento dos propágulos para longe da planta mãe e permitindo que eles sejam depositados em ambientes favoráveis para o estabelecimento e crescimento das plantas (Howe & Smallwood, 1982; Wenny, 2001).

Um exemplo de interação mutualística entre plantas e formigas é a mirmecocoria ou dispersão de sementes por formigas. De fato, as formigas são dispersoras de sementes primárias de mais de 11.000 espécies de angiospermas de 70 famílias (Lengyel *et al.* 2009), distribuídas em todo o mundo (Andersen, 1988; Passos & Oliveira, 2004; Leal *et al.* 2007). As sementes dessas espécies possuem o elaiossomo que é um apêndice rico em lipídeos responsável pela atração das formigas (Gorb & Gorb, 2003). Assim, tanto na mirmecocoria verdadeira onde as formigas são atraídas para os elaiossomos, quanto na dispersão secundária de diásporos não mirmecocóricos, as formigas transportam os diásporos para seus ninhos, alimentam-se das suas substâncias atrativas e descartam as sementes, normalmente intactas, dentro ou fora (nas lixeiras) dos formigueiros (Leal *et al.* 2007).

Ao removerem as sementes, as formigas podem trazer uma série de benefícios às plantas, tais como (1) diminuir a taxa de mortalidade dessas sementes devido a fatores dependentes da densidade, (2) promover a colonização de novas áreas pelo transporte de sementes para áreas além dos limites da população e (3) aumentar o recrutamento de novos indivíduos ao depositar as sementes em áreas próximas aos ninhos, onde as condições físicas e químicas do solo podem ser favoráveis para a germinação (Beattie, 1985; Hughes & Westoby, 1992; Giladi, 2006; Leal *et al.* 2007).

Além de atuarem como dispersoras, as formigas podem também proteger as sementes descartadas e as plântulas recrutadas de possíveis predadores quando estas estão próximas aos seus formigueiros (Rey *et al.* 2002; Lôbo *et al.* 2011; Leal *et al.* 2017). Dessa forma, as formigas executam também um serviço de pós-dispersão (i.e. serviço que ocorre após a deposição das sementes pelos dispersores) (Jordano *et al.* 2006). Isto porque as formigas costumam patrulhar e proteger seus ninhos dos

ataques de invasores, favorecendo mesmo que indiretamente as sementes e plântulas. De fato, este comportamento permite reduzir a predação de sementes e favorecer a sua germinação, bem como, o estabelecimento das plântulas protegendo-as contra o ataque de herbívoros (Lôbo *et al.* 2011; Leal *et al.* 2017). Sendo assim, as formigas são importantes para a dispersão e pós-dispersão de sementes, eventos estes que fazem parte de um estágio-chave no recrutamento de novos indivíduos, ratificando o papel destas interações influenciando as populações de plantas (Jordano *et al.* 2006).

Interações entre plantas e formigas são normalmente difusas, envolvendo conjuntos de espécies distintas que diferem quanto à qualidade do serviço ecológico prestado. Na dispersão de sementes por formigas, por exemplo, existem grupos de formigas consideradas dispersoras de alta-qualidade que promovem maiores taxas de remoção de sementes e maiores distâncias de dispersão, sendo consideradas mais eficientes na realização do serviço de dispersão de sementes (Ness *et al.* 2004; Gove *et al.* 2007; Leal *et al.* 2013). Um exemplo de dispersora de alta qualidade na Caatinga é a formiga *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera: Formicidae), responsável pelas maiores taxas de remoção de sementes e por conseguir remover esses diásporos a longas distâncias (Leal *et al.* 2013; Oliveira *et al.* 2019). Além disso, o solo ao redor dos ninhos de *D. quadriceps* tem maior infiltração de água e 50% mais teor de argila em comparação com os solos de áreas controle sem influência de ninhos (Leite *et al.* 2018). Como a argila tem maior capacidade de retenção de água do que a areia (Silva *et al.* 2008), a combinação dessas modificações no solo pode significar maior disponibilidade de água para as plantas ao redor dos formigueiros. No entanto, a maioria dos estudos avaliaram o papel de *D. quadriceps* na remoção de sementes e na distância de dispersão (Leal *et al.* 2007; Leal *et al.* 2013; Oliveira *et al.* 2019). Ainda permanece pouco compreendido o papel de *D. quadriceps* no destino das sementes.

Diante do exposto, neste estudo avaliei o papel da dispersão de sementes promovido por *D. quadriceps* sobre a predação de sementes e estabelecimento de plantas. Especificamente, avalei: (i) como a presença de ninhos de *D. quadriceps* afeta a predação de sementes, e (ii) como a presença de ninhos de *D. quadriceps* influencia a riqueza e abundância de plantas. Neste sentido, espero que áreas ao

redor dos ninhos tenham (1) menor proporção de sementes predadas e (2) e maior riqueza e abundância de plantas.

## METODOLOGIA

### *Área de estudo*

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" Sul; 37°0'30" e 37°1'40" Oeste), inserido no domínio de Caatinga e localizado no estado de Pernambuco entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. Segundo a escala de Köppen, o clima é caracterizado como sendo semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As' com temperatura média de 26° C e a maior parte da precipitação anual média de 431 mm ocorre entre os meses de janeiro e maio. A vegetação é típica da Caatinga, uma Floresta Tropical Sazonalmente Seca, onde os arbustos e árvores são pertencentes principalmente às famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae; e as herbáceas do sub-bosque mais comuns são Poaceae, Asteraceae e Malvaceae (Athiê-Souza *et al.* 2019; Rito *et al.* 2017).

### *Delineamento amostral*

Em uma área de regeneração natural, realizei busca ativa de dez ninhos ativos de *D. quadriceps*. Ao redor de cada ninho, estabeleci uma área de 1m de raio e dentro dessa área delimitei três parcelas de 10 x 10 cm de tamanho. Em cada parcela, foram inicialmente coletadas todas as plantas com altura máxima de 50 cm e depois foram coletadas três amostras de solo até 5 cm de profundidade. Adicionalmente, estabeleci uma área de 1m de raio a uma distância mínima de 10m do ninho mais próximo (área controle) e realizei a mesma coleta de dados com o intuito de comparar áreas com e sem influência dos ninhos de *D. quadriceps*. Todas as amostras de solo (n = 20) foram triadas para coleta das sementes e todas as sementes encontradas foram classificadas em predadas e intactas. Consideramos as sementes predadas quando apresentavam algum tipo de dano, principalmente abertura de emergência, a qual indica a presença de larvas, pupas ou insetos adultos no interior (Meiado *et al.* 2013). Por fim, todas as sementes e plantas coletadas foram classificadas em morfoespécies.

## Análise dos dados

Para verificar o efeito da presença de ninhos de *D. quadriceps* sobre a proporção de sementes predadas utilizei modelos lineares e a fim de homogeneizar a variância utilizei a transformação dos dados em arco seno da raiz quadrada. Adicionalmente, para verificar o efeito da presença e ausência de ninhos de *D. quadriceps* sobre a riqueza e a abundância de plantas, utilizei modelos lineares generalizados (GLM) com a família de distribuição quasipoisson. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa RStudio (R Development Core Team, 2018).

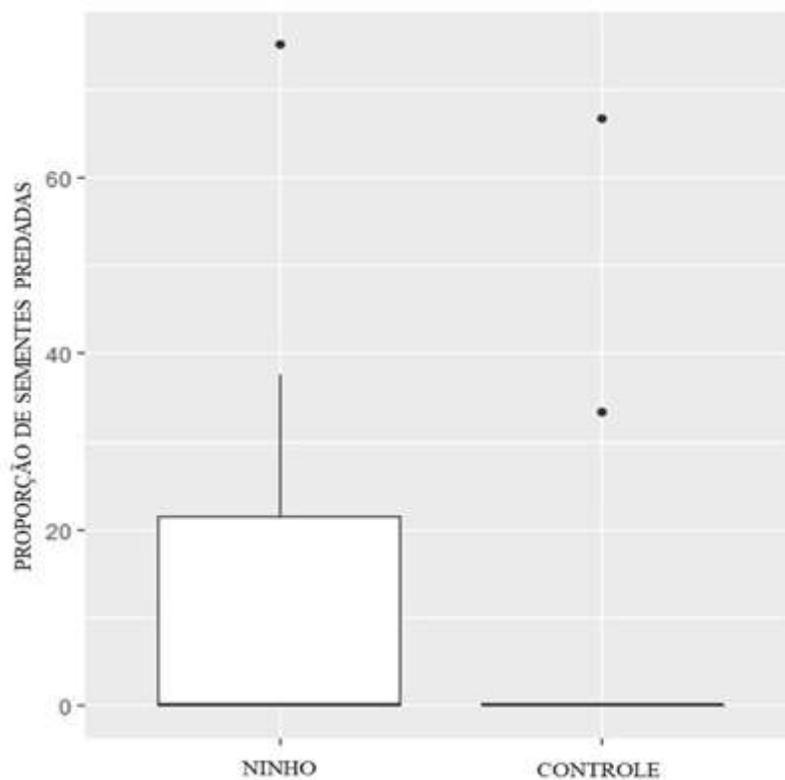
## RESULTADOS

Encontrei um total de 94 sementes, sendo 80% destas nas áreas onde havia ninhos e 20% nas áreas sem a influência dos ninhos (área controle), classificadas em 19 morfoespécies (Tabela 1). Dessas sementes, obtive a proporção de sementes predadas nas áreas com ninho ( $14,10 \pm 25,51$ ; média  $\pm$  DP), e nas áreas controle ( $10 \pm 22,49$ ; média  $\pm$  DP). No entanto, não houve diferença significativa entre as áreas (estimativa= 0,02;  $p= 0,70$ ; Figura 1). Adicionalmente, encontramos 92 plantas distribuídas em 22 morfoespécies, sendo 70% dessas plantas encontradas nos locais onde havia ninhos (Tabela 1). Entretanto, apesar de haver muitas plantas em locais com ninho, estatisticamente esta diferença não foi significativa tanto para abundância (estimativa= -0,82;  $p= 0,15$ ; Figura 2) quanto para riqueza (estimativa= -0,62;  $p= 0,16$ ; Figura 3) de morfoespécies de plantas.

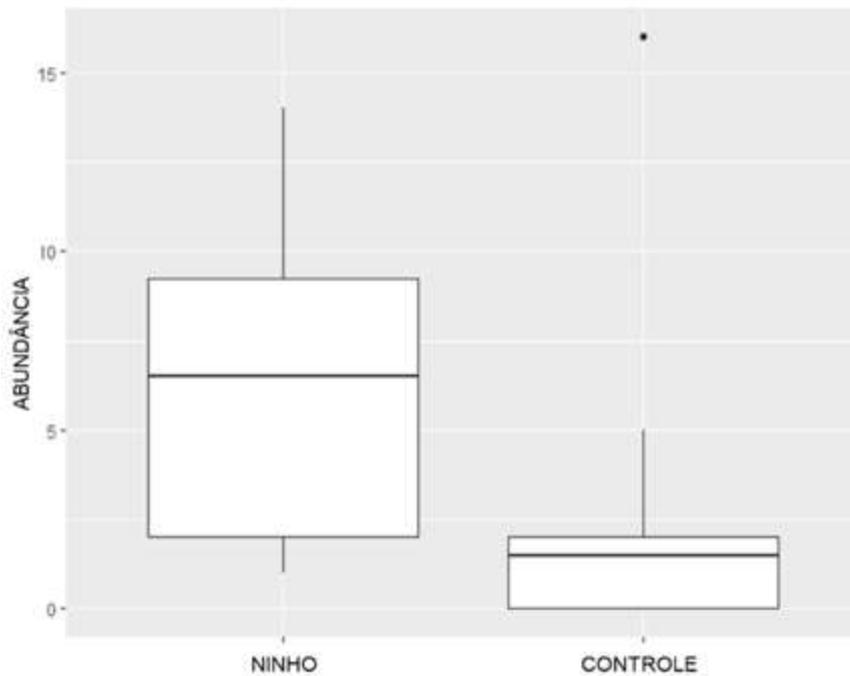
**Tabela 1.** Descrição do número de sementes, proporção de sementes predadas, número de plantas e riqueza de espécies de plantas em nas áreas com (Ninho) e sem a influência dos ninhos (Controle) de *D. quadriceps* em uma área de Regeneração Natural no Parque Nacional do Catimbau

Parcela	Tratamento	Número de sementes	Proporção de sementes predadas (%)	Número de plantas	Riqueza de espécies de plantas
1	Ninho	7	29	13	7
2	Controle	4	0	16	6
3	Ninho	8	37	14	7

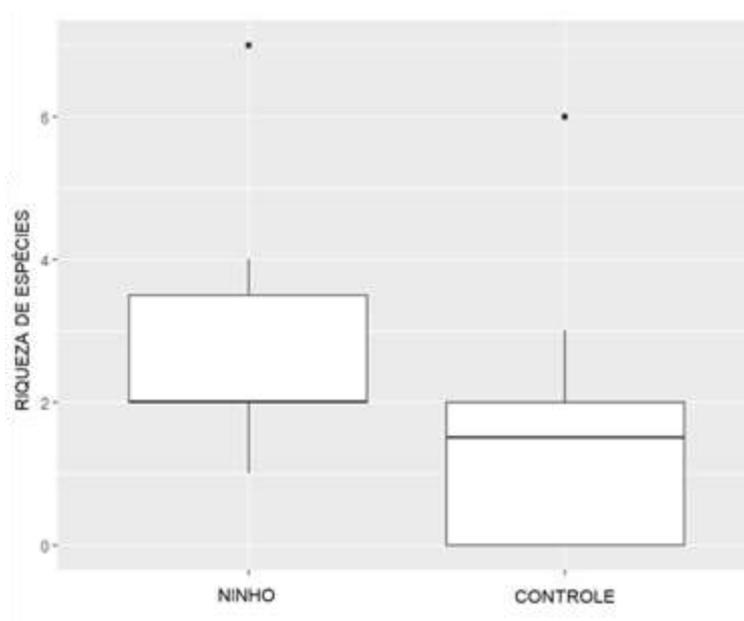
4	Controle	0	0	0	0
5	Ninho	2	0	6	1
6	Controle	2	0	2	2
7	Ninho	4	0	7	2
8	Controle	2	0	0	0
9	Ninho	42	0	2	2
10	Controle	0	0	0	0
11	Ninho	1	0	2	2
12	Controle	0	0	0	0
13	Ninho	4	75	10	2
14	Controle	6	33	5	3
15	Ninho	4	0	7	4
16	Controle	2	0	2	2
17	Ninho	1	0	1	1
18	Controle	0	0	2	2
19	Ninho	2	0	2	2
20	Controle	3	67	1	1



**Figura 1.** Proporção de sementes predadas em locais com (NINHO) e sem (CONTROLE) a influência dos ninhos de *Dinoponera quadriceps* em uma área de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau.



**Figura 2.** Abundância de plantas em locais com (NINHO) e sem (CONTROLE) a influência dos ninhos de *Dinoponera quadriceps* em uma área de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau.



**Figura 3.** Riqueza de espécies de plantas em locais com (NINHO) e sem (CONTROLE) a influência dos ninhos de *Dinoponera quadriceps* em uma área de regeneração natural no Parque Nacional do Catimbau.

## DISCUSSÃO

Nesse trabalho avaliei o papel da formiga *Dinoponera quadriceps* como mutualista chave protegendo sementes contra predadores e promovendo o estabelecimento de plantas nas áreas sob a influência dos seus ninhos. As hipóteses que foram traçadas inicialmente não foram corroboradas, indicando que a presença de ninhos de *D. quadriceps* não afeta a proporção de sementes predadas e nem a riqueza e a abundância de plântulas após as sementes serem depositadas nas proximidades dos ninhos.

Embora *D. quadriceps* ser uma espécie mutualista chave para região de estudo (Sousa, 2010) e ser considerada uma dispersora de alta qualidade na Caatinga (Oliveira *et al.* 2019), principalmente porque consegue dispersar sementes grandes há longas distâncias, seu papel pode estar sendo superestimado porque ela não parece mudar o destino das sementes quando comparamos áreas com ninho e controle. Adicionalmente, sabe-se que *D. quadriceps* é sensível a perturbações no ambiente (Leal *et al.* 2013) sendo que estas podem influenciar a intensidade e a qualidade dos serviços ecológicos prestados pela espécie (Bossard, 1991; Gordon, 1991). De fato, Leal *et al.* (2013) encontraram que remoções de sementes promovidas por *D. quadriceps* foram significativamente afetadas por distúrbios antrópicos e embora no Catimbau não tenha sido encontrada uma redução na abundância desta espécie em função da perturbação (Oliveira *et al.* 2019) há estudos mostrando que outras formigas podem mudar seu comportamento e atividade ao longo dos gradientes de perturbação (Camara *et al.* 2018, 2019; Silva *et al.* 2019). Por isso, sugerimos que estes fatos podem estar ocorrendo com a *D. quadriceps*, pois acreditamos que como áreas perturbadas, a exemplo de áreas em regeneração natural após distúrbios, são normalmente mais abertas e dessecadas (Prach & Pysek, 2001) é possível que as formigas estejam reduzindo a sua intensidade de forrageamento. Deste modo, as formigas podem ficar mais restritas ao interior dos ninhos, reduzindo a probabilidade de encontro com os predadores nas áreas externas dos ninhos comprometendo negativamente a proteção das sementes contra predadores (Bossard, 1991; Gordon, 1991). Além disso, ao descartarem grandes quantidades de sementes nas lixeiras próximas aos ninhos, as formigas podem estar promovendo o papel inverso, ou seja, ao agrupar grandes quantidades de sementes os predadores podem estar sendo atraídos. De fato, pode haver alguns mecanismos que equilibram esse padrão de

proporção de sementes predadas. Isto porque de um lado tem menos proteção das formigas nas áreas controle, mas do outro tem uma predação maior devido ao agrupamento das sementes, e, por isso, o saldo final vai se equilibrar não tendo diferenças significativas entre as áreas com e sem influência dos ninhos.

Por outro lado, os resultados encontrados para a riqueza e abundância de plântulas ao redor dos ninhos podem estar relacionados tanto com as condições favoráveis que os ninhos proporcionam (Giladi, 2006; Leal *et al.* 2007) quanto com as condições ambientais típicas da Caatinga. É importante salientar que no processo de deposição de sementes, ou seja, momento no qual as formigas descartam as sementes, provavelmente em suas lixeiras, estas sementes depositadas geralmente exibem uma maior taxa de germinação e sobrevivência de plântulas, principalmente devido condições abióticas favoráveis, como maior disponibilidade de luz e condições de solo mais adequadas (Leal *et al.* 2014; Farji-Brener & Werenkraut, 2017). Entretanto, embora ninhos sejam considerados sítios mais favoráveis em relação a micro-habitat e quantidade de nutrientes, podendo favorecer o estabelecimento de plantas, em se tratando da Caatinga, o estabelecimento de plantas está mais relacionado com a disponibilidade hídrica do local, isso explicaria parcialmente os resultados encontrados.

Por fim, os resultados encontrados indicam que nem sempre serviço de dispersão de sementes por formigas consideradas dispersoras de alta qualidade serão traduzidos em mais benefícios para as plantas. Em algumas condições, como áreas perturbadas, solos pobres e arenosos, esses benefícios parecem que são limitados a taxas e distância de remoção, tais serviços podem promover a colonização de novas áreas pelo transporte de sementes para áreas além dos limites da população. Além disso, este estudo chama atenção para a efetividade da dispersão de sementes promovido pela formiga *D. quadriceps*, considerando principalmente o que ocorre com as sementes após a sua deposição nas proximidades dos ninhos. Nós sugerimos que os estudos que buscam avaliar a qualidade de dispersão de sementes - alta e baixa qualidade – englobem não somente distância de dispersão e tamanho dos dispersores, mas principalmente o destino das sementes. Esperamos que o entendimento dos efeitos estudados permita ampliar o conhecimento sobre a efetividade do processo de dispersão promovido por formigas na Caatinga, gerando embasamento teórico para sugerir ações de conservação e medidas mais diretas e

eficazes no que diz respeito à conservação das espécies a longo prazo em paisagens antrópicas.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal de Pernambuco e ao curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pela oportunidade de participar do XII Curso de Campo de Ecologia da Caatinga. Aos professores Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Victor Arroyo pelos ensinamentos. Aos monitores Renato Vanderlei, Silvia Pereira e Haymée de Alencar por toda paciência e disposição em ajudar em todo o processo do curso. E por fim, agradeço aos colegas que participaram do curso e fizeram essa experiência se tornar mais leve e inesquecível.

## REFERÊNCIAS

- Andersen AN. 1988. Soil of the nest-mound of the seed-dispersing ant, *Aphaenogaster longiceps*, enhances seedlings growth. *Austral Journal of Botany* 13: 469-471.
- Athiê-Souza SM, Melo JIM, Silva LP, et al. 2019. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19(1): 1–27.
- Beattie AJ. 1985. The evolutionary ecology of ant-plant mutualism. Cambridge, Cambridge University press.
- Bossard CC. 1991. The role of habitat disturbance, seed predation and ant dispersal on establishment of the exotic shrub *Cytisus scoparius* in California. *American Midland Naturalist Journal* 126: 1–13.
- Bronstein JL. 2015. Mutualism. Oxford, Oxford University Press.
- Câmara T, Leal IR, Blüthgen N, Oliveira FMP, Arnan X. 2019. Anthropogenic disturbance and rainfall variation threaten the stability of plant-ant interactions in the Brazilian Caatinga. *Ecography* 42(11): 1960-1972.
- Câmara T, Leal IR, Blüthgen N, Oliveira FMP, De Queiroz RT, Arnan X. 2018. 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* 87(4): 1022-1033.
- Farji-Brener AG, Werenkraut V. 2017. The effects of ant nests on soil fertility and plant performance: a meta-analysis. *J Anim Ecol* 86: 866–877.

- Giladi I. 2006 Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of myrmecochory. *Oikos* 112(3): 481-492.
- Gorb E, Gorb S. 2003. Seed dispersal by ants in a deciduous forest ecosystem: mechanisms, strategies, adaptations. Berlin, Springer Science & Business Media.
- Gordon DM. 1991. Behavioral Flexibility and the Foraging Ecology of Seed-Eating Ants. *The American Naturalist* 138(2): 379-411.
- Gove AD, Majer JD, Dunn RR. 2007. A keystone ant species promotes seed dispersal in a "diffuse" mutualism. *Oecologia* 153(3): 687-697.
- Howe HF, Smallwood J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201–28.
- Hughes L, Westoby M. 1992. Fate of seeds adapted for dispersal by ants in australian sclerophyll vegetation. *Ecology* 73(4): 1285-1299.
- Jordano P, Galetti P, Pizo MA, Silva WR. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Duarte CF, Bergallo HG, Dos Santos MA, Va AE (eds.) *Biologia da conservação: essências*. São Paulo, Editorial Rima. p.411-436.
- Leal LC, Andersen NA, Leal IR. 2013. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia* 174(1): 173-181.
- Leal IR, Wirth R, Tabarelli M. 2014. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified neotropical forests. *Biotropica* 46: 516–528.
- Leal IR, Wirth R, Tabarelli M. 2007. Seed dispersal by ants in Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of botany* 99(5): 885-894.
- Leite PA, Carvalho MC, Wilcox BP. 2018. Good ant, bad ant? Soil engineering by ants in the Brazilian Caatinga differs by species. *Geoderma* 323: 65-73.
- Lengyel S, Gove AD, Latimer AM, Majer JD, Dunn JR. 2009. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PloS one* 4(5): e5480.
- Lôbo D, Tabarelli M, Leal IR. 2011. Relocation of *Croton sonderianus* Müll.Arg (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants?. *Neotropical Entomology* 40: 440-444.
- Meiado MV, Simabukuro EA, Iannuzzi L. 2013. Entomofauna Associated to Fruits and Seeds of Two Species of *Enterolobium* Mart. (Leguminosae): Harm or Benefit? *Revista Brasileira de Entomologia* 57(1): 100-104.
- Ness JH, Bronstein JL, Andersen AN, Holland JN. 2004. Ant body size predicts dispersal distance of ant-adapted seeds: implications of small-ant invasions. *Ecology* 85(5): 1244-1250.

- Oliveira FM, Andersen AN, Arnan X, Ribeiro-Neto JD, Arcoverde GB, Leal IR. 2019. Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. *Journal of Animal Ecology* 88(6): 870-880.
- Passos L, Oliveira PS. 2004. Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. *Oecologia* 139: 376–382.
- Prach K, Pysek P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rey PJ, Garrido JI, Alcántara JM, et al. 2002. Spatial variation in ant and rodents postdispersal predation of vertebrate-dispersed seeds. *Functional Ecology* 16(6): 773-781.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Silva APD, Tormena CA, Fidalski J, Imhoff SDC. 2008. Funções de pedotransferência para as curvas de retenção de água e de resistência do solo à penetração. *Ver Bras Ciênc Solo* 32(1).
- Silva ILH, Leal IR, Ribeiro-Neto JD, Arnan X. 2019. Spatiotemporal responses of ant communities across a disturbance gradient: the role of behavioral traits. *Insectes Sociaux* 66(4): 623-635.
- Wenny D. 2001. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. *Evolutionary Ecology Research* 3: 51-74.

## MANCHAS DE RECURSOS FLORAIS DETERMINAM A FREQUÊNCIA DE VISITAS DE POLINIZADORES DE *Jatropha mutabilis* (POHL) BAILL. (EUPHORBIACEAE)?

Bruno Rodrigues de Souza <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

### RESUMO

A heterogeneidade dos sistemas naturais exerce influência nas distribuições dos organismos, em suas interações e adaptações. Essa condição de recursos irregularmente distribuídos impacta diretamente as estratégias de forrageamento nas relações planta-animal, como é o caso da oferta de recursos florais em manchas para visitantes florais. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi entender como a distribuição de indivíduos de *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae) em estágio reprodutivo interfere na atratividade de suas flores por seus visitantes florais. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE. As manchas de indivíduos floridos foram selecionadas ao longo de uma trilha no Parque, realizando as observações em manchas de diferentes tamanhos, para produzir um gradiente de oferta de recursos. Foram feitas avaliações no período de 7h00 as 11h00 durante três manhãs, observando três manchas por manhã, em cada mancha avaliando por uma hora, totalizando nove horas totais de observação. Em cada mancha foram definidas seis flores focais, registrando qual o táxon do visitante e o número de visitas em cada uma dessas flores. Foi registrada uma diversidade de quatro grupos de visitantes florais tais como: 15 de abelhas (Apidae), 12 de beija-flores (Trochilidae), três de borboletas (Pieridae) e dois de vespas (Vespidae). A frequência total dos visitantes florais não teve relação significativa com a abundância de indivíduos floridos. A frequência de visitas florais por abelhas (Apidae), o táxon mais frequente registrado, apresentou relação positiva com a abundância de indivíduos com flor, sendo essa relação bastante significativa ( $p > 0,001$ ). Desta maneira, para o táxon Apidae a maior oferta de recursos florais influencia diretamente no aumento de visitas florais por esse grupo.

**Palavras-chave:** polinização, pinhão, visitantes florais, sazonalidade de recursos florais, Caatinga.

## INTRODUÇÃO

Na natureza, os recursos são frequentemente distribuídos de forma não uniforme no espaço e no tempo (Wiens, 1976). A influência que esta heterogeneidade dos sistemas naturais exerce na distribuição dos organismos, suas interações e adaptações tem sido reconhecida há muito tempo na área de ecologia (Talley, 2007).

A heterogeneidade dos habitats e a distribuição agrupada de algumas espécies atuam influenciando alterações no comportamento de forrageamento das espécies (Grindeland et al., 2005). Estratégias de forrageamento nas interações planta-animal são modificadas pela oferta de recursos florais, havendo um balanço entre a atratividade floral e as taxas de visitação às flores e, desse modo, assegurando a eficiência do sucesso reprodutivo (Grindeland et al., 2005).

Segundo Del Carlo et al. (2007), a relação entre disponibilidade de recursos florais e a frequência de visitas pode ser positiva, quando há um incremento na frequência de visitas proporcional ao aumento na disponibilidade de recursos, ou ser negativa, quando há o aumento da competição pelos recursos em abundância e exclusão proporcional dos competidores mais fracos, e, por último, pode ainda não apresentar uma relação. Visitantes florais devem preferir manchas com maior oferta de recursos e permanecer enquanto seu ganho líquido superar os custos de encontrá-las (Dugatkin, 2004). Portanto, as manchas com maior disponibilidade de flores podem ser mais atrativas para seus visitantes, e quanto maior o número de flores em uma mancha, maior o efeito display visual e do potencial de atração de visitantes, favorecendo o aumento do sucesso reprodutivo nas plantas (Brown, 2009; Rech et al., 2014).

Assim, a distribuição espacial das espécies de plantas representa uma estratégia que pode influenciar seu sucesso reprodutivo através das respostas dos polinizadores à densidade e ao número de flores de indivíduos coespecíficos (Mustajärvi et al., 2001).

Desta forma, o objetivo do trabalho foi entender como a distribuição de indivíduos de *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae) interfere na atratividade de flores para seus visitantes florais. Como hipótese temos que quanto maior a mancha de indivíduos floridos de *J. mutabilis* maior será a frequência de visitação floral.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Local de estudo*

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, agreste de Pernambuco (8.61667°S, 37.15°O). A precipitação média do Parque varia de 392 a 1100mm, e a temperatura média varia entre 21 e 24°C (Cavalcanti; Correa, 2014). O parque é considerado uma área de grande endemismo, valor ecológico, cênico e arqueológico (Corrêa, et al. 2015). Foi criado em 2002 e a maioria dos moradores da época permaneceu, com contínua dependência da exploração de recursos naturais (Arnan et al., 2018). O clima na área é predominantemente clima do tipo BShs', segundo a classificação de Köppen, com transição para o tropical chuvoso do tipo As', e a vegetação do parque constitui em um mosaico, que inclui savana rochosa, florestas de terras altas, vegetação perene de sub-arbusto, savanas neotropicais, caatinga de terras secas e refúgios de vegetação (Athiê-Souza et al. 2019) com predominância dos tipos Neossolos e Latossolos (Moura et al.,2015).

### *Espécie estudada*

A espécie *J. mutabilis* é um arbusto perenifólio ocorrente na Caatinga. Possui inflorescência terminal cimoso, monóica, flores pentâmeras, pistiladas e estaminadas, do tipo prato e produtoras de néctar e pólen. Possui frutos do tipo esquizocárpico, secos, com três cocos globosas de deiscência explosiva (Neves et al., 2010). O padrão de distribuição agregado das populações da espécie parece ser favorecido pela dispersão primária das sementes por autocoria balística. Esse padrão de distribuição proporciona a concentração de recursos florais, facilitando a localização destes pelos potenciais polinizadores (Neves et al., 2010). Apresenta antese diurna, que se inicia por volta das 4:30h, sendo o maior número de visitas nas primeiras horas da manhã (5:00-11:00), ocorrendo somente visitas esporádicas à tarde (Santos et al., 2005).

### *Procedimentos metodológicos*

As manchas de indivíduos floridos de *J. mutabilis* foram selecionadas ao longo de trilhas abertas do Parque Nacional do Catimbau. Em cada mancha foi realizada a contabilidade de indivíduos floridos e depois a escolha de seis flores focais. As seis

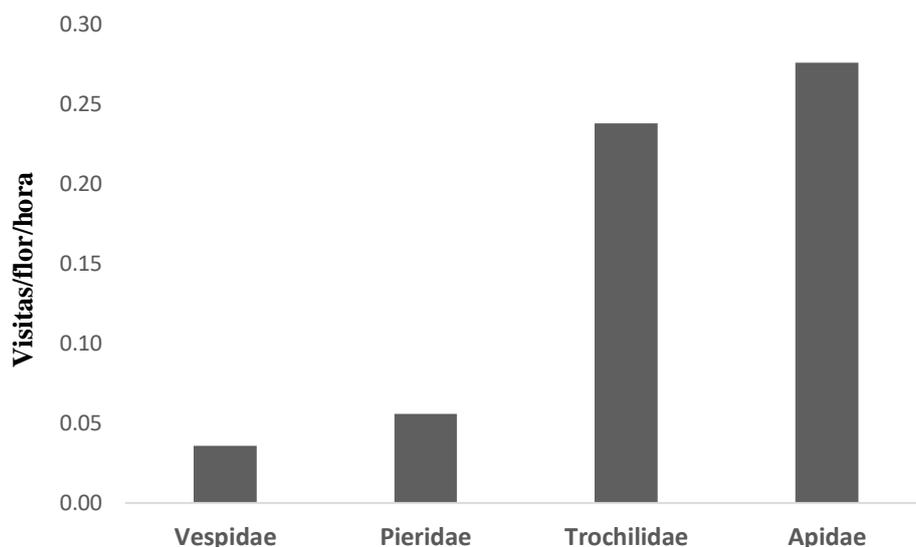
flores focais foram observadas durante uma hora em cada mancha selecionada. As observações foram feitas sempre entre 06h00 e 11h00 da manhã, por serem os horários com maior taxa de visitação já registrados para essa espécie (Santos et al., 2005). O procedimento foi repetido durante três manhãs. As visitas florais foram registradas, assim como anotadas as características dos visitantes florais para posterior morfotipagem e/ou identificação. As manchas foram escolhidas de forma a não repetir manchas do mesmo tamanho. Foram no total avaliadas nove manchas nos mais variados tamanhos, para produzir um gradiente de oferta de recursos florais.

### *Análise estatística*

A análise estatística foi feita com regressões lineares (GLM), pois essas análises são recomendadas para avaliar a distribuição/comportamento de uma variável resposta (dependente) em relação uma variável explicativa (independente), realizadas a partir do software R versão 3.5.3. Como variável dependente utilizei os dados de frequência de visitação floral (calculados a partir do número de visitas por flor por hora), e como variável independente a quantidade de indivíduos floridos da mancha (representado em log no gráfico para melhorar a visualização dos pontos).

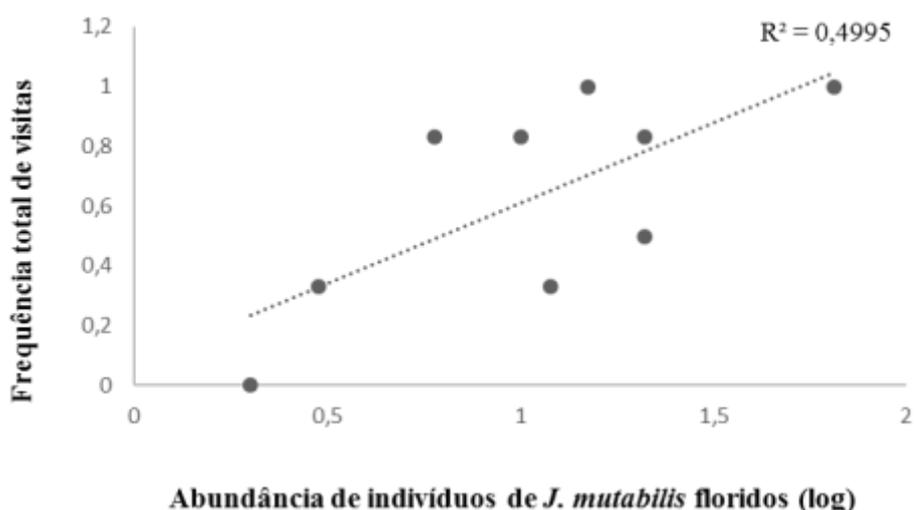
## **RESULTADOS**

Foram registradas visitas florais de 7h00 as 11h00, totalizando nove horas de observação em populações floridas de *J. mutabilis*, pelos três dias possíveis de observação durante um prazo de cinco dias para execução do projeto durante o Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (2019). Os outros dois dias foram chuvosos e foram descartados da avaliação pela razão da chuva interferir na visitação floral. No registro, houve uma diversidade de quatro grupos de organismos realizando visitas florais, sendo eles grupos de abelhas (Apidae) (n=15), beija-flores (Trochilidae) (n=12), borboletas (Pieridae) (n=3) e vespas (Vespidae) (n=2) (Fig. 1). Neste estudo, os beija-flores e as abelhas foram os grupos de visitantes florais mais frequentes.

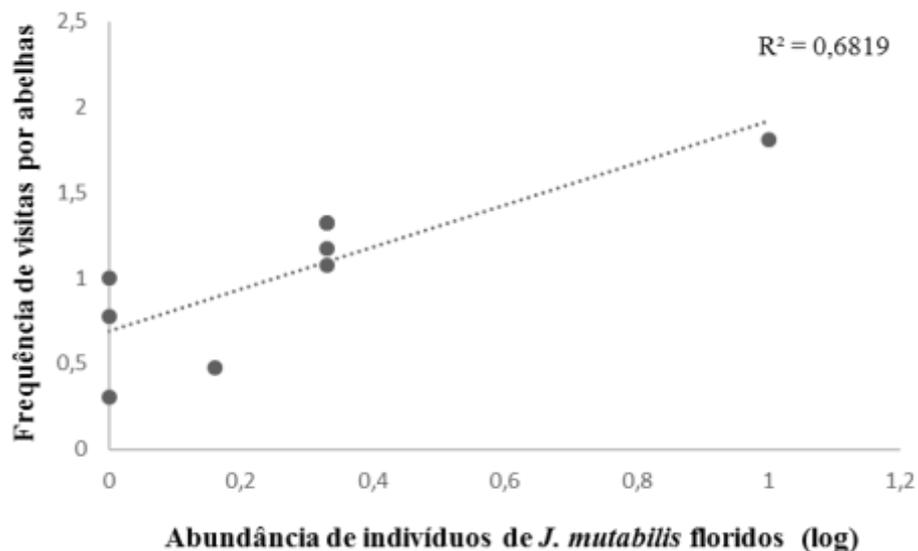


**Figura 1.** Frequência de visitantes florais em *J. mutabilis* por vespas (Vespidae), borboletas (Pieridae), beija-flores (Trochilidae) e abelhas (Apidae).

Em relação à frequência total dos visitantes florais, a mesma teve uma relação positiva com a abundância de indivíduos floridos ( $r^2=0,49$ ), porém a relação não foi significativa ( $p=0,46$ ;  $gl=4$ ) (Fig. 2). Quanto à frequência de visitas florais por abelhas (Apidae), o táxon mais frequente registrado, apresentou relação positiva com a abundância de indivíduos floridos ( $R^2=0,68$ ), sendo essa relação muito significativa ( $p<0,001$ ;  $gl=4$ ) (Fig. 3).



**Figura 2.** Frequência total de visitantes florais em diferentes abundâncias de indivíduos floridos de *J. mutabilis*, localizados no Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.



**Figura 3.** Frequência de visitas florais por abelhas (Apidae) em diferentes abundâncias de indivíduos floridos de *J. mutabilis*, localizados no Parque Nacional do Catimbau, Buíque – PE.

## DISCUSSÃO

No presente estudo, avalei como diferentes disponibilidades de recursos florais de *J. mutabilis* afetam a frequência de visitação floral. A hipótese de que quanto maior a mancha de indivíduos floridos maior a frequência de visitação floral não foi corroborada para os valores de frequência de visitação floral total, não apresentando uma relação significativa. Já para a frequência de visitação de abelhas (Apidae), houve uma relação positiva e muito significativa, indicando que a frequência de visitação desse grupo é influenciada pela disponibilidade de recursos florais de *J. mutabilis*.

Os quatro grupos de visitantes florais observados neste estudo em flores de *J. mutabilis* (Fig. 1) reafirmam os registros de visitantes encontrados por Santos e colaboradores (2005), que estudando a biologia reprodutiva de *J. mutabilis* verificou que as flores da espécie são polinizadas por abelhas e beija-flores de forma efetiva, com duas espécies do grupo Apidae e três espécies da família Trochilidae como polinizadores efetivos. Além disso, os picos de horário de visitação identificados são

compatíveis com o visto neste estudo. Neves et al. (2011) verificou que abelhas são os visitantes mais frequentes e que possuem maior tempo de duração de visitação nas flores de *J. mutabilis*.

A espécie *J. mutabilis* permanece florida ao longo do ano, sendo importante fonte de recurso para a manutenção das comunidades locais de animais que visitam suas flores, pois em períodos de escassez hídrica, recursos florais da comunidade vegetal como um todo podem ter diminuição de sua oferta, destacando o papel da *J. mutabilis* (Santos et al, 2005). Em contrapartida, a presença e eficácia destes grupos de polinizadores são fundamentais para que se estabeleça o fluxo de pólen entre as flores masculinas e femininas, uma vez que as espécies são monóicas (Santos et al., 2005). Desta forma, a utilização de uma gama variada de vetores de pólen permite potencializar o sucesso reprodutivo nestas espécies (Neves et al., 2011).

A oferta contínua de recursos florais (durante todo o ano), é mais uma característica de *J. mutabilis* que a categoriza como recomendada para restauração ecológica de ambientes perturbados, assim como sua eficiência fisiológica no uso de água. *J. mutabilis* pode aumentar a presença dos agentes polinizadores de uma área em recuperação, aumentando também o potencial de resiliência da área. A relação positiva entre a disponibilidade de recursos florais e a frequência de visitas florais (Figura 3) também foi registrada em outros estudos. Antonini et al. (2005), registrou para *Stachytarpheta glabra* uma relação positiva entre o número de visitantes florais e o número de indivíduos floridos contidos numa determinada mancha, para esta espécie. Em outro estudo, também foi investigada a avaliação da disponibilidade de recursos florais oferecidos por três espécies de Malpighiaceae e a relação com seus visitantes. Foi encontrado em *Banisteriopsis malifolia*, a espécie com maior proporção de recursos florais dentro da mancha estudada, também maior frequência de visitas florais, sendo superior as outras duas espécies (*Banisteriopsis campestris* e *Peixotoa tomentosa*) que apresentam menor disponibilidade de recursos florais. (Barônio, 2013) Em suma, foi possível registrar a relação positiva entre quantidade de recursos florais e a frequência de visitação total por agentes polinizadores para *J. mutabilis*, apresentando uma relação significativa apenas para o grupo das abelhas (Apidae). A presença da espécie em determinado fragmento pode proporcionar mais serviços ecológicos, indiretamente, pela disponibilidade de recursos para agentes polinizadores, que também podem cumprir o papel para outras espécies vegetais.

## AGRADECIMENTOS

Pós-Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV (UFPE). Instituições financiadoras: ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ).

## REFERÊNCIAS

Antonini Y, Souza HG, Jacobi CM, Mury FB. 2005. Diversidade e Comportamento dos Insetos Visitantes Florais de *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae), em uma Área de Campo Ferruginoso, Ouro Preto, MG. *Neotropical Entomology* 34 (4): 555-564.

Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological indicators* 94: 274-282.

Athiê-Souza SM, Melo JIM, Silva LP, et al. 2018. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19:1-27.

Barônio GJ. 2013. Disponibilidade de recursos florais oferecidos por três espécies de Malpighiaceae em um cerrado no sudeste brasileiro: a relação com seus visitantes florais. MSc Thesis. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

Brown JL. 2009. Foraging behavior. In: Lewin SA (ed.) *The Princeton guide to ecology* Princeton, Princeton University Press. p. 51-58.

Cavalcanti LCS, Corrêa ACB. 2014. Pluviosidade no Parque Nacional do Catimbau (Pernambuco): seus Condicionantes e seus Efeitos sobre a Paisagem. *Geografia (Londrina)* 23(2): 133-156.

Corrêa ACB, Cavalcanti LCS, Lira DR. 2015. Stone and sand ruins in the drylands of Brazil: the rustic landscapes of Catimbau National Park. In: Vieira BC, Salgado AAR, Santos LJC (eds.) *Landscapes and landforms of Brazil*. Dordrecht, Springer. p. 243-252.

Del Carlo S. 2007. Distribuição espacial de recursos florais e efeitos de antagonistas e mutualistas no sucesso reprodutivo de *Eriotheca gracilipes* (Malvaceae): uma espécie de Cerrado. PhD Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Dugatkin LA. 2004. *Principles of animal behavior*. New York, W.W. Norton & Company.

- Grindeland JM, Sletvold N. 2005. Effects of floral display size and plant density on pollinator visitation rate in a natural population of *Digitalis purpurea*. *Functional Ecology* 19: 383-390.
- Moura DC, Silva JB, Moura ASS, Freire NCF. 2015. Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no bioma Caatinga. Recife, Fundação Joaquim Nabuco.
- Mustajärvi K, Siikamäki P, Rytönen SE, Lammi A. 2001. Consequences of plant population size and density for plant-pollinator interactions and plant performance. *Journal of Ecology* 89: 80-87.
- Neves EL, Funch LS, Viana BF. 2010. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasil. Bot* 33(1): 155-166.
- Neves EL, Machado IC, Viana BF. 2011. Sistemas de polinização e de reprodução de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) na Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasil. Bot* 34(4): 553-563.
- Rech AR, Agostini K, Oliveira PE, Machado IC. 2014. *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro, Editora Projeto Cultural.
- Santos MJ, Machado IC, Lopes AV. 2005. Biologia Reprodutiva de duas espécies de *Jatropha* L. (Euphorbiaceae) em Caatinga Nordeste do Brasil. *Revista Brasil. Bot* 28(2): 361-373.
- Talley TS. 2007. Which spatial heterogeneity framework? Consequences for conclusions about patchy population distributions. *Ecology* 88: 1476-1489.
- Wiens JA. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81-120.

## **AUMENTO DA HERBIVORIA EM *Cenostigma microphyllum* (MART. EX G.DON) GAGNON & G.P. LEWIS NÃO AFETA O NÚMERO DE INTERAÇÕES COM FORMIGAS NA CAATINGA**

Diego Centeno-Alvarado<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

### **RESUMO**

Dentre as interações mutualísticas estabelecidas entre organismos de diferentes espécies, a interação entre planta com nectários extraflorais (NEF) e formigas é um exemplo comum de mutualismo de proteção, onde a planta geralmente oferece néctar extrafloral em troca de defesa contra herbívoros. Na Caatinga, as plantas com NEF são muito diversas e abundantes e as interações planta-formiga são consideradas componentes chave da diversidade do ecossistema. No entanto, este ecossistema vem sofrendo perturbações antrópicas crônicas que podem alterar ou eliminar as interações. Neste estudo, foi determinado como o número de interações de formigas com uma espécie arbórea endêmica da Caatinga muda em resposta à herbivoria simulada. O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE com *Cenostigma microphyllum*, que apresenta nectários extraflorais na região abaxial dos folíolos e estabelece interações com formigas. Foram realizados três tratamentos simulando diferentes condições de herbivoria e foi registrado o número de interações com formigas quatro vezes durante 1 dia. Para avaliar as diferenças no número de interações entre os tratamentos, foi realizada ANOVA de medidas repetidas no software R. Os resultados sugerem que o tipo de corte não influencia o número a frequência de visitação de formigas. A perda de biomassa foliar não é um fator determinante para aumentar a visitação de formigas para proteção. A perturbação pode estar alterando a quantidade e qualidade de recursos que a planta fornece para as formigas, aumentando a suscetibilidade à herbivoria. Neste sentido é necessário estudar as mudanças na quantidade e qualidade no néctar extrafloral da espécie.

**Palavras-chaves:** defesa anti-herbivoria, relação mutualística entre formigas e plantas, plantas com nectários extraflorais.

## INTRODUÇÃO

Mutualismos entre plantas e animais têm sido essenciais para a evolução de angiospermas, insetos e vertebrados, pois possuem um papel importante em diversos serviços ecossistêmicos, como polinização e dispersão de sementes, além de alimentação animal, proteção e outros fatores, os quais influenciam diretamente a organização da biodiversidade (Leal *et al.* 2017). Mutualismos de proteção ocorrem quando uma espécie defende a outra contra um inimigo natural e em troca recebe alguma recompensa. Um exemplo comum disso é a interação entre plantas com nectários extraflorais (NEF) e formigas, onde a planta oferece e néctar extrafloral para as formigas em troca de defesa contra herbívoros (Oliveira *et al.* 1997; Leal *et al.* 2017).

A defesa biótica fornecida pelas formigas à planta é induzida. Quando há dano foliar, a produção e secreção de NEF podem ser induzidas (Yamawo & Suzuki 2017). O dano foliar causado pelos herbívoros pode causar um desequilíbrio na composição do NEF, aumentando o desejo de proteína das formigas e, portanto, a probabilidade de atacar aos herbívoros (Grasso *et al.* 2015). Isso poderia comprometer recursos limitados que poderiam ter sido alocados ao desenvolvimento e reprodução da planta (Yamawo & Suzuki 2017).

Na Caatinga, as plantas com NEFs são muito diversificadas e abundantes, de modo que as interações planta-formiga são consideradas um componente chave para a diversidade da região (Leal *et al.* 2017). Cerca de 15% das espécies lenhosas e 39% dos indivíduos do Parque Nacional do Catimbau, uma parte representativa da Caatinga, possuem nectários extraflorais (Leal *et al.* 2017). No entanto, está sendo afetada principalmente pela pressão dos bodes e foi demonstrado que, com maior pastoreio por bodes, maior a especialização das redes de interação de plantas com NEFs e formigas. Assim, é provável que, com maior pressão por bodes, ou seja, mais herbivoria, maior seja a indução de defesa (Câmara *et al.* 2018) e, portanto, maior número de interações com formigas.

Assim, uma vez que plantas com nectários extraflorais atraem formigas oferecendo recursos em troca de defesa (Leal *et al.* 2017), é necessário entender como o dano à essas plantas influencia a visitação de formigas. Dessa forma, testei a

hipótese de que o dano foliar em plantas com NEFs aumenta a frequência de visitas de formigas, pressupondo que, quanto maior a proporção de dano foliar da espécie, maior será o número de interações.

## MATERIAIS E MÉTODOS

*Área de estudo.* Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil, uma área protegida que abrange uma porção representativa da Caatinga de aproximadamente 62 hectares nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tuapanatinga (Silva *et al.* 2017; Machado *et al.* 2017). Aproximadamente 15% das espécies lenhosas do parque apresentam NEFs, sendo Fabaceae e Euphorbiaceae as mais representativas (Silva *et al.* 2017). O clima do parque é semiárido com precipitação anual entre 450 e 1,100 mm e temperatura média anual de 25°C (Freire 2015). O parque apresenta um mosaico de vegetações composto por áreas de floresta madura e de florestas em regeneração, uma vez que atualmente está sofrendo uma série de perturbações humanas, como sobrepastoreio de gado, extração de madeira e agricultura de corte e queima (Silva *et al.* 2017).

### *Espécie estudada*

*Cenostigma microphyllum* (Mart. ex G. Don) E. Gagnon & G. P. Lewis (Leguminosae) é uma árvore endêmica da Caatinga, típica de solos arenosos e altitudes menores a 600 metros acima do nível do mar (Ferreira *et al.* 2015). A espécie apresenta nectários extraflorais (tricomas glandulares simples) na região abaxial dos folíolos, estabelece interações com formigas e possui uma alta abundância no parque (Câmara *et al.* 2018).

### *Simulação de herbivoria*

Foram selecionados 15 indivíduos de *Cenostigma microphyllum* na área paralela da Pedra do Cachorro, com uma distância média de 20 metros entre os indivíduos, com tamanho (aproximadamente 1,5 metros) e biomassa similares. Em cada indivíduo foram manipuladas 25 folhas para simulação do dano foliar com uma tesoura. As simulações variaram em diferentes proporções de danos adaptadas a partir do método de Meng *et al.* (2011) e foram estabelecidos os seguintes

tratamentos: (1) sem manipulação; (2) corte logo abaixo dos folíolos distais para simular pouca herbivoria; (3) corte logo acima dos folíolos proximais para simular muita herbivoria. Cada tratamento foi aplicado a cinco indivíduos de *C. microphyllum*.

### *Interações com formigas*

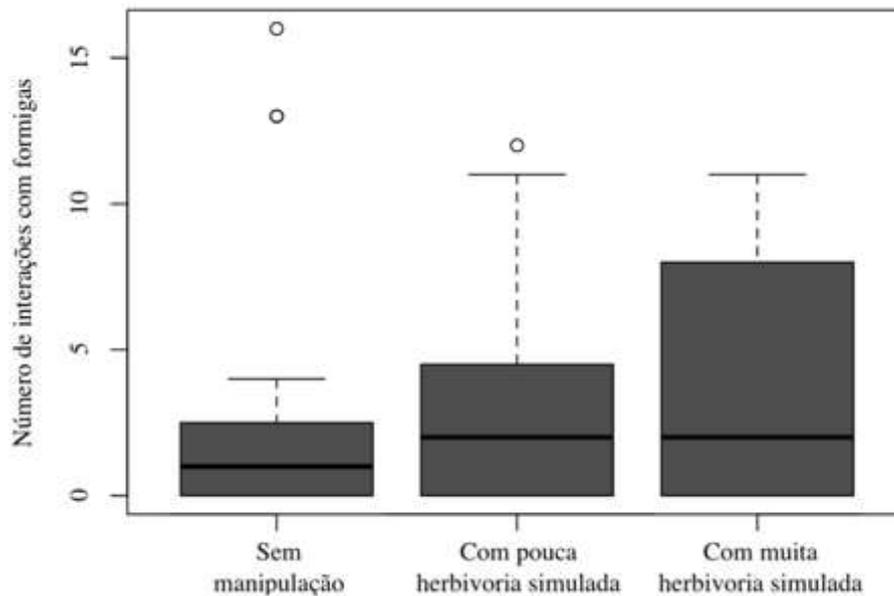
Considere as interações o número de formigas visitantes nas quais seus aparelhos bucais entraram em contato com os NEFs (Câmara *et al.* 2018). As formigas observadas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível. O número de interações foi contado antes do tratamento e 10 minutos, 6 e 24 horas após os tratamentos (Meng *et al.* 2011).

### *Análise estatística*

Para avaliar as diferenças entre os três tratamentos, realizei uma ANOVA de medidas repetidas (ANOVAR), levando em consideração as relações intrínsecas entre os tratamentos e a correlação das observações sequenciais (Potvine *et al.* 1990; Gueorguieva & Krystal, 2004). Realizei os testes no software R (The R Project for Statistical Computing).

## **RESULTADOS**

Registrei 200 interações, sendo *Camponotus crassus* a espécie com maior número de interações observadas (174), seguido por *Dorymyrmex* sp. (22), *Crematogaster* sp. (2) e *Pseudomyrmex* sp. (1). Em relação aos tratamentos, registrei 59 interações para os indivíduos sem manipulação, 63 para aqueles com pouca herbivoria simulada e 78 para aqueles com muita herbivoria simulada. Além disso, constatei que o tipo de dano simulado não influenciou o número de visitas das formigas ( $F=0,27$ ;  $GL= 2,57$ ;  $p=0,76$ ; Fig. 1). 59 63 78



**Figura 1.** Número de interações de formigas com *Cenostigma microphyllum* sob diferentes tratamentos de herbivoria simulada no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil ( $F=0,27$ ; gl 2,57;  $p=0,76$ ).

## DISCUSSÃO

Meus resultados mostram que, independente da intensidade de herbivoria simulada, não houve alteração na visitação de formigas, não corroborando a minha hipótese. Dessa forma, sugiro que a perda de biomassa foliar não é um fator determinante para aumentar a visitação de formigas a curto prazo na espécie estudada.

A interação pode ser facultativa, ou seja, aquelas em que os parceiros poderiam participar, embora não necessariamente (Oliveira & Pie, 1998). O mutualismo entre formigas e plantas com nectários extraflorais é de natureza facultativa, uma vez que o néctar não é especializado, pode atrair uma grande diversidade de organismos e a interação pode variar de acordo com uma série de fatores como tipo de habitat, agressividade das formigas e a habilidade de lutar contra o predador (Oliveira & Pie, 1998). Da mesma forma, uma indicação de que essa interação é facultativa é o baixo número de ataques a herbívoros simulados (Oliveira et al., dados não publicados).

As interações podem não mudar, mas a identidade da espécie de formiga muda. Pode até mudar o comportamento de formigas, por exemplo Câmara et al. (2019) demonstrou que a especialização da rede muda devido a mudanças no comportamento e estabilidade também. As plantas podem lidar com a herbivoria de diversas maneiras. Estudos (Sfair et al., 2018) mostraram que quanto maior a pressão para o gado pastar, as plantas podem investir na produção de mais ramos. Assim, a estratégia poderia ser tolerar a herbivoria em troca de compensação.

Neste sentido, sugiro estudos futuros que avaliem a qualidade e a quantidade do néctar extrafloral e a identidade das formigas e seu comportamento. Além disso, mudanças na quantidade e qualidade no néctar extrafloral da espécie, pode se dar num período de tempo maior que o analisado, sendo esta a sugestão para estudos futuros.

## REFERÊNCIAS

- Câmara T, Leal IR, Blüthgen N, Oliveira FMP, Queiroz RT, Arnan X. 2018. 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* 87(4): 1022-1033.
- Câmara T, Leal IR, Blüthgen N, Oliveira FMP, Arnan X. 2019. Anthropogenic disturbance and rainfall variation threaten the stability of plant-ant interactions in the Brazilian Caatinga. *Ecography* 42: 1-13.
- Ferreira PSM, Trovão DMBM, Melo JIM. 2015. Leguminosae na APA do Cariri, Estado da Paraíba, Brasil. *Hoehnea* 42(3): 531-547.
- Moura DC, Silva JB, Moura ASS, Freire NCF. 2015. Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no bioma Caatinga. Recife, Fundação Joaquim Nabuco.
- Grasso DA, Pandolfi C, Bazihizina N, Nocentini D, Nepi M, Mancuso S. 2015. Extrafloral-nectar-based partner manipulation in plant-ant relationships. *AoB Plants* 7: plv002.
- Gueorguieva R, Krystal JH. 2004. Move over ANOVA: Progress in analyzing repeated-measures data and its reflection in papers published in the archives of general psychiatry. *Archives of General Psychiatry* 61: 310-317.
- Leal LC, Andersen AN, Leal IR. 2015. Disturbance winners or losers? Plants bearing extrafloral nectaries in Brazilian Caatinga. *Biotropica* 47(4): 468-474.

- Leal IR, Lopez AV, Machado IC, Tabarelli M. 2017. Plant-Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (eds.) Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest region in South America. Cham, Springer International Publishing. p. 255-278.
- Machado CCC, Gonçalves CU, Albuquerque MD, Pereira EC. 2017. Protected Areas and their multiple territorialities - A social and environmental reflection on Catimbau National Park - Brazil. *Ambiente & Sociedade* 20(1): 239-260.
- Martínez-Ramos M, Ortíz-Rodríguez IA, Piñero D, Dirzo R, Sarukhán J. 2016. Anthropogenic disturbances jeopardize biodiversity conservation within tropical rainforest reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(19): 5323–5328.
- Meng LZ, Martin K, Liu JX, Chen J. 2011. Young leaf protection in the shrub *Leea glabra* in south-west China: the role of extrafloral nectaries and ants. *Arthropod-Plant Interactions* 6(1): 59-65.
- Oliveira PS. 1997. The ecological function of extrafloral nectaries: herbivore deterrence by visiting ants and reproductive output in *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). *Functional Ecology* 11: 323-330.
- Oliveira PS, Pie MR. 1998. Interaction Between Ants and Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Cerrado Vegetation. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 27(2): 161-172.
- Potvine C, Lechowicz MJ, Tardif S. 1990. The statistical analysis of ecophysiological response curves obtained from experiments involving repeated measure. *Ecology* 71(4): 1389-1400.
- Queiroz LP, Cardoso D, Fernandes MF, Moro MF. 2017. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (eds.) Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest region in South America. Cham, Springer International Publishing. p. 23-63.
- Rito, KF, Arroyo-Rodríguez, V, Queiroz, RT, Leal, IR, Tabarelli, M. 2017. Precipitation mediates the effects of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Silva JMC Barbosa LCF, Leal IR, Tabarelli M. 2017. The Caatinga: Understanding the challenges. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America. Cham, Springer International Publishing. p. 3-19.
- Yamawo A, Suzuki N. 2017. Induction and relaxation of extrafloral nectaries in response to simulated herbivory in young *Mallotus japonicus* plants. *Journal of Plant Research* 131(2): 255-260.

# TEORIA DO NICHU OU TEORIA NEUTRA: QUAL DELAS EXPLICA A COMPOSIÇÃO DE COMUNIDADES DE FORMIGAS EM PEQUENA ESCALA NA CAATINGA?

Fellipe Alves Ozorio do Nascimento <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

## RESUMO

Os fatores estruturais e determinantes na estruturação de comunidades são diversos, e podem ser abordados sob duas correntes teóricas: teoria do nicho e teoria neutra. Embora essas duas teorias sejam contrastantes, o poder de predição de padrões por ambas está relacionado à escala observacional e pode ser avaliado diretamente sobre valores de diversidade- $\beta$ . Deste modo, avaliamos o efeito do espaço e da complexidade ambiental sobre a composição das comunidades de formigas epigéicas em um gradiente sucessional de Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau. Ao longo do gradiente foram montados cinco transectos de cem metros, com intervalos de trezentos metros entre eles. E para avaliar o efeito da complexidade ambiental e da distância geográfica na diversidade- $\beta$  das comunidades de formigas, construímos três matrizes de distância e testamos as correlações através do teste de Mantel. Não encontramos diferenças entre a diversidade- $\beta$  das comunidades de formigas e a complexidade ambiental e entre a distância geográfica. Esse resultado refuta a hipótese de que a teoria do Nicho explica a composição de formigas estudadas, embora seja amplamente reconhecido que em gradientes sucessionais o filtro ambiental da complexidade da vegetação é um dos mecanismos determinantes na composição das comunidades. Do mesmo modo, a ausência de correlação da diversidade com a distância geográfica mostra que em escalas menores, a capacidade de dispersão de formigas epigéicas não representa um fator limitante para a colonização. Assim, podemos inferir que os processos estruturantes de comunidades podem atuar de diferentes maneiras, dependendo das características das espécies e da escala espacial estudada.

**Palavras-chave:** Diversidade-beta; sucessão ecológica; complexidade ambiental; Formicidae

## INTRODUÇÃO

Processos determinísticos, impulsionados principalmente por competição e filtros ambientais, e processos estocásticos associados à dinâmica demográfica aleatória têm sido frequentemente considerados como fatores que moldam a variação e diversidade de espécies, sendo importantes para o entendimento da estruturação de comunidades ecológicas (SMITH; LUNDHOLM, 2010). Essas visões distintas foram inicialmente estabelecidas a partir dos trabalhos de Gleason (1926) e Clements (1936), e mais recentemente esse debate tem sido retomado sob duas correntes teóricas: teoria do nicho e a teoria neutra (HUBBELL, 2001; CHASE; LEIBOLD 2003).

A teoria de nicho assume que as condições ambientais estão distribuídas de forma heterogênea no espaço e que as espécies possuem necessidades e habilidades diferenciadas para obtê-las. Assim, espécies somente devem ocorrer em locais onde existam condições adequadas e recursos suficientes para sua sobrevivência, e é esse mecanismo que permite a coexistência entre espécies (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961). Deste modo, é esperado que áreas com maior quantidade e melhor qualidade de condições ambientais possuam maior riqueza e abundância de espécies, refletindo diretamente em maiores valores de diversidade- $\beta$ , que consiste na variação em composição de espécies entre comunidades (WHITTAKER, 2001).

Em contrapartida, a teoria neutra assume que as espécies são ecologicamente equivalentes e possuem igual probabilidade de ocupar um local no espaço (HUBBELL, 2001). Além disso, a variação em diversidade de espécies entre áreas está relacionada a processos estocásticos (ao acaso), tais como perturbações imprevisíveis, flutuações aleatórias nos tamanhos populacionais e limitação de dispersão (HUBBELL, 2001). Neste sentido, devido unicamente à habilidade de dispersão das espécies, é esperado que a diversidade  $\beta$  aumente proporcionalmente com o aumento do gradiente espacial, pois quanto mais distantes duas comunidades estiverem no espaço mais dissimilares elas devem ser (GASTON; CHOWN, 2005).

Embora essas duas teorias tenham sido amplamente utilizadas de forma dicotômica para caracterizar a diversidade de espécies e a estrutura de comunidades, alguns autores têm assumido que padrões previamente resultantes de efeitos

determinísticos também podem ser gerados pela estocasticidade (COTTENIE, 2005; ROMINGER, MILLER, COLLINS, 2009). De modo geral, o poder de predição por ambas as teorias está relacionado à escala observacional. Em escalas regionais a estocasticidade tem maior propensão a se manifestar. Em contrapartida, em escalas locais processos estocásticos parecem deixar de determinar a estrutura das comunidades (CHASE; MYERS, 2011). Podemos definir a extensão de uma “escala local” em termos de quilômetros quadrados, variando de acordo com o organismo ou grupo biológico estudado (MCGILL *et al.*, 2006).

Neste contexto, avaliei o efeito do espaço (Teoria Neutra) e da complexidade ambiental (Teoria do Nicho) sobre a composição de comunidades de formigas ao longo de um gradiente sucessional de Caatinga. Hipotetizei que a diversidade- $\beta$  aumenta em função da complexidade do ambiente. De acordo com a teoria do nicho, espera-se que, áreas ambientalmente distintas possuam maior dissimilaridade biótica do que ambientes semelhantes. Por outro lado, de acordo com a teoria neutra, espera-se que em escalas locais pequenas escalas as comunidades sejam mais similares, pois a dispersão é capaz de homogeneizar a composição de espécies.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O estudo foi desenvolvido ao longo de uma trilha com gradiente sucessional de vegetação em uma das vertentes da Serra Branca (-8.562745; -37.234963), no Parque Nacional do Catimbau; uma unidade de conservação de proteção integral localizado no estado de Pernambuco, entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima da área é caracterizado como sendo semiárido tropical (classificação de Koeppen Bsh) com uma alta variação na precipitação (480 a 1.100 mm. ano<sup>-1</sup>) e temperatura média anual de 23° C (SFAIR *et al.*, 2018). A vegetação local é típica de Floresta Tropical Seca, com predomínio de árvores, arbustos e herbáceas de sub-bosque pertencentes principalmente às famílias: Fabaceae, Euphorbiaceae, Boraginaceae, Burseraceae, Malvaceae, Cactaceae e Bromeliaceae (RITO *et al.*, 2017).

### *Sistema estudado*

Embora as formigas sejam organismos pequenos e representem apenas 1,5% da fauna de insetos conhecida no planeta, esses animais apresentam marcante dominância numérica, constituindo cerca de 10% de toda biomassa de animais da terra (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; AGOSTI *et al.*, 2000). Devido à alta densidade numérica e sua intensa interação com o habitat, as formigas podem ocupar uma ampla variedade de nichos disponíveis nos estratos florestais, sendo encontradas desde o dossel (SCHÜTTE *et al.*, 2007) até os solos (VASCONCELOS, 2008). Por apresentar grande variação ecológica e taxonômica, a mirmecofauna epigéica é considerada a mais diversificada (DELABIE *et al.*, 2000). No presente trabalho, portanto, comunidades de formigas epigéicas foram utilizadas como sistema modelo.

### *Desenho experimental*

Ao longo da trilha na vertente da Serra Branca, foram montados cinco transectos de cem metros, com espaçamento de trezentos metros entre eles ao longo da trilha. Em cada transecto, foram montadas dez armadilhas de iscas de sardinha sobre papel seguindo em um intervalo de dez metros entre cada armadilha (totalizando 50 armadilhas no total). As armadilhas permaneceram no local por uma hora, sendo posteriormente coletadas juntamente com as formigas que estavam sobre e debaixo das iscas, com o auxílio de um saco plástico (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009). Após coletados, os indivíduos foram triados e identificados em nível de gênero.

Para avaliar a complexidade ambiental de cada comunidade (transecto), utilizei a riqueza de plantas como substituto para a variedade de recursos, e a serapilheira sob o solo como um substituto para a disponibilidade de recursos no ambiente. Em cada transecto, foram coletadas três amostras de serapilheira em quadrantes de 1x1 m, e realizado o levantamento florístico ao longo do transecto em um metro de cada lado, totalizando 200 m<sup>2</sup> de área (Apêndice I).

### *Análise dos dados*

Para avaliar a correlação da complexidade ambiental e da distância geográfica entre os pontos de coleta (variáveis preditoras) com a diversidade das comunidades de formigas epigéicas (variável resposta), construímos três matrizes de distância (distância ambiental, distância geográfica e de similaridade, respectivamente). E

testamos as correlações através do teste de Mantel. Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.5.3.

A construção da matriz de distância ambiental (complexidade ambiental) foi realizada a partir dos dados de riqueza de espécies e quantidade de serapilheira. Ambos os dados foram reescalados para a mesma amplitude de medida, e posteriormente foi realizado o cálculo da distância entre cada um dos transectos através da distância euclidiana. Para a matriz de distância geográfica, foram calculadas as distâncias em linha reta a partir das coordenadas geográficas entre cada par de transectos através da distância euclidiana. Já a matriz de similaridade (composição das comunidades de formigas) foi calculada a partir da diversidade- $\beta$ , utilizando o índice de Sorensen.

## RESULTADOS

No levantamento foram registradas 10 espécies de formigas epigéicas, classificadas em seis gêneros e cinco subfamílias. Myrmicinae foi a mais diversificada com 6 morfoespécies, seguida por Ponerinae, Formicinae, Ectatomminae e Dolichoderinae, ambas com apenas uma morfoespécie (tabela 1).

**Tabela 1.** Subfamílias e gêneros amostrados nos cinco transectos (T1, T2, T3, T4, T5) de cem metros na trilha da vertente da Serra Branca, Parque Nacional do Catimbau - PE.

Subfamílias	Gêneros	T1	T2	T3	T4	T5
<b>Ponerinae</b>	<i>Dinoponera sp.</i>	X	X	X	X	X
<b>Myrmicinae</b>	<i>Pheidole sp. 1</i>	X	-	X	X	-
	<i>Pheidole sp. 2</i>	X	-	X	-	-
	<i>Pheidole sp. 3</i>	X	X	X	-	-
	<i>Pheidole sp. 4</i>	X	X	X	-	-
	<i>Pheidole sp. 5</i>	X	-	-	-	X
	<i>Acromyrmex sp.</i>	-	-	X	-	-
<b>Formicinae</b>	<i>Camponotus sp.</i>	X	X	X	X	X
<b>Ectatomminae</b>	<i>Ectatomma sp.</i>	X	-	X	X	X
<b>Dolichoderinae</b>	<i>Dorymyrmex sp.</i>	-	-	-	-	X
<b>Total</b>		8	4	8	4	5

O teste de Mantel indicou que a diversidade- $\beta$  entre as comunidades de formigas epigéicas não são influenciadas pelas diferenças de complexidade ambiental

( $r = -0.134$ ,  $p = 0.625$ ) e pela distância geográfica ( $r = 0.202$ ;  $p = 0.291$ ) (tabelas 2, 3 e 4).

**Tabela 2.** Matriz de correlação da complexidade ambiental entre os transectos.

	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4
Transecto 2	0,131			
Transecto 3	2,009	2,095		
Transecto 4	0,387	0,281	2,376	
Transecto 5	2,733	2,827	0,755	3,108

**Tabela 3.** Matriz de correlação da distância geográfica entre os transectos.

	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4
Transecto 2	300			
Transecto 3	700	300		
Transecto 4	1100	700	300	
Transecto 5	1400	1100	700	300

**Tabela 4.** Matriz de correlação da diversidade- $\beta$  entre os transectos.

	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4
Transecto 2	0.333			
Transecto 3	0.125	0.333		
Transecto 4	0.333	0.500	0.333	
Transecto 5	0.385	0.556	0.538	0.333

## DISCUSSÃO

O fato de a diversidade- $\beta$  de formigas epigéicas não se correlacionar com a complexidade ambiental refuta a hipótese de que a teoria do Nicho explica a composição de formigas estudadas. Entretanto, sabe-se que em gradientes sucessionais o filtro ambiental da complexidade da vegetação é um dos mecanismos sempre observados dentro da sucessão ecológica, e um dos mais fortes fatores estruturadores de comunidades (BAZZAZ; PICKET, 1980).

A composição da fauna de formigas observada neste estudo é semelhante em relação as subfamílias e gêneros de outros trabalhos realizados na Caatinga (LEAL, 2003; SOARES *et al.*, 2003) e em vários outros ecossistemas brasileiros (CORRÊA *et al.*, 2006). A generalidade da diversificação de hábitos alimentares e de nidificação,

além de elevada capacidade de ocupar desde áreas em estágios avançados de sucessão ecológica, até ambientes mais abertos (LEAL, 2003), pode ser o fator que explica a falta de relação com a complexidade ambiental.

Já a ausência de correlação entre a diversidade- $\beta$  de formigas e a distância geográfica aceita nossa hipótese de que em pequenas escalas a teoria Neutra não explica a composição de espécies. Em escalas menores, como a utilizada neste estudo, a capacidade de dispersão das espécies não representa um fator limitante para a colonização (LEAL, 2003). Ou seja, as espécies são capazes de se dispersar por toda a área de estudo, fazendo com que a composição das comunidades seja homogênea.

Deste modo, podemos inferir que os processos estruturantes de comunidades podem atuar de diferentes maneiras dependendo das características das espécies (THOMPSON; TOWNSEND, 2006) e da escala espacial estudada. O fato deste estudo ter sido realizado com um grupo de organismos com alta capacidade de dispersão e grande espectro de condições ambientais, encoraja estudos futuros amostrando maior quantidade de comunidades em diferentes escalas.

## REFERÊNCIAS

- Agosti DJD, Majer JD, Alonso L, Schultz T. 2000. *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington, Smithsonian Institution Press.
- Albuquerque EZ, Diehl E. 2009. Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias. *Revista Brasileira de Entomologia* 53: 398-403.
- Bazzaz FA, Pickett STA. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics* 11(1): 287-310.
- Chase JM, Myers JA. 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological sciences* 366(1576): 2351-2363.
- Chase JM, Leibold MA. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago, University of Chicago Press.
- Clements FE. 1936. Nature and structure of the climax. *Journal of ecology* 24(1): 252-284.

- Corrêa MM, Fernandes WD, Leal IR. 2006. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. *Neotropical Entomology* 35: 724-730.
- Cottienie K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters* 8(11): 1175-1182.
- Delabie JHC, Jahyny B, Nascimento IC, Mariano CSF. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation* 16: 2359-2384.
- Gaston KJ, Chown SL. 2005. Neutrality and the niche. *Functional Ecology* 19(1):1-6.
- Gleason H A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey botanical club* 7-26.
- Hölldobler B, Wilson EO. 1990. *The ants*. Harvard University Press.
- Hubbell SP. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.
- Leal IR. 2003. Dispersão de sementes por formigas na caatinga. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (eds.) *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife, Editora da Universidade Federal de Pernambuco.
- MacArthur RH, MacArthur JW. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42(3): 594-598.
- McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 178-185.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Rominger AJ, Miller TEX, Collins SL. 2009. Relative contributions of neutral and niche-based processes to the structure of a desert grassland grasshopper community. *Oecologia* 161(4): 791-800.
- Schütte MDS, Queiroz JM, Mayhé-Nunes AJ, Pereira MPS. 2007. Inventário estruturado de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em floresta ombrófila de encosta na ilha da Marambaia, RJ. *Iheringia, Série Zoologia* 97: 103-110.
- Sfair JC, Bello F, França TQ, Baldauf C, Tabarelli M. 2018. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters* 13: 025005.

Smith TW, Lundholm JT. 2010. Variation partitioning as a tool to distinguish between niche and neutral processes. *Ecography* 33: 648-655.

Soares IMF, et al. 2003. Comunidades de formigas (Hymenoptera) em uma “ilha” de florestas ombrófila serrana em região de caatinga (BA, Brasil). *Acta Biologica Leopoldensia* 25: 197-204.

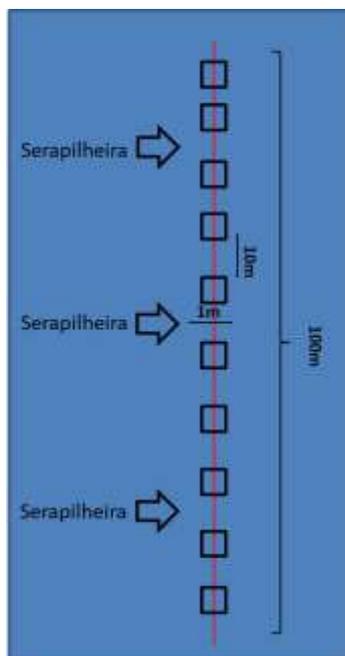
Thompson R, Townsend CA. 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology* 75: 476-484.

Vasconcelos HL. 2008. Formigas do solo nas florestas da Amazônia: padrões de diversidade e respostas aos distúrbios naturais e antrópicos. In: Moreira FMS, Siqueira JO, Brussaard L (eds.) *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. Editora UFLA.

Whittaker RJ, Willis KJ, Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of biogeography* 28: 453-470.

## APÊNDICE

### Apêndice I. Esquema do desenho amostral.



## HERBIVORIA EM FLORES DE *Senna cana* (LEGUMINOSAE) NÃO VARIA COM O NÚMERO DE INFLORESCÊNCIAS E O ADENSAMENTO DE INDIVÍDUOS

Guilherme Magalhães Viana<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de biologia, Universidade Federal de Uberlândia.

### RESUMO

Herbívoros florais ou florívoros são indivíduos que causam danos em partes reprodutivas ou em partes estéreis de flores. Como uma maneira de evitar os danos florais, as plantas desenvolveram mecanismos de defesa contra os florívoros. Um desses mecanismos é o aumento do “display floral”, que é o aumento do número de inflorescências no indivíduo e tem como objetivo aumentar o sucesso reprodutivo das plantas, atraindo mais polinizadores, porém também pode ser um atrativo para os herbívoros. O estudo tem como objetivo entender como a disponibilidade floral e o adensamento dos indivíduos com inflorescências afetam a florivoria em *Senna cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby. O trabalho foi realizado no Parque Nacional do Catimbu. Foram observadas as inflorescências de *S. cana* e do tamanho do adensamento, o qual foi medido pelo número de indivíduos com distância menor que cinco metros do próximo indivíduo. No total, foram observadas 7.117 inflorescências pertencentes a 46 indivíduos. Foi encontrada uma média de 154.8 inflorescências por indivíduo. O número de inflorescências por indivíduos não apresentou uma relação com a porcentagem de florivoria. Similarmente, o tamanho do adensamento também não apresentou relação com a porcentagem de florivoria em *S. cana*. Apesar de não existir uma relação, a porcentagem média de florivoria dos indivíduos foi alta, 80% das inflorescências estavam com danos florais. A ausência de relação significativa entre “display floral” e tamanho do adensamento pode estar relacionado à baixa especificidade dos herbívoros, que em ambientes rigorosos como a Caatinga, devem apresentar relações mais generalistas.

**Palavras-chave:** Caatinga, Herbivoria, Interação Planta-animal, Verticilos florais.

## INTRODUÇÃO

Herbívoros são organismos que se alimentam de tecidos fotossintéticos e estruturas reprodutivas (McCall & Irwin 2006; Cotarelli & Almeida 2015; Ramos & Schiestl 2019). A florivoria ou herbivoria floral é qualquer tipo de dano causado por animais aos botões florais, inflorescência e às flores, podendo ser tanto em peças florais estéreis (pétalas e sépalas), como também em partes reprodutivas (estames e pistilos) (Cotarelli & Almeida 2015).

A florivoria pode causar efeitos diretos e indiretos na reprodução das plantas (Moreira et al. 2019). Os herbívoros, ao danificarem as partes reprodutivas das flores, afetam diretamente o sucesso reprodutivo do indivíduo, prejudicando a formação de semente ou frutos (e.g. Agren 2019; Moreira et al. 2019). Alternativamente, quando a herbivoria floral ocorre em partes não reprodutivas, a flor torna-se menos atrativa aos polinizadores (Moreira et al. 2019). Flores menos atrativas tendem a receber menor número de visitas, resultando em uma redução no sucesso reprodutivo da planta (Ramos & Schiestl 2019). Com todas essas pressões de herbivoria floral, algumas estratégias foram desenvolvidas para diminuir o efeito da florivoria e aumentar o sucesso reprodutivo da planta (Agren 2019).

Uma estratégia de defesa indireta contra a herbivoria floral é a interação biótica, que geralmente envolvem formigas e plantas (Llandres et al. 2019). As formigas são atraídas por compostos açucarados secretados por nectários extraflorais, os quais podem se localizar em diferentes estruturas das plantas. Adicionalmente, as formigas protegem a planta portadora de nectários extraflorais contra herbívoros (Schiestl et al. 2014; Llandres et al. 2019). Outro mecanismo de proteção contra herbivoria é a produção de compostos secundários, os quais proporcionam impalatabilidade (McGill et al. 2006; Ida et al. 2018). A fim de aumentar o sucesso reprodutivo, as plantas possuem estratégias compensatórias contra os herbívoros (Garcia & Eubanks 2019).

Uma forma de aumentar o sucesso reprodutivo é aumentar o número de inflorescências, alterando o seu “display floral” para atrair maior quantidade de polinizadores, com isso, minimizando os danos causados pelos herbívoros (Tan et al. 2017). Similar à alteração do “display floral”, o adensamento de uma população pode ser mais atrativo tanto para os polinizadores quanto para os herbívoros (Moreira et al. 2019). Com isso, o objetivo deste trabalho é verificar como a disponibilidade floral a

nível de indivíduo e de população afetam a herbivoria floral em *Senna cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby. e para isso, duas hipóteses foram criadas. Por ter maior quantidade de flores, tornando-se mais atrativo para os herbívoros H1- O “display floral” irá afetar a herbivoria floral. A primeira predição é que quanto maior o número de inflorescências por indivíduo, maior será o percentual de inflorescências danificadas por herbívoros. Devido ao aumento da atração de herbívoros florais pelo adensamento de indivíduos, H2- O tamanho do adensamento de indivíduos irá afetar a herbivoria floral. A segunda predição é que, quanto maior o número de indivíduos na mancha, maior é o percentual de inflorescências com marcas de herbivoria.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8° 34,794'S; 37° 14,918'O), que está situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga no estado de Pernambuco, abrangendo aproximadamente 62 mil hectares. O clima da região é tropical semiárido, Bsh' (Alvares et al. 2014), com precipitação anual variando de 480 mm a 1000 mm e temperatura média anual de 23°C. A área de coleta está dentro do domínio fitogeográfico da Caatinga, que é representada por plantas heliófilas distribuídas em um ambiente xérico com solos arenosos (Moura & Silva 2017).

### *Objeto de estudo*

*Senna* é um gênero pantropical da família Fabaceae, com mais de 200 espécies nas Américas (Souza et al. 2012). A espécie *Senna cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby é arbustiva, perene, apresenta inflorescências racemosas e flores com características morfológicas que às enquadram na síndrome de polinização por melitofilia (Souza et al. 2012). Especificamente, a polinização é dependente de um grupo de abelhas que apresentam comportamento de vibração das anteras para a coleta de pólen. As flores de *S. cana* duram cerca de três dias (Souza et al. 2012; Cotarelli & Almeida 2015), não possuem osmóforos, apresentam androceu composto por 10 ou mais estames e enantiostilia (Souza et al. 2012).

### *Delineamento amostral*

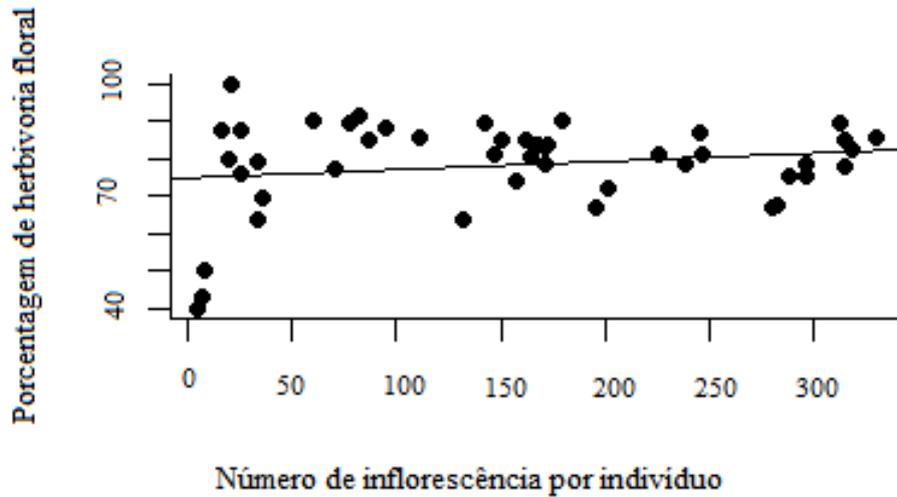
Foram selecionados aleatoriamente 46 indivíduos de *S. cana* em fase reprodutiva distribuídos na área de estudo. Para caracterizar o nível de adensamento, foi traçado uma circunferência com cinco metros de raio em torno de cada indivíduo amostrado. Foram contados todos os indivíduos de *S. cana* em fase reprodutiva incluídos nessas circunferências. O tamanho do agrupamento foi medido pelo número de indivíduos reprodutivos. Foram contadas todas as inflorescências em cada indivíduo amostrado. As inflorescências foram classificadas em herbivoradas (i.e. com qualquer tipo de injúria causada por herbívoros) ou sem herbivoria. Foi medida a porcentagem de florivoria de cada indivíduo como o percentual de inflorescências que apresentaram marcas de herbívoros. O levantamento foi realizado durante três dias entre 08:00 e 17:00 horas.

### *Análises estatísticas*

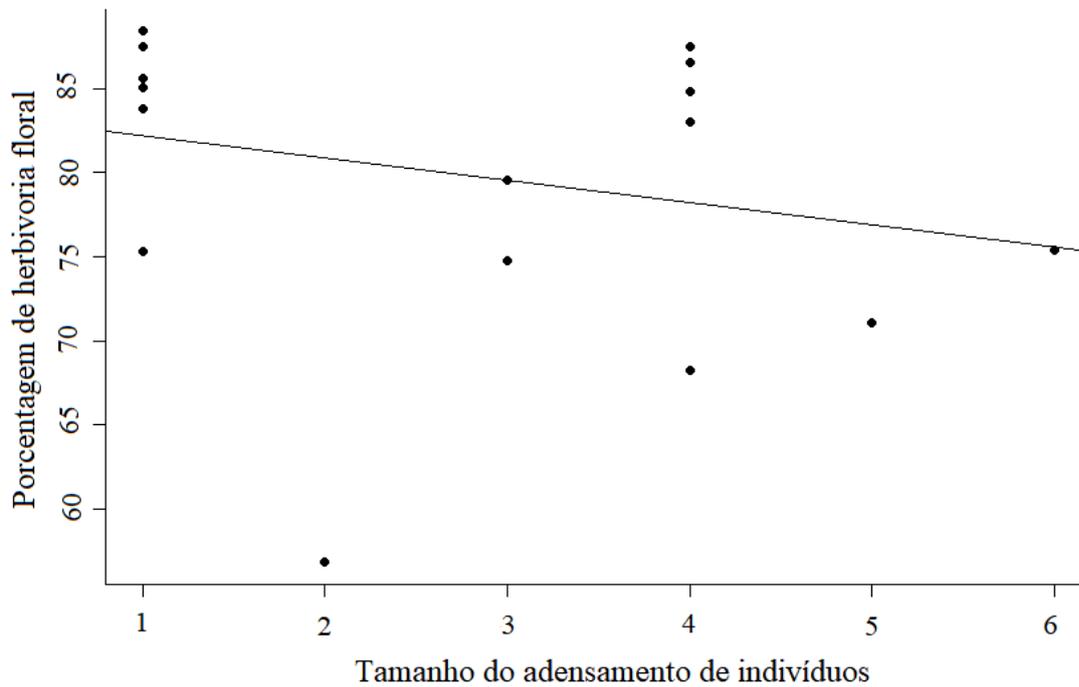
Para testar se o número de inflorescências por indivíduo afeta positivamente a porcentagem de herbivoria floral, representada pelo percentual de inflorescências com marcas de herbivoria, foi feita uma regressão linear simples. Para verificar se o aumento no número de indivíduos em período reprodutivo por adensamento afeta positivamente a taxa de herbivoria, foi feita uma regressão linear simples. As variáveis preditoras foram, respectivamente, o número de inflorescências por indivíduo e o número de indivíduos por adensamento, enquanto a variável resposta foi a porcentagem de herbivoria nos dois casos. Foi utilizada a função *lm* no software R Development Core Team (2018) para todas as análises.

## **RESULTADOS**

Foram observadas 7.117 inflorescências distribuídas em 46 indivíduos, sendo em média 154,8 inflorescências por indivíduo. No total, 80% das inflorescências observadas apresentaram algum tipo de dano floral. Analisando a herbivoria floral nos indivíduos, foram encontrados apenas dois indivíduos com menos de 50% das inflorescências danificadas por herbívoros (Apêndice 1). O número de inflorescências por indivíduo não induziu um aumento da porcentagem de herbivoria floral ( $F_{(1,44)} = 1,678$ ;  $R^2 = 0,03674$ ;  $p = 0,202$ ; Fig. 1). Em relação ao adensamento, o tamanho do agrupamento das plantas não influenciou a porcentagem de herbivoria floral ( $F_{(1,15)} = 1,086$ ;  $R^2 = 0,06753$ ;  $p = 0,3614$ ; Fig. 2).



**Figura 1.** Relação entre o número de inflorescências por indivíduo e a porcentagem de herbivoria floral na espécie *Senna cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.



**Figura 2.** Relação entre o tamanho do adensamento e a porcentagem de herbivoria floral em *Senna cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

O número de inflorescências por indivíduo e o adensamento dos indivíduos não afetaram a taxa de herbivoria floral em *S. cana*. Apesar de não variar com a distribuição espacial de inflorescências, a taxa de herbivoria floral de 80% observada neste trabalho é elevada. O aumento do número de inflorescências em um indivíduo visa aumentar o sucesso reprodutivo da planta pela atração de um maior número de visitantes florais (Moreira et al. 2019). Possibilitando, assim, que um grande número de inflorescências com danos provocados por herbívoros, permaneçam atrativas e sejam polinizadas de forma eficiente (Schiestl et al. 2014; Ramos & Schiestl 2019).

O aumento do adensamento de indivíduos em diversos trabalhos é mostrado como atrativo para herbívoros florais (Jones & Agrawal 2017; Garcia & Eubanks 2019; Moreira et al. 2019). Estudos de herbivoria floral com *S. cana* (Ness & Mart) H. S. Irwin & Barneby ainda são escassos (Gomes et al. 2006; Souza et al. 2012; Souza & Funch 2015). Cotarelli & Almeida (2015) fizeram trabalho semelhante com a espécie *Senna macranthera var. pudibunda* e não encontraram uma influência do adensamento na herbivoria. Apesar de não existir uma relação do número de inflorescências e tamanho do adensamento de indivíduos com a porcentagem de herbivoria, observou-se que os danos nas inflorescências foram elevados para todos os indivíduos, indicando que a espécie atrai muitos herbívoros florais. Além disso, a alta porcentagem de danos florais pode estar relacionada também com a idade da inflorescência (Souza et al. 2012). Por isso, trabalhos com herbivoria floral são realizados em períodos iniciais da antese (Teixido et al. 2011; Cotarelli & Almeida 2015). Diferente desses trabalhos o presente estudo não foi realizado no período inicial da antese das inflorescências, porém Cotarelli & Almeida (2015) que fizeram observações em períodos iniciais da antese, também encontraram altos índices de danos florais.

Considerando as descobertas desse estudo, conclui-se que não existe diferença de danos florais entre indivíduos de *S. cana* com pouca ou muita inflorescência, com baixo ou alto adensamento, ou seja, independente da sua disposição espacial, as inflorescências são danificadas igualmente e com uma elevada taxa de herbivoria. Devido ao ambiente xérico, com a baixa disponibilidade hídrica e conseqüente escassez de recurso, é possível que os herbívoros florais do

Parque Nacional do Catimbau sejam em sua maioria generalistas, por isso, não foi encontrado diferença na herbivoria floral da *S. cana*.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para realização do XII-ECCA, agradeço também à CAPES que possibilitou a minha participação no curso de mestrado e custeio da viagem. Agradeço aos colegas pelo apoio em campo e pelos momentos de descontração, aos docentes responsáveis pelo Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga e aos monitores que se responsabilizaram pela dinâmica do curso e pelos auxílios e ensinamentos ao longo desse período.

## REFERÊNCIAS

- Agren J. 2019. Pollinators, herbivores, and the evolution of floral traits. *Science* 364: 122–123.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.
- Cotarelli VM, Almeida NM. 2015. Florivory in *Senna macranthera* var. *pudibunda* (Benth.) H.S. Irwin & Barneby (Caesalpinioideae-Fabaceae). *Natureza on line* 13:45–49.
- Garcia LC, Eubanks MD. 2019. Overcompensation for insect herbivory: a review and meta-analysis of the evidence. *Ecology* 100:1–14.
- Gomes APDS, Rodal MJN, De Melo AL. 2006. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifólia da Chapada de São José, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 37–48.
- Ida TY, Takanashi K, Tamura M, Ozawa R, Nakashima Y, Ohgushi T. 2018. Defensive chemicals of neighboring plants limit visits of herbivorous insects: Associational resistance within a plant population. *Ecology and Evolution* 8: 12981–12990.
- Jones PL, Agrawal AA. 2017. Learning in Insect Pollinators and Herbivores. *Annual Review of Entomology* 62: 53–71.
- Llandres AL, Verdeny-Vilalta O, Jean J, Goebel FR, Seydi O, Brévault T. 2019. Cotton extrafloral nectaries as indirect defence against insect pests. *Basic and Applied Ecology* 37:24–34.

- McCall AC, Irwin RE. 2006. Florivory: The intersection of pollination and herbivory. *Ecology Letters* 9: 1351–1365.
- McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178–185.
- Moreira X, Castagneyrol B, Abdala-Roberts L, Traveset A. 2019. A meta-analysis of herbivore effects on plant attractiveness to pollinators. *Ecology* 100:1–8.
- Moura FBP, Silva JV. 2017. *Restauração na Caatinga*. 1st edn. Alagoas, Edufal.
- Ramos SE, Schiestl FP. 2019. Rapid plant evolution driven by the interaction of pollination and herbivory. *Science* 364: 193–196.
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>.
- Schiestl FP, Kirk H, Bigler L, Cozzolino S, Desurmont GA. 2014. Herbivory and floral signaling: Phenotypic plasticity and tradeoffs between reproduction and indirect defense. *New Phytologist* 203: 257–266.
- Souza IM, Coutinho K, Funch LS. 2012. Estratégias fenológicas de *Senna cana* (Nees & Mart.) H. S. Irwin & Barneby (Fabaceae: Caesalpinioideae) como mecanismo eficiente para atração de polinizadores. *Acta Botanica Brasilica* 26: 435–443.
- Souza IM, Funch LS. 2015. Fenologia e modos de polinização e dispersão de Fabaceae em floresta ciliar, Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil. *SITIENTIBUS série Ciências Biológicas* 15.
- Teixido AL, Méndez M, Valladares F. 2011. Flower size and longevity influence florivory in the large-flowered shrub *Cistus ladanifer*. *Acta Oecologica* 37: 418–421.

## APÊNDICE

**Apêndice 1.** Herbivoria em inflorescências de *Senna cana* (Leguminosae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Adensamento dos indivíduos, com indivíduos enumerados em forma contínua, o número total de inflorescência de cada indivíduo, número de inflorescências danificada de cada indivíduo (número total de inflorescência – inflorescências não danificadas= inflorescências danificadas) e a porcentagem de herbivoria floral por indivíduo (inflorescência herbivorada\*100/ total de inflorescências por indivíduo).

Adensamento	Número de Indivíduos	Total de inflorescências	Inflorescências danificadas	Porcentagem de herbivoria floral (%)
-------------	----------------------	--------------------------	-----------------------------	--------------------------------------

---

Ag1	1	16	14	87,5
Ag2	2	33	21	63,6
Ag2	3	8	4	50
Ag3	4	111	95	85,6
Ag4	5	25	22	88
Ag4	6	162	138	85,2
Ag4	7	330	284	86,1
Ag4	8	20	16	80
Ag5	9	95	84	88,4
Ag6	10	315	268	85,1
Ag7	11	282	191	67,7
Ag7	12	280	188	67,1
Ag7	13	164	132	80,5
Ag7	14	5	2	40
Ag7	15	21	21	100
Ag8	16	288	217	75,3
Ag9	17	201	145	72,1
Ag9	18	132	84	63,7
Ag9	19	296	224	75,7
Ag9	20	247	201	81,4
Ag9	21	226	183	81,0
Ag9	22	296	233	78,7
Ag10	23	315	245	77,8
Ag10	24	36	25	69,4
Ag10	25	70	54	77,1
Ag11	26	87	74	85,1
Ag12	27	245	213	86,9
Ag12	28	60	54	90
Ag12	29	179	162	90,5
Ag12	30	171	135	78,9
Ag13	31	171	142	83
Ag13	32	151	129	85,4
Ag13	33	147	119	80,9
Ag13	34	319	264	82,7

Ag14	35	173	145	83,8
Ag15	36	82	75	91,5
Ag15	37	77	69	89,6
Ag15	38	34	27	79,4
Ag15	39	313	280	89,5
Ag15	40	7	3	42,9
Ag15	41	157	116	73,9
Ag15	42	196	131	66,8
Ag15	43	142	127	89,4
Ag16	44	239	188	78,7
Ag16	45	168	141	83,9
Ag16	46	25	19	76

---

# A INFLUÊNCIA DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NO POTENCIAL ALELOPÁTICO DO *Croton tricolor* KLOTZSCH EX BAILL

Isabelle Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

## RESUMO

Alelopatia é considerada uma interferência natural pelo qual determinada planta produz substâncias que, quando liberadas no ambiente, podem prejudicar ou estimular o crescimento de outras. Essas substâncias possuem um papel importante na adaptação das plantas aos seus ambientes, aumentando sua probabilidade de sobrevivência. Diferentes condições do ambiente podem influenciar nos efeitos desses compostos, resultando em efeitos positivos ou negativos para o desenvolvimento. Com isso, esse trabalho teve como objetivo analisar o potencial alelopático do *Croton tricolor* em diferentes condições de habitat (perturbado e conservado). Utilizei sementes de alface para testar o potencial alelopático do *Croton*, fazendo um extrato bruto a partir das raízes de 4 indivíduos de cada habitat. Diluí o extrato com água para as seguintes concentrações: 0% (controle), 50% e 100% (extrato puro) e acompanhei a germinação e crescimento das raízes das sementes de alface. Constatei potencial alelopático dos indivíduos no habitat perturbado, apresentando um efeito inibitório no crescimento da raiz das sementes de alface em concentrações a partir de 50%. Os indivíduos de habitat conservado apresentaram efeito inibitório apenas com a concentração de 100%. Sugerimos que as condições ambientais de fato influenciam no desenvolvimento da planta e em sua capacidade competitiva para se estabelecer. Esse estudo auxilia na construção teórica e prática na explicação do sucesso de algumas plantas que aparentam se beneficiar em cenários de perturbação antrópica, como o *Croton tricolor*, que já é considerada uma espécie vencedora e dominante na Caatinga. Entender os fatores que influenciam seu sucesso, bem como seu efeito no sistema e no estabelecimento de espécies vizinhas, pode explicar a sua influência na estruturação da comunidade.

**PALAVRAS CHAVE:** Alelopatia, Caatinga, Condições ambientais, Euphorbiaceae, Perturbação antrópica

## INTRODUÇÃO

A alelopatia foi definida por Rice (1984) como o efeito de uma planta no crescimento de outra planta através da liberação de compostos químicos no meio ambiente, podendo esse efeito ser negativo ou positivo. Ao contrário do senso comum, alelopatia não só promove ação inibidora: Cruz et al. (2000) afirmam que o efeito alelopático também pode estimular a germinação. Os compostos químicos liberados no processo de alelopatia são moléculas conhecidas como metabólitos secundários, com um papel importante na adaptação das plantas aos ambientes, contribuindo para que elas possam aumentar sua probabilidade de sobrevivência (Berenbaum 1995; Kaur et al. 2002). Metabólitos secundários, com atuação alelopática, podem apresentar mecanismos de ação indiretos e diretos. Os efeitos indiretos incluem alterações nas propriedades e estado nutricional do solo, bem como nas populações e/ou atividades de microrganismos, enquanto os efeitos diretos incluem alterações no metabolismo vegetal, podendo afetar as características citológicas, fitormônios, membranas, germinação, absorção mineral, respiração, atividade enzimática, divisão celular, entre outros processos (Rice, 1984; Áquila, 2005).

As plantas têm capacidade de produzir aleloquímicos em todos os seus órgãos, mas a concentração nos tecidos depende da energia que a planta investe nesse processo que pode ser acionado por algum tipo de ataque dos inimigos naturais. A concentração e o efeito dos aleloquímicos no ambiente pode ser influenciado por fatores abióticos como solo, temperatura e umidade (Chung e Miller, 1995). Alterações no ambiente causadas pelo homem conhecidas como perturbações antrópicas modificam populações biológicas e tornaram-se uma das ameaças mais importantes à persistência da biodiversidade global (Peres 2010). Essas atividades que envolvem retirada da biomassa vegetal causam o aumento da temperatura no solo pela falta de cobertura vegetal, conseqüentemente influenciando os nutrientes e microrganismos importantes para plantas (Mazor et al.1996; Belnap 2003; Bowker et al. 2005; Serpe 2006; Deines 2007).

Tais atividades interferem no *fitness* da planta, conseqüentemente alterando diretamente sua produção de aleloquímicos responsáveis pelo potencial alelopático. Ainda, a concentração de aleloquímicos liberada pela planta será influenciada também pelas condições do solo: uma maior temperatura no solo aumentará a

evaporação de água e os aleloquímicos presentes terão uma menor diluição, intensificando assim o efeito alelopático (Mahall & Callaway 1992; Wu et al. 2000; Inderjit & Weston 2003). Desta forma, as mudanças causadas por essas ações antrópicas podem influenciar o potencial alelopático das plantas e, por conseguinte, a comunidade vegetal.

Em um cenário como a Caatinga, um sistema exposto às perturbações antrópicas constantes por suportar populações humanas densas e de baixa renda que dependem de seus recursos naturais para sua subsistência (Tabarelli, 2018), essas alterações nos ambientes modificam a estruturação das comunidades vegetais. Entender como as plantas influenciam a persistência de outras através da alelopatia representa um grande avanço na ecologia para a compreensão do estabelecimento e dominância de plantas vencedoras no contexto de paisagens modificadas pelo homem. Desta forma, esse trabalho teve como objetivo analisar o potencial alelopático da espécie *Croton tricolor* Klotzsch ex Baill. (Euphorbiaceae) em diferentes condições de habitat na Caatinga com intuito de entender os mecanismos pelos quais tais espécies conseguem aumentar sua abundância em situações adversas. Para isso, segui a predição de que o efeito inibitório é mais forte: (1) em áreas perturbadas, quando comparadas a áreas conservadas, e (2) com maiores concentrações de extratos alelopático (i.e. a partir de 50%) em áreas mais perturbadas. Parto da hipótese de que o efeito alelopático inibitório desta espécie pode ser acentuado em ambientes sujeitos a perturbações antrópicas crônicas.

## **METODOLOGIA**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00 " e 8°36'35 " S; 37°0'30 " e 37°1'40 " W), uma área de 607 km<sup>2</sup> localizada no estado de Pernambuco, Brasil. O clima é semiárido, com temperatura anual média de 23°C, e precipitação média anual variando de 480 a 1100 mm, concentrada entre março e julho, mas com variação anual (Sociedade Nordestina de Ecologia 2002). Solos arenosos profundos são predominantes no Parque (areias quartzíticas, 70% da área), mas os planossolos e os litossolos também estão presentes (15% cada um; Sociedade Nordestina de

Ecologia, 2002). A vegetação é conhecida como caatinga, um mosaico de floresta tropical sazonalmente seca e matagal de espinho (*sensu* Pennington et al. 2009), cobrindo uma área de 850.000 km<sup>2</sup> no nordeste do Brasil (Santos et al. 2011). Famílias dominantes de plantas lenhosas são Fabaceae, Euphorbiaceae e Boraginaceae, e a camada do solo é dominada por Cactaceae, Bromeliaceae, Malvaceae, Asteraceae e Fabaceae (Rito et al. 2017).

### *Espécie-alvo*

Várias espécies do gênero *Croton* (Euphorbiaceae) são amplamente distribuídas no nordeste do Brasil. O *Croton tricolor* é conhecido popularmente como 'marmeleiro prateado', uma vez que a face abaxial das suas folhas é prateada (Aguiar et al. 2012). Seus componentes químicos são muito utilizados para estudos com fins medicinais (de França Neto 2012) e trabalhos mostram que essa espécie possui forte potencial alelopático (Kremer 2016). Um importante motivo que influenciou a escolha dessa espécie para o estudo deriva da mesma ser endêmica, nativa e dominante na Caatinga. Ainda, é considerada vencedora (i.e. “winner species”), pois é vista proliferando bem em áreas com diferentes níveis de perturbação. Logo, é interessante entender os motivos que estão influenciando tal sucesso, podendo ser a alelopatia uma vantagem competitiva.

### *Desenho experimental*

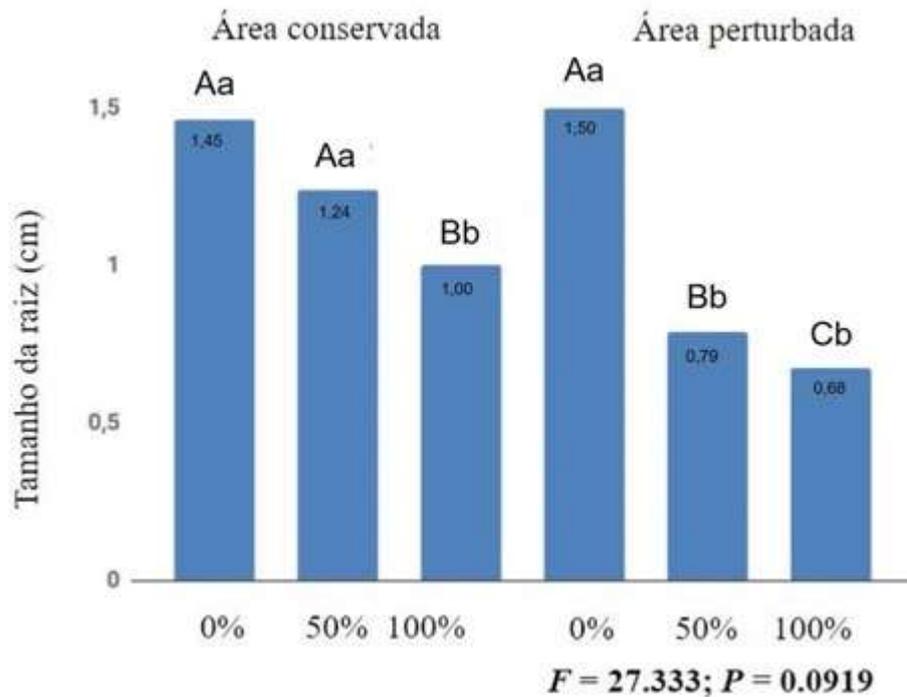
As raízes de 8 indivíduos de *C. tricolor* foram coletadas, sendo 4 em uma área conservada e 4 em área perturbada. As raízes foram lavadas, secadas e trituradas para obter o extrato bruto diluído com água para chegar nas seguintes concentrações: 0% (controle), 50% e 100% (Maguire 1962). O mesmo procedimento foi utilizado nas duas áreas. As sementes da espécie *Lactuca sativa* L. (alface) foram utilizadas para testar o potencial alelopático do *C. tricolor*. O motivo da escolha dessa espécie (alface) partiu do fato de ser considerada comum em estudos como plantas indicadoras de atividade alelopática por apresentar germinação rápida e uniforme e um grau de sensibilidade que permite expressar os efeitos alelopáticos sob baixas concentrações destas substâncias (Gabor & Veatch 1981; Ferreira & Áquila 2000).

Em placas de petri forradas com papel filtro (n=24), foram colocadas 30 sementes de *L. sativa* em cada referente às concentrações citadas, com 4 repetições

por concentração, repetindo o mesmo procedimento para as duas áreas (número de sementes=370). Observações foram feitas a cada 24 horas durante dois dias, onde contabilizou-se as sementes germinadas e mediu-se o tamanho da radícula de cada semente com o auxílio de um paquímetro. Os dados foram testados utilizando uma análise de variância (ANOVA) de dois fatores. Sendo a variável explicativa o tamanho da raiz das sementes de alface, diferindo com relação a diferentes concentrações do extrato alelopático do *C. tricolor* em ambiente perturbado e conservado.

## RESULTADOS

Foram contabilizados um total de 720 raízes, sendo 360 para cada área; todas as sementes germinaram. Entretanto, houve diferença no tamanho da raiz das sementes de alface quando submetidas as diferentes concentrações 50% e 100% de extrato alelopático. Na área conservada, houve uma média no crescimento da raiz de 147% no controle, seguido de 135% na concentração com metade do extrato e 100% na concentração absoluta de extrato e na área perturbada notificamos uma média no tamanho de 150%, 79% e 68% respectivamente. Sugerindo que algumas se desenvolveram mais rápidos que outras, sendo o maior tamanho na concentração controle (sem extrato). A partir do extrato de concentração a 50% já é possível observar uma influência negativa no crescimento das raízes (Fig. 1), mostrando que existe potencial alelopático negativo do *C. tricolor* para a *L. sativa*.



**Figura 1.** Tamanho das raízes de alface (*Lactuca sativa*) submetidas a diferentes concentrações de extrato feito a partir das raízes de *Croton argyrophylloides* coletado em diferentes áreas (i.e., Conservada e perturbada) no Parque Nacional do Vale do Catimbau, PE-Br. Letras maiúsculas simbolizam diferenças no tamanho da raiz entre as áreas perturbada e conservada; letras minúsculas simbolizam diferenças entre as concentrações de extrato 0%, 50%, 100%).

A área de origem dos indivíduos coletados também influenciou seu potencial alelopático, como podemos observar o gráfico (fig. 1). Indivíduos coletados nas áreas perturbadas apresentaram um potencial alelopático negativo com efeito mais intenso do que na área conservada.

## DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que a espécie *C. tricolor* apresenta efeito alelopático inibitório em suas raízes; que diferentes concentrações de extratos potencializam este efeito e que indivíduos em ambientes submetidos a perturbações antrópicas possuem maior efeito alelopático, corroborando as hipóteses levantadas. Estes resultados contribuem no entendimento dos mecanismos pelos quais esta espécie consegue se

beneficiar em ambientes perturbados e pode ser considerada uma “espécie vencedora” neste contexto (Osmond, 1987).

O fato de a espécie possuir este conjunto de características (i.e. alta dominância, estratégias para resistir à altas luminosidade e temperatura, capacidade de inibir o crescimento de outras ao seu redor) a fazem uma ótima competidora. Isso pode ter implicações diretas na composição das comunidades e interações com outras plantas, fazendo com que resulte em exclusão competitiva e que a espécie consiga continuar aumentando sua abundância em diferentes cenários, especialmente nos de baixa disponibilidade de recursos (Begon et al. 1996).

Embora haja informação na literatura sobre um potencial alelopático inibitório para a espécie (Souza 2017), a influência de condições ambientais e perturbações neste efeito é algo pouco explorado. As perturbações antrópicas têm aumentado exponencialmente em áreas vulneráveis como a Caatinga, causando alterações no habitat e as espécies que se adaptam a essas mudanças podem intensificar suas estratégias de sobrevivência e estabelecimento. Ainda, são necessários estudos mais aprofundados para entender como espécies vencedoras respondem às pressões exercidas pela perturbação e sua influência na estruturação das comunidades.

Em resumo, há uma grande quantidade de evidências de que as interações planta-planta podem ir muito além competição direta por recursos compartilhados como luz, água, nutrientes e espaço. A alelopatia pode ser considerada uma importante característica funcional para garantir a dominância da espécie *Croton tricolor*, sendo necessários estudos futuros para explorar esta habilidade em outras espécies submetidas a perturbações antrópicas.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de deixar meus sinceros agradecimentos à organização do ECCA o curso de campo realizado no Parque Nacional do Catimbau tornou esse trabalho possível. Agradeço aos monitores do curso Silvia, Renato e Haymée que deram total suporte aos alunos, sendo bastante atenciosos e pacientes. Agradeço aos professores Marcelo, Inara, Victor e Fernanda, os quais estiveram ao nosso lado

compartilhando conhecimentos enriquecedores para nossa formação acadêmica e pessoal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar LA, Porto RS, Lahlou S, et al. 2012. Antispasmodic effects of a new kaurene diterpene isolated from *Croton argyrophyloides* on rat airway smooth muscle. *Journal of Pharmacy and Pharmacology* 64: 1155-1164.

Aquila MEA. 2000. Efeito alelopático de *Ilex paraguariensis* a. St.-hil. Na germinação e crescimento inicial de *Lactuca sativa* L. *Iheringia (série botânica)* 53: 51-66.

Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Oxford, Blackwell.

Beiguelman B. 2002. *Curso prático de bioestatística*. 5th edn. Ribeirão Preto, Funpec.

Belnap J. 2003. Biological soil crusts in deserts: a short review of their role in soil fertility, stabilization, and water relations. *Algological studies* 109(1): 113-126.

Belnap J, Lange OL. 2003. *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Berlin, Springer-verlag.

Berenbaum MR. 1995. Turnabout is fair play: secondary roles for primary compounds. *J Chem Ecol* 21: 925–94.

Bowker MA, Belnap J, Davidson DW, Phillips SL. 2005. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: importance to arid-lands restoration. *Ecological applications* 15(6): 1941-1951.

Chon SU. 2004. Allelopathic and autotoxic effects of alfalfa plant and soil extracts. *Korean journal of crop science* 49(1): 7-11.

Chung IM, Miller DA. 1995. Effect of alfalfa plant and soil extracts on germination and growth of alfalfa. *Agronomy journal* 87(4): 762-767.

Chung IM, Ahn LK, Yun SJ. 2001. Assesment of allelopathic potential of barnyard grass (*Echinochloa crus-gall*) on rice (*Oriza sativa* L.) Cultivars. *Crop protection, Pullman* 20(10): 921-928.

Coelho MFB, Maia SSS, Oliveira AK, Diógenes FEP. 2011. Allelopathic activity of juazeiro seed extract. *Horticultura brasileira* 29(1): 108-111.

Cruz MES, Nozaki MH, Batista MA. 2000. Plantas Medicinais: Plantas medicinais e alelopatia. *Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento* 15: 28-34.

- De França-neto A, Cardoso-Teixeira AC, Medeiros TC, et al. 2012. Essential oil of *Croton argyrophylloides*: toxicological aspects and vasorelaxant activity in rats. *Natural product communications* 7(10): 1934578X1200701040.
- De Lima BG, Torres SB. 2009. Estresses hídrico e salino na germinação de sementes de *Zizyphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae). *Revista caatinga* 22(4): 93-99.
- Deines L, Rosentreter R, Eldridge DJ, Serpe MD. 2007. Germination and seedling establishment of two annual grasses on lichen-dominated biological soil crusts. *Plant and soil* 295(1-2): 23-35.
- Duke SO, Inderjit N. 2003. Ecophysiological aspects of allelopathy. *Planta* 217(4): 529-539.
- Ferreira AG, Áquila MEA. 2000. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. *Revista brasileira de fisiologia vegetal* 12: 175-204.
- Fumagali E, Gonçalves RAC, Machado MFPS, Vidoti GJ, Oliveira AJB. 2008. Produção de metabólitos secundários em cultura de células e tecidos de plantas: o exemplo dos gêneros *tabernaemontana* e *aspidosperma*. *Revista brasileira de farmacognosia* 18(4): 627-641.
- Gabor WE, Yeatch C. 1981. Isolation of a phytotoxin from quackgrass (*Agropyron repens*) rhizomes. *Weed Science* 29(2): 155-159.
- Inderjit N. 2003. Bioassays and field studies for allelopathy in terrestrial plants: progress and problems. *Crit rev plant sci* 22:221–238.
- Inderjit W. 2003. Root exudates: an overview. In: De Kroon H, Visser EWJ (eds.) *Root ecology*. Berlin, Springer. p. 235–255.
- Kaur H, Inderjit, Keating KI. 2002. Do allelochemicals operate independent of substratum factors? In: Inderjit, Mallik AU (eds.) *Chemical ecology of plants: allelopathy in aquatic and terrestrial ecosystems*. Birkhäuser, Basel. p. 99–107.
- Kremer TCB, Yamashita OM, Felito RA, Ferreira ACT, Araujo CF. 2016. Atividade alelopática de extrato aquoso de *Croton glandulosus* L. na germinação e no desenvolvimento inicial de alface. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde* 14(1): 890-898.
- Maguire JD. 1962. Speed of germination—aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor 1. *Crop science* 2(2): 176-177.
- Mahall BR, Callaway RM. 1992. Root communication mechanisms and intracommunity distributions of two mojave desert shrubs. *Ecology* 73:2145–2151.
- Mazor G, Kidron GJ, Vonshak A, Abeliovich A. 1996. The role of cyanobacterial exopolysaccharides in structuring desert microbial crusts. *Fems microbiology ecology* 21(2): 121-130.

- MonteFJQ, Dantas EMG, Braz FR. 1988. New diterpenoids from croton argyrophyloides. *Phytochemistry* 27(10): 3209-3212.
- Osmond CB, Austin MP, Berry JA, et al. 1987. Stress physiology and the distribution of plants. *Bioscience* 37(1) 38-48.
- Pennington RT, Prado DE, PendryCA. 1984. Neotropical Seasonally Dry Forests and Quaternary Vegetation Changes. *Journal of Biogeography* 27(2): 261-273.
- Rice EI. 1984. Allelopathy. New York, Academic.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Santos DM, Silva KA, Santos JMFF, Lopes CGR, Pimentel RMM, Araújo EL. 2010. Variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) Pernambuco. *Revista de Geografia* 27(1): 234-253.
- Serpe MD, Orm JM, Barkes T, Rosentreter R. 2006. Germination and seed water status of four grasses on moss-dominated biological soil crusts from arid lands. *Plant ecology* 185(1): 163-178.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto "Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE.
- Souza GS, Bonilla OH, Chaves BE, Lucena EMP, Silva CS. 2017. Potencial alelopático de seis espécies do gênero croton I. Na germinação de alface e tomate. *Iheringia. Série botânica* 72(2): 155-160.
- Souza Filho APS, Alves SM. 2002. Alelopatia: princípios básicos e aspectos gerais. Belém, Embrapa amazônia oriental.
- Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Da Silva JMC. 2018. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. *Ciência e cultura* 70(4): 25-29.
- Wandscheer ACD, Pastorini IH. 2008. Interferência alelopática de raphanus raphanistrum I. Sobre a germinação de lactuca sativa I. E solanum lycopersicon I. *Ciência rural, santa maria* 38(4): 949-953.
- Wandscheer ACD, Borella J, Bonatti LC, Pastorini LH. 2011. Allelopathic activity of Hovenia dulcis Thunb.(Rhamnaceae) leaves and pseudofruits on the germination of Lactuca sativa L.(Asteraceae). *Acta Botanica Brasilica* 25(1): 25-30.
- Wu H, Haig T, Pratley J, Lemerle D, An M. 2000. Distribution and exudation of allelochemicals in wheat, *Triticum aestivum*. *J chem ecol* 26: 2141–2154.



# A INFLUÊNCIA DE *Syagrus coronata* (MARTIUS) BECCARI NO BANCO DE SEMENTES E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS

Isadora Schulze-Albuquerque <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

## RESUMO

Em áreas antropizadas, a diminuição do recrutamento de sementes pode causar perda da biodiversidade em diversos níveis. No entanto, espécies consideradas forófitos possuem estruturas que proporcionam um microhabitat favorável à associação entre plantas e animais, podendo favorecer a chuva de sementes, a germinação de plântulas, aumentando a probabilidade de regeneração florestal, e assim melhorando a qualidade ambiental. Desta forma, o objetivo do trabalho foi entender como *Syagrus coronata* (licuri) afeta o número, riqueza de sementes e recrutamento de plântulas. Para isso, realizei o estudo no PARNA Catimbau e utilizei dez indivíduos de licuri e dez indivíduos como controle pareado, distantes entre si em até 10m. Para cada indivíduo lancei aleatoriamente um plot (20cm x 20cm x 5cm) sob a copa de cada indivíduo, coletei e peneirei todo o solo para contabilizar o número de morfoespécies de sementes. Também contabilizei em um raio de 1m, a partir do caule, plântulas de árvores lenhosas acima de 50cm. Ao todo, encontrei 317 sementes, contendo 48 morfoespécies, assim como 163 plântulas. Em relação ao número de sementes não houve diferença significativa entre os tratamentos, porém em relação à riqueza de morfoespécies de sementes e número de plântulas houve diferença significativa. Sendo assim, é provável que devido ao tamanho e formato da copa serem semelhantes, a mesma quantidade de sementes é depositada no solo, porém, a riqueza de morfoespécies de sementes é maior sob da copa do licuri, por ser considerado um forófito, e assim, existir maior quantidade de interações planta-animal, incluindo dispersores de sementes, que podem estar auxiliando na incrementação do banco de sementes. Estas plantas também proporcionam um micro-habitat favorável à germinação, logo o número de plântulas é maior sob o licuri. Em conclusão, o licuri pode influenciar positivamente no banco de sementes e recrutamento de plântulas.

**Palavras-chave:** Chuva de sementes, forófito, licuri, riqueza de sementes

## INTRODUÇÃO

Em paisagens degradadas, a diminuição do recrutamento de sementes pode comprometer a sucessão ecológica e causar perda de biodiversidade (Mikich e Possette, 2007). A regeneração dessas paisagens depende, principalmente, da 1) chegada de propágulos, que são transportados por meios abióticos (vento, chuva, mecanismos explosivos intrínsecos e gravidade) ou biótico (aves, morcegos e mamíferos), assim como da 2) chuva de sementes, na qual é o conjunto de sementes dispersa por estes meios e responsável pela formação do banco de sementes, reservatório viável de sementes em uma determinada área de solo (Espíndola et al., 2003).

Uma das formas de iniciar ou acelerar a regeneração inclui o efeito de poleiros naturais, árvores remanescentes com algum atrativo para a fauna, especialmente aves e morcegos, como frutos carnosos, material para ninho e local de descanso (Kriek et al., 2008; Dias et al., 2014; Mikich e Possette, 2007). Geralmente ocorrem em áreas abertas ou em sucessão primária, aumentando a probabilidade da chegada de propágulos oriundos de estágios de florestas mais avançados (Kriek et al., 2008).

Forófitos são árvores que além de servirem como poleiros naturais, também proporcionam um micro-habitat a partir de estruturas vegetais que são capazes de armazenar água e matéria orgânica, favorecendo a germinação de sementes e recrutamento de plântulas de epífitas, servindo também como suporte para epífitas (Castro et al., 2016). Por sua vez, as plantas epífitas contribuem significativamente na manutenção de ecossistemas, aumentando a diversidade de espécies e fornecendo recursos como pólen, néctar, frutos e água para diversos organismos (Oliveira et al., 2015; Castro et al., 2016), além de fornecer abrigo e local de reprodução para algumas espécies de animais (Castro et al., 2016). Tais interações podem incrementar o banco de sementes, uma vez que animais dispersores de sementes utilizam o forófito para consumir recursos, e acabam por depositar outras sementes no solo abaixo da copa através da defecação ou regurgitação, proporcionando uma melhora significativa na qualidade do habitat e aumento da probabilidade de ocupação destes ambientes por outras espécies (Kriek et al., 2008).

Com isso, o objetivo do trabalho foi entender como *Syagrus coronata* (licuri) afeta o número e riqueza de sementes no banco de sementes, bem como o recrutamento de plântulas. Minha pergunta foi o licuri acresce o número e riqueza de sementes, assim como o recrutamento de plântulas? Minha hipótese é que por ser considerado um forófito, a presença de *Syagrus coronata* favorece a quantidade e riqueza de sementes, assim como de plântulas, assim a predição é que o número e riqueza de sementes, assim como o número de plântulas será maior sob a copa do licuri em relação ao controle pareado.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Local de estudo*

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau, que possui uma área de 62.300ha distribuídos entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, agreste de Pernambuco, Nordeste do Brasil (8°24'00" e 8°36'35"S e 37°09'30" e 37°14'40"O) (Athiê-Souza et al., 2019). De acordo com a classificação de Köppen, esta área apresenta um clima tipo BShs, com transição para o tropical chuvoso do tipo As, com temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual varia entre 480 mm a 1.100 mm (Athiê-Souza et al. 2019). O parque possui vegetação do tipo mosaico, que inclui savana rochosa, florestas de terras altas, vegetação perene de sub-arbusto, savanas neotropicais, caatinga de terras secas e refúgios de vegetação (Athiê-Souza et al., 2019), com solos predominantemente do tipo Neossolos e Latossolos (Freire, 2015).

### *Espécie estudada*

*Syagrus coronata* (Martius) Beccari, conhecido popularmente por licuri, pertence à família Araceae, subfamília Arecoideae, esta possui 115 gêneros e 1500 espécies (Crepaldi et al., 2001; Drumond, 2007). Esta palmeira nativa ocorre predominantemente em regiões secas e áridas do bioma Caatinga, e abrange Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas (Crepaldi et al., 2001; Drumond, 2007; Oliveira et al., 2015; Barbosa et al., 2020). Possui caule solitário do tipo estipe, ereto com 15cm a 25cm de diâmetro, com altura variando de 6m a 10m, as folhas pinadas

possuem cerca de 2m a 3m e são distribuídas em espiral ao longo do caule com bainha persistente (Crepaldi et al., 2001; Drumond, 2007; Oliveira et al., 2015). Flores e frutos estão disponíveis o ano inteiro e os frutos exibem coloração variando entre amarelo claro e laranja (Barbosa et al., 2020).

### *Desenho experimental*

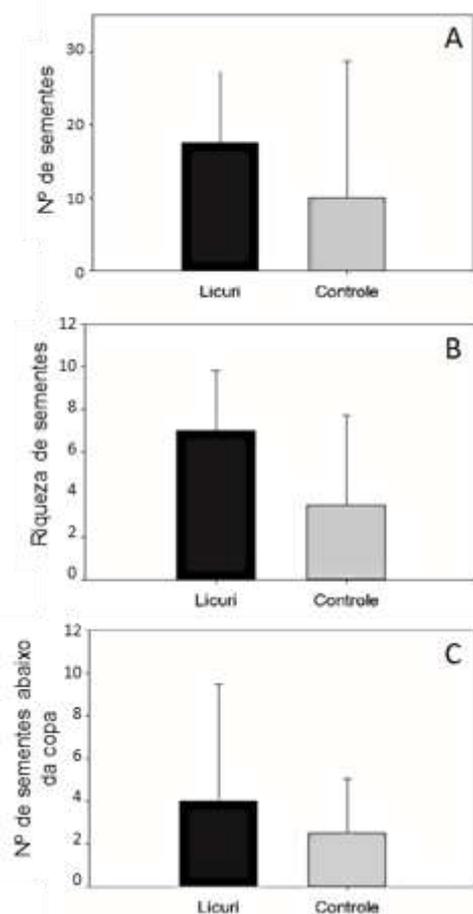
A fim de saber a influência de *S. coronata* no banco de sementes, selecionei dez indivíduos de licuri, bem como dez indivíduos de espécies com altura e tamanho da copa semelhantes ao licuri definidos como controle pareado, distantes entre si em até 10m. Para cada indivíduo lancei aleatoriamente um plot (20cm x 20cm x 5cm) abaixo da copa, e coletei e peneirei todo o solo, também contabilizei o número e riqueza de morfoespécies de sementes. A fim de saber a influência de *S. coronata* no recrutamento de plântulas, contabilizei a quantidade de plântulas lenhosas com altura menor que 50cm em um raio de 1m a partir do caule do licuri e do controle.

### *Testes estatísticos*

As variáveis dependentes são o número de sementes, riqueza de sementes e número de plântulas, enquanto as variáveis independentes são o *Syagrus coronata* e o controle. Para testar as hipóteses propostas neste estudo utilizei modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Poisson e para corrigir a sobredispersão dos dados utilizei Quasipoisson. Para saber qual o grau de liberdade, utilizei um teste ANOVA no software R 3.5.0.

## **RESULTADOS**

Ao total, contabilizei 317 sementes, 48 morfoespécies e 163 plântulas. Em relação ao número de sementes, não houve diferença significativa entre os tratamentos ( $T= 0,80$ ;  $P= 0,43$ ;  $GL= 1,18$ ), oposto aos achados da riqueza de morfoespécies de sementes ( $T= 1,93$ ;  $P< 0,05$ ;  $GL= 1,18$ ), assim como o número de plântulas ( $T= 3,92$ ;  $P= 0$ ;  $GL= 1,38$ ) (Fig.1).



**Figura 1.** Número de sementes (A), riqueza de morfoespécies de sementes (B) e número de plântulas com altura menor que 50 cm (C) encontrados abaixo da copa de *Syagrus coronata* (licuri) e do controle no PARNA Catimbau, Buíque, Pernambuco.

## DISCUSSÃO

A hipótese de que o licuri favorece a quantidade e riqueza de sementes, assim como de plântulas foi parcialmente corroborada. Isto provavelmente ocorreu pois o número de sementes sob a copa de *S. coronata* foi o mesmo que sob a copa do controle, por outro lado, a riqueza de sementes e número de plântulas foi maior sob a copa do licuri.

Assim como encontrei grande quantidade de sementes e morfoespécies sob a copa de *Syagrus coronata*, Kriek et al. (2008) também registraram para outro forófito, *Ficus cestriifolia*, 3.615 sementes, dentre estas, 50 morfoespécies de sementes. O número de sementes depositados no solo abaixo da copa de *Syagrus coronata* e do

controle foram iguais, provavelmente devido ao tamanho e formato da copa serem semelhantes, e assim, servirem como uma barreira física no transporte abiótico de sementes, retendo a mesma quantidade de sementes (Slocum, 2001). Porém, a riqueza de morfoespécies de sementes é maior abaixo da copa do licuri, isso pode ser explicado pelo fato do licuri ser considerado um forófito, e assim, existir maior quantidade de interações com outras plantas epífitas, aumentando a atração de animais dispersores de sementes e que utilizam os recursos proporcionados por *Syagrus coronata*, incrementando o banco de sementes (Oliveira et al., 2015; Castro et al., 2016; Kriek et al., 2008). A quantidade de plântulas é maior sob a copa do licuri, uma vez que os forófitos proporcionam um micro-habitat com temperatura mais baixas e maior umidade, que os tornam favorável à germinação (Castro et al., 2016). Sendo assim, *Syagrus coronata* apresenta a capacidade de propiciar uma melhora nas condições ambientais, aumentando as interações com outras plantas e animais, incrementando o banco de sementes e a probabilidade de outras espécies ocuparem este ambiente.

Sendo assim, *Syagrus coronata* pode influenciar positivamente no banco de sementes e recrutamento de plântulas, uma vez que este proporciona um micro-habitat favorável ao recrutamento de plântulas, aumentando a interação com outras plantas epífitas e animais que os utilizam para descansar e se alimentar, incrementando o banco de sementes.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à UFPE e ao PPGBV por realizarem o XII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, ao CNPQ e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do XII ECCA. Agradeço aos colegas pelo apoio em campo, especialmente à Bruno Rodrigues e Diego Centeno-Alvarado, bem como os monitores e aos docentes Prof<sup>a</sup> Inara Leal, Prof<sup>o</sup> Marcelo Tabarelli, especialmente ao Prof<sup>o</sup> Victor Arroyo-Rodriguez, responsáveis pelo XII ECCA.

## **REFERÊNCIAS**

- Athiê-Souza SM, Melo JIM, Silva LP, et al. 2018. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* 19: 1–27.
- Barbosa CM, Maia ACD, Martel C, et al. 2020. Reproductive biology of *Syagrus coronata* (Arecaceae): sex-biased insect visitation and the unusual case of scent emission by peduncular bracts. *Plant Biology*.
- Castro RA, Fabricante JR, Siqueira Filho JA. 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (mart.) beec. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na caatinga1. *Revista Árvore* 40:1–12.
- Crepaldi IC, Almeida-Muradian LB, Rios MDG, Penteado MVC, Salatino A. 2001. Composição nutricional do fruto de licuri (*Syagrus coronata* (Martius) Beccari). *Revista Brasileira de Botânica* 24:155–159.
- Dias CR, Umetsu F, Breier TB. 2014. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. *Ciência Florestal* 24: 501–507.
- Drumond MA. 2007. Licuri *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. Embrapa Semiárido- Documentos (INFOTECA-E).
- Espíndola MB, Vieira NK, Reis A, Hmeljevski KV. 2003. Poleiros artificiais: formas e funções. <http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/trabalhos.htm>. 01 Jun. 2019.
- Mikich SB, Possete RFS. 2007. Análise quantitativa da chuva de sementes sob poleiros naturais e artificiais em Floresta Ombrófila Mista. *Pesquisa Florestal Brasileira* 55:103.
- Moura DC, Silva JB, Moura ASS, Freire NCF. 2015. Mapeamento e análise espectro-temporal das unidades de conservação de proteção integral da administração federal no bioma Caatinga. Recife, Fundação Joaquim Nabuco.
- Kriek CA, Fink D, Zimmermann CE. 2008. *Ficus cestrifolia* (Moraceae) como poleiro natural: uma estratégia em projetos de restauração de áreas degradadas. *Natureza & Conservação* 6: 46–55.
- Oliveira UR, Santo FSE, Alvarez IA. 2015. Comunidade epifítica de *Syagrus coronata* (mart.) Becc.(Arecaceae) em áreas de pastagens na Caatinga, Bahia. *Revista Caatinga* 28: 84–91.
- Slocum MG. 2001. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology* 82: 2547–2559

## QUANTIDADE OU QUALIDADE: O QUE DETERMINA O NÚMERO DE ESPÉCIES EM UM AMBIENTE FRAGMENTADO DA CAATINGA?

Lucas Alencar<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

### RESUMO

Diversos fatores influenciam o número de espécies vegetais que ocorrem em um determinado habitat. Entre os fatores mais investigados estão a quantidade e a qualidade do habitat disponível para as espécies e como suas importâncias relativas variam entre ambientes. O objetivo deste trabalho foi identificar se a qualidade ou a quantidade do habitat é mais importante para determinar o número de espécies vegetais em ambientes fragmentados. Para isto, estudei um ambiente naturalmente fragmentado da Caatinga composto por fragmentos de habitat (manchas focais de areia) imersas em uma matriz inóspita (rocha exposta). Em cada mancha focal (n=10), contei o número total de espécies. Medí a área da mancha focal e a área de habitat disponível em um raio de seis metros ao redor desta mancha como medidas de quantidade de habitat disponível. Como medida de qualidade do habitat, utilizei o peso úmido da serapilheira e a profundidade do solo de cada mancha focal. Realizei uma regressão múltipla para construir um modelo global e também construí modelos lineares simples para cada uma das variáveis independentes. O modelo global e os individuais indicaram que a área de mancha focal é o principal fator que explica o número de espécies em cada mancha. Os resultados também mostraram que a área de habitat na paisagem, o isolamento, e o peso da serapilheira não apresentaram relação significativa com o número de espécies. No entanto, no modelo individual, a profundidade do solo apresentou uma relação significativa com o número de espécies. Sendo assim, tanto a quantidade como a qualidade do habitat são fatores igualmente importantes para determinar o número de espécies nesse ambiente. Portanto, faz-se necessário avaliar características ambientais em todos os estudos de ambientes fragmentados para um entendimento mais completo do que influencia a diversidade de espécies.

**Palavras-chave:** Biogeografia de ilhas; teoria de nicho; regressão múltipla; regressão *piecewise*.

## INTRODUÇÃO

Descobrir os fatores que determinam a diversidade e distribuição das espécies é um dos principais objetivos da ecologia. Para isso, foram propostas diversas teorias que buscam explicar os padrões de diversidade e distribuição encontrados na natureza (Vellend 2010). É possível dividir as principais teorias em dois grandes grupos, as teorias neutras e as teorias determinísticas (Ale et al 2019). As teorias neutras são aquelas que predizem que as espécies são organizadas ao acaso e que fatores estocásticos são mais importantes para explicar os padrões observados na natureza (Hubbell 2001). Já as teorias determinísticas acreditam que as espécies estão organizadas de acordo com características ambientais, históricas e espaciais (Chase & Leibold 2003).

Uma das teorias neutras mais clássicas é a teoria de biogeografia de ilhas. Esta teoria prediz que em ilhas oceânicas, o número de espécies está em função do tamanho da ilha e da sua distância (i.e., isolamento) em relação ao continente (MacArthur & Wilson 1967). Então, quanto maior e mais próxima a ilha for do continente (i.e., área fonte de espécies), maior será o número de espécies nesta ilha (MacArthur & Wilson 1967). Esta teoria não necessariamente leva em conta as características ambientais das ilhas, por isto é tida como uma teoria neutra (Vellend 2010).

Já a teoria determinística do nicho prediz que o que determina a presença de uma espécie em um local é a tolerância dela ao conjunto de características ambientais do local e das interações com outras espécies (Hutchinson 1957; Holt 2009). Sendo assim, esta teoria prediz que quanto melhor for a qualidade ambiental de um local (i.e., mais nutrientes no solo, maior disponibilidade hídrica etc.), maior será o número de espécies (Palpurina et al 2018).

Essas teorias também são utilizadas para explicar o que determina o número de espécies em ambientes fragmentados, sejam eles naturais ou não. A teoria de biogeografia de ilhas, por exemplo, já foi aplicada em diversos sistemas terrestres naturalmente fragmentados, como em manchas naturais de florestas em uma matriz de vegetação úmida (Lövei et al 2006), e em ambientes fragmentados por perturbações antrópicas, como em paisagens fragmentadas resultantes da criação de

hidroelétricas (Palmeirim et al 2018). No entanto, as evidências dão suporte para ambas teorias, gerando um forte debate sobre o que determina a diversidade de espécies em ambientes terrestres fragmentados (Fletcher et al 2018; Fahrig et al 2019). Alguns estudos encontraram que fatores neutros, como quantidade de habitat local ou na paisagem, explicam melhor a diversidade e abundância de espécies (Dufлот et al 2017; González-Fernández et al 2019). Outros trabalhos encontraram que características estruturais da paisagem (i.e., forma, área de borda, isolamento dos fragmentos etc.) ou qualidade do habitat (i.e., mais nutrientes no solo, maior disponibilidade hídrica etc.) são os principais determinantes da diversidade e abundância (Prist et al 2012; Palpurina et al 2018). Por isso precisamos de mais evidências de diferentes sistemas para dar suporte a uma ou outra teoria e avançar no conhecimento nesta área da ecologia.

Um sistema pouco estudado e que pode trazer novos conhecimentos sobre essas teorias é a Caatinga. A Caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca com forte variação inter e intranual nas taxas de precipitação (Leal et al 2005). Um dos tipos de solos que ocorrem frequentemente nesse bioma são os solos arenosos derivados de rochas sedimentares (Queiroz et al 2018). Esses solos são, geralmente, pobres em nutrientes e de fácil lixiviação, com extensas áreas de vegetação esparsa (Queiroz et al 2018). Sendo assim, mesmo grandes áreas de habitat quando em solos arenosos podem conter menos espécies do que áreas com melhor qualidade ambiental do habitat (Oliveira et al 2017; Queiroz et al 2018). Por exemplo, em qualquer ecossistema, incluindo a Caatinga, a serapilheira desempenha papel fundamental no estoque e disponibilidade de nutrientes para o solo, o que por sua vez pode ser fundamental para determinar a quantidade de espécies em uma dada área (Prist et al 2012; Palpurina et al 2018). Dessa forma, a Caatinga é um ambiente que permite facilmente avaliar a dicotomia quantidade *versus* qualidade do habitat, fundamental para entender os padrões de diversidade em ambientes fragmentados.

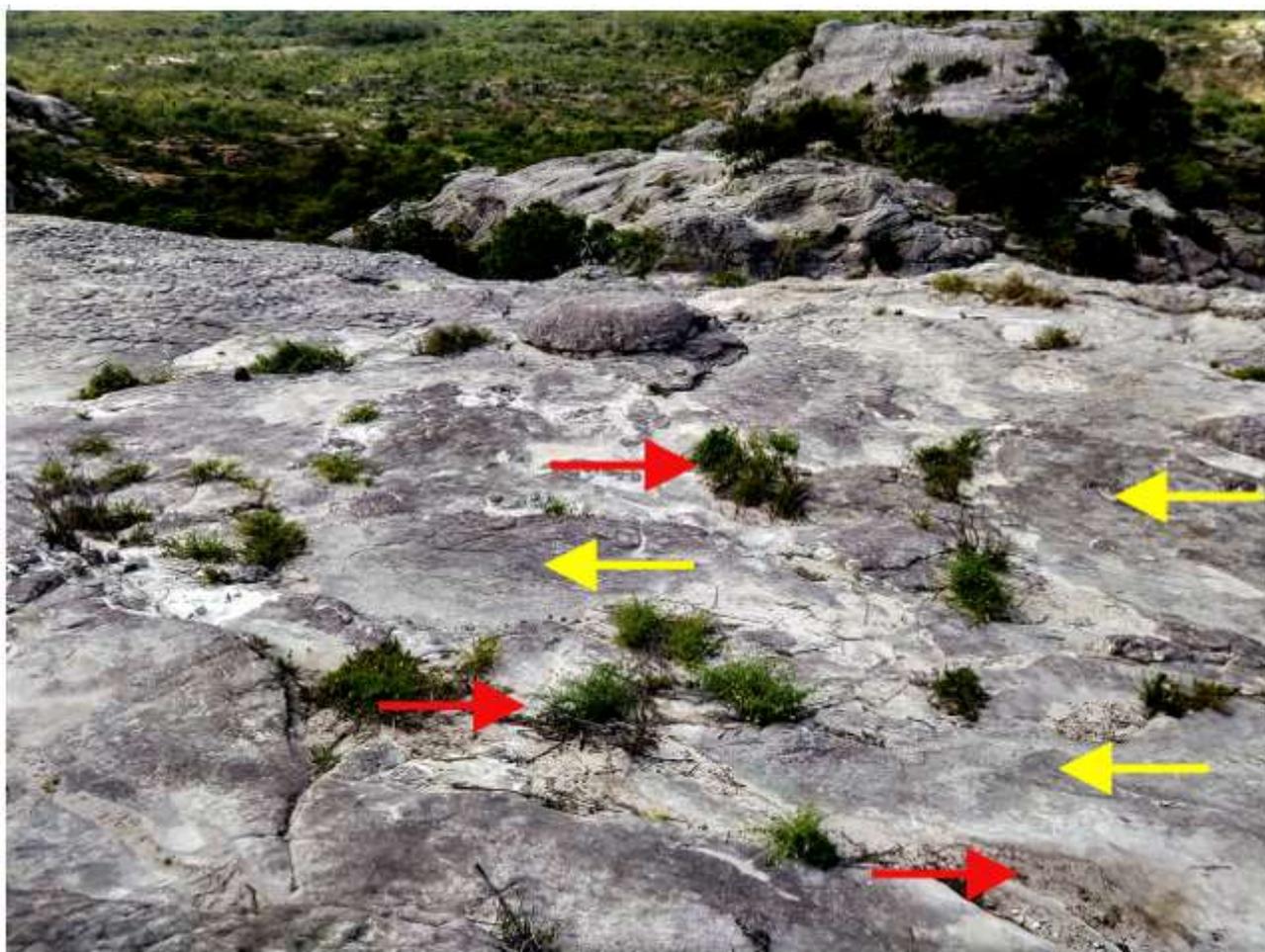
Para contribuir com este debate e melhorar o conhecimento sobre este tema, eu fiz a seguinte pergunta: qual a influência da quantidade e da qualidade do habitat sobre o número de espécies em um ambiente fragmentado? Minha hipótese é que a qualidade do habitat é mais importante do que a quantidade do habitat para determinar o número de espécies nesses ambientes. Se minha hipótese for verdadeira, eu espero

encontrar que o número de espécies aumenta em função do peso da serapilheira e/ou da profundidade do solo (qualidade do habitat), mas não em função da área ou do isolamento do habitat na paisagem.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Sistema de estudo*

A área de estudo está localizada no Parque Nacional do Vale do Catimbau, situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga (Agreste de Pernambuco, Brasil - 8°30'57" S, 37°20'59" O). O parque é composto por duas principais formações rochosas, uma formação cristalina e outra sedimentar (Ferreira et al 2017). No topo das áreas de rocha sedimentar, ocorre a formação de pequenas manchas de areia provenientes da degradação dessa rocha. Essas manchas de areia são habitats que podem ser colonizadas por espécies vegetais e formar um gradiente de sucessão primária, ou seja, ao longo do tempo em que a rocha se degrada e ocorre o acúmulo de areia nas manchas, também ocorre a chegada de novas espécies nessas manchas (Moravec, 1969). No entanto, fora das manchas de areia, as espécies de plantas não conseguem se estabelecer, formando um ambiente naturalmente fragmentado e com uma matriz inóspita para essas espécies vegetais (Figura 1).

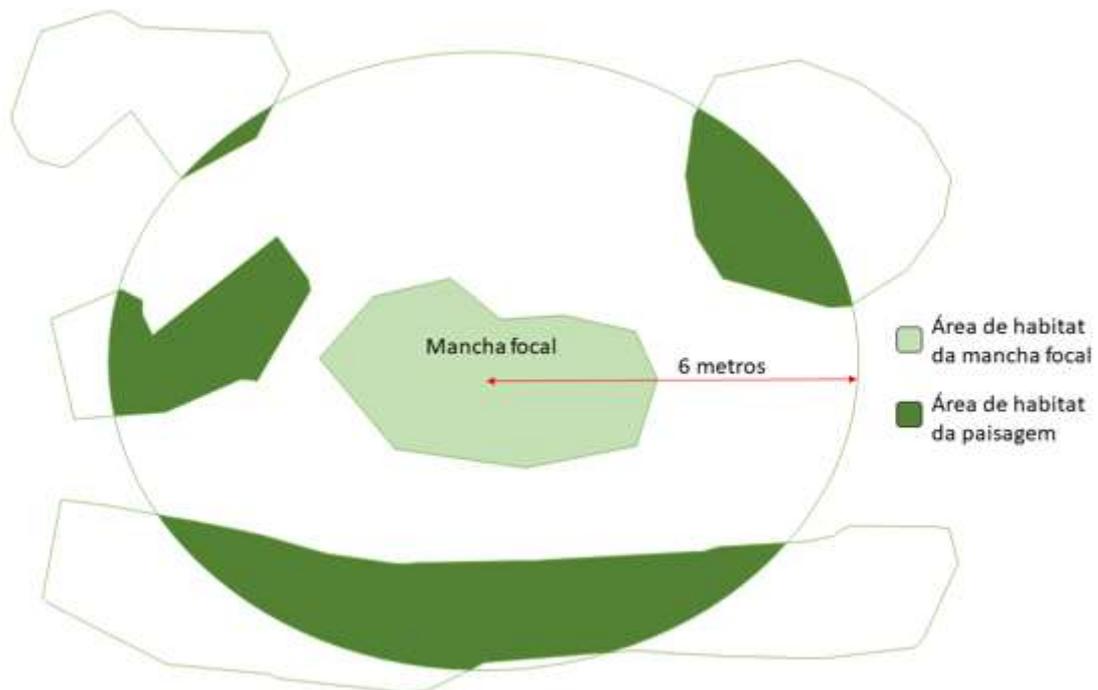


**Figura 4.** Manchas de areia (habitat) e uma matriz inóspita de rocha exposta em paisagem naturalmente fragmentada em áreas de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau. Setas vermelhas indicam a manchas de habitat e as setas amarelas a matriz de rocha exposta.

### *Amostragem*

Escolhi 10 manchas de areia (manchas focais) de tamanhos diversos e em cada mancha focal contei o número de espécies de plantas. Em cada mancha, medi o tamanho do maior comprimento e da maior largura. Então, calculei a área de cada mancha utilizando a fórmula da área de uma elipse (Equação 1), já que estas manchas apresentam um formato semelhante a este. Ao redor da mancha focal, existem várias outras manchas de areia que também são áreas de habitat para essas plantas. Como medida de isolamento da mancha focal, calculei a área total de cada mancha de habitat na paisagem ao redor da mancha focal em um raio de seis metros a partir do

centro da mancha focal. Depois somei esses valores para medir a área total de habitat na paisagem em torno da mancha focal (Figura 2).



**Figura 5.** Esquema evidenciando método de amostragem para cálculo das áreas da mancha focal e da quantidade de habitat na paisagem naturalmente fragmentada em áreas de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau.

Como medida de qualidade do habitat, utilizei o peso úmido da serapilheira de cada mancha, coletada aleatoriamente dentro da mancha focal com o auxílio de um quadrante de 20x20 cm. Coletei apenas a serapilheira superficial (c. 5 cm), que foi pesada em uma balança de precisão. Como a serapilheira estoca e libera nutrientes para o solo ao longo do tempo, o peso da serapilheira pode ser um bom indicador para estimar a diferença na quantidade de nutrientes em diferentes manchas (i.e., manchas com maior peso de serapilheira poderão transferir mais nutrientes para o solo ao longo do tempo do que manchas com menos peso de serapilheira). No centro destes mesmos *plots*, medi a profundidade do solo utilizando um vergalhão na posição vertical até que atingisse a rocha base. Isto também foi utilizado como outra medida de qualidade do habitat, já que nesse sistema, as manchas são bastante rasas (ver

resultados) e nesse sistema, solos mais profundos podem indicar maior acúmulo de água e nutrientes.

### *Análise dos dados*

Eu realizei uma regressão múltipla para construir um modelo global que explicasse o número de espécies em cada mancha em função da área da mancha, da área total de habitat em torno da mancha focal, do peso da serapilheira e da profundidade do solo. Construí esse modelo utilizando o software R 3.4.1 e os pacotes base do R e *PiecewiseSEM*. Também construí modelos lineares simples para cada uma das variáveis independentes. Após a construção do modelo global, avalei a colinearidade das variáveis independentes através do *Variance Inflation Factor* (VIF – Miles 2014) implementado no pacote *car* do R. Avaliar a colinearidade das variáveis em uma regressão múltipla é necessário, pois a correlação entre as variáveis (i.e., alta colinearidade) aumenta o intervalo de confiança do modelo e isto reduz o valor de  $p$  e aumenta artificialmente o valor explicativo do modelo (Miles 2014). Segui a recomendação de Boccard et al (2011) para eliminar do modelo as variáveis que apresentassem um VIF de  $>10$ . Eu também fiz uma transformação logarítmica das variáveis independentes e do número de espécies para avaliar se isto melhorava o poder explicativo dos modelos. Construí um modelo *piecewise*, a partir dos modelos logarítmicos, com o intuito de identificar o valor de inflexão da curva.

## **RESULTADOS**

O número médio por mancha focal foi de oito espécies (SD =  $\pm 4,34$ ). As manchas tinham em média 35 m<sup>2</sup> (SD =  $\pm 54,87$ ) e, ao redor da mancha focal, encontrei, em média, 139,15 m<sup>2</sup> de habitat (SD =  $\pm 79,24$ ). Quanto às medidas de qualidade do habitat, encontrei 46,62 gramas de peso médio da serapilheira (SD =  $\pm 36,77$ ) e 7,84 cm de profundidade média do solo (SD =  $\pm 3,94$ ).

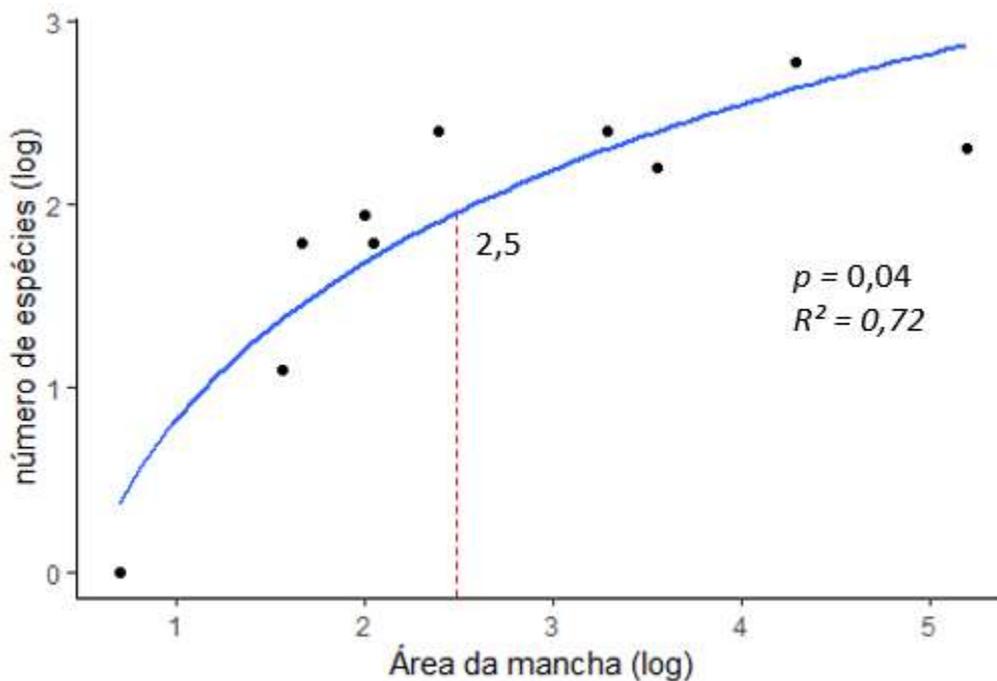
Encontrei que o modelo global apenas foi significativo ( $F = 5,10$ ;  $p = 0,04$ ;  $R^2 = 0,72$ ) quando transformei o número de espécies e a área da paisagem para a escala logarítmica, indicando uma relação não linear entre as variáveis (Tabela 1). Além disso, a métrica de isolamento não apresentou resposta nem no modelo global, nem

no modelo linear simples. Após a construção do modelo global, os valores de VIF indicaram que não existe multicolinearidade entre as variáveis (Tabela 1). No entanto, apenas a área da mancha apresentou uma relação significativa ( $t = 2,48$ ;  $p = 0,04$ ). Também encontrei, através do modelo *piecewise*, um limiar de 2,5 na escala log do tamanho da área de mancha, em que o aumento da área não mais influenciava no número de espécies (Figura 3).

**Tabela 1.** Resultado da regressão múltipla e os valores de VIF

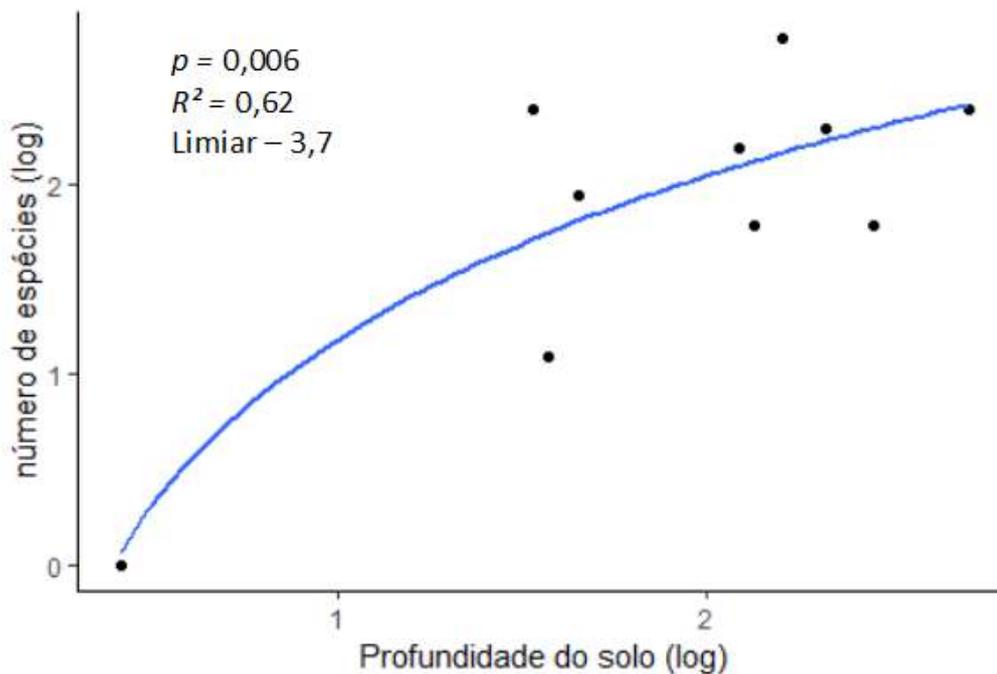
Variável dependente*	Variável independente*	Valor de $p$	VIF
Número de espécies	Área da mancha	0,04	1,16
Número de espécies	Profundidade do solo	0,27	1,11
Número de espécies	Peso da serapilheira	0,49	1,25

\* As variáveis resposta e predictoras transformadas na escala log.



**Figura 3.** Número de espécies em função da área de habitat (manchas de areia) em paisagem naturalmente fragmentada em áreas de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau. Linha pontilhada vermelha e valor ao lado indica o ponto de inflexão da curva identificado por uma regressão *piecewise*.

Ao analisar as outras variáveis isoladamente, nos modelos lineares simples, encontrei que a profundidade do solo, em escala logarítmica, também influencia no número de espécies das manchas de areia ( $p = 0,006$ ,  $R^2 = 0,62$ ) (Figura 4). O modelo *piecewise* para a profundidade do solo indicou um ponto de inflexão da curva de 3,7 na escala logarítmica. Nenhuma outra variável apresentou uma relação significativa ( $p > 0,05$ ).



**Figura 4.** Relação entre a profundidade do solo nas manchas de habitat e o número de espécies em paisagem naturalmente fragmentada em áreas de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau. O valor de limiar indica o ponto de inflexão da curva identificado em uma regressão *piecewise*, que não foi amostrado.

## DISCUSSÃO

Meus resultados dão suporte à teoria de biogeografia de ilhas, pois encontrei que em manchas focais maiores apresentaram mais espécies vegetais que as manchas menores, independente das características ambientais dessas manchas maiores (Figura 3). Isto é previsto na teoria, pois é esperado que ilhas maiores, em geral, apresentem maior taxa de colonização, devido à maior facilidade com que as

espécies podem chegar às ilhas e à maior disponibilidade de espaço (Lomolino 1990; Whittaker et al 2017). Além disso, ilhas maiores também apresentam uma menor taxa de extinção devido à menor competição e menor susceptibilidade a eventos estocásticos, possibilitando um maior acúmulo de espécies (Chen et al 2019). O limiar encontrado no modelo *piecewise* da regressão múltipla é equivalente a uma área de 10 m<sup>2</sup> em que manchas maiores não acumulam um número significativamente maior de espécies. É difícil comparar esse limiar com o de outros estudos, visto que estes valores são inerentes do sistema estudado. Apesar disso, é esperado que existam limiares nas relações espécie-área, assim como é comumente visto em outros estudos de biogeografia de ilhas (Losos & Schluter 2000; DeMalach et al 2018).

Apesar dos resultados condizerem com a teoria de biogeografia de ilhas, existem dois aspectos não relacionados à biogeografia de ilhas que podem afetar o número de espécies nas manchas. Primeiro, é possível que o tamanho das manchas esteja relacionado com o tempo de formação delas. As manchas de areia não surgiram ao mesmo tempo; o tamanho delas depende da degradação da rocha e do acúmulo de areia ao longo do tempo. Sendo assim, o número de espécies estaria relacionado ao tempo que cada mancha está exposta à sucessão primária: quanto maior a mancha, mais tempo ela teve para acumular novas espécies (Lomolino 1990; Cabral et al 2019). A segunda característica que não foi avaliada neste estudo é o formato das manchas. Manchas com formato mais alongado podem capturar mais propágulos que estejam passando pela paisagem do que manchas com o formato mais regular (círculo ou quadrado), especialmente espécies dispersas pelo vento (Damschen et al 2014; McCune & Vellend 2015). Além disso, a teoria de biogeografia de ilhas prediz que manchas mais isoladas tenham um menor número de espécies, mas a métrica de isolamento não indicou esta relação. Isto ocorre provavelmente porque a maioria das espécies da Caatinga, principalmente as gramíneas e herbáceas encontradas nas manchas, apresentam dispersão pelo vento, sendo dispersas a distâncias muito maiores do que a escala de avaliação deste estudo (Leal et al 2018).

Também encontrei que a qualidade do habitat influencia no número de espécie de cada mancha (Figura 4). No caso do sistema estudado, as manchas focais apresentam solos bastante rasos (média 7,84 cm - SD = ±3,94), então as manchas que apresentam solos mais profundos podem indicar maior acúmulo de nutrientes e

água, o que pode dar suporte a um maior número de espécies (Palpurina et al 2018). No entanto, como o peso da serapilheira não apresentou relação com o número de espécies (Tabela 1) e por todas as manchas serem formadas por solo arenoso, é possível que não haja diferença na qualidade nutricional dos solos das manchas. Sendo assim, a profundidade do solo pode permitir apenas um maior acúmulo de água, que é um dos principais recursos limitantes para o estabelecimento de plantas na Caatinga, selecionando apenas as espécies tolerantes a estresses hídricos mais intensos (Poorter et al 2018). Além disso, solos rasos podem dificultar o estabelecimento de plantas maiores, limitando à presença de apenas gramíneas e pequenas herbáceas nessas manchas. Manchas de areias de solos rasos também podem ser mais efêmeras, já que as chuvas e o vento podem carrear esse solo mais facilmente do que manchas com solo profundo, permitindo o estabelecimento apenas das espécies com o ciclo de vida mais curto (O'Neil 2016).

Mesmo que no modelo global apenas a quantidade de habitat seja o principal fator explicativo, também encontrei que a qualidade do habitat relacionada à profundidade do solo é importante para determinar o número de espécies em cada mancha neste sistema. Isto reforça a necessidade de sempre considerar as características ambientais das manchas de habitat em estudo de biogeografia de ilhas ou de ecologia de paisagens.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Víctor Arroyo-Rodriguez pelos ensinamentos e ideias fundamentais para a execução deste projeto. Também agradeço a Bruno Rodriguez e a Guilherme Magalhães Viana pela ajuda em campo e a todos os outros participantes do ECCA que em maior ou menor grau me ajudaram na execução do projeto. Também agradeço a Silvia, que me salvou do frio e da doença, a Renato Vanderlei que com muito ânimo, nos acordava às 5h30 da manhã para irmos trabalhar e às cozinheiras, que enchem nossas barrigas de energia e felicidade para suportarmos 15 dias de trabalho intenso.

## REFERÊNCIAS

- Ale SB, Halloway A, Mitchell WA, Whelan CJ. 2019. Does God roll dice? Neutrality and determinism in evolutionary ecology. *Biology and Philosophy* 34: 3.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P. 2011. *Numerical Ecology with R*. 306p. Springer Science & Business Media.
- Cabral JS, Whittaker RJ, Wiegand K, Kreft H. 2019. Assessing predicted isolation effects from the general dynamic model of island biogeography with an eco-evolutionary model for plants. *Journal of Biogeography* 46: 1569–1581.
- Chase JM, Leibold MA. 2003 *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. Chicago, University of Chicago Press.
- Chen C, Xub A, Ding P, Wang Y. The small-island effect and nestedness in assemblages of medium- and large-bodied mammals on Chinese reservoir land-bridge islands. 2019. *Basic and Applied Ecology* 38: 47–57.
- Ferreira RV, da Silva CRM, Accioly AC, dos Santos CA, de Morais DMF. 2017. Geoparque Catimbau-Pedra Furada – PE. Brasília, Serviço Geológico Do Brasil – CPRM.
- Damschen EI, Baker DV, Nathan R, et al. 2014. How fragmentation and corridors affect wind dynamics and seed dispersal in open habitats. *PNAS* 111:3484–3489.
- DeMalach N, Saiz H, Zaady E, Maestre FT. 2019. Plant species–area relationships are determined by evenness, cover and aggregation in drylands worldwide *Global Ecology and Biogeography* 28: 290–299.
- Duflot R, Ernoult A, Aviron S, Fahrig L, Bure F. 2017. Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 241:62–69.
- Fahrig L, Arroyo-Rodríguez V, Bennet JR, et al. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230:179–186.
- Fletcher R, Didham RK, Banks-Leite C, et al. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* 226: 9–15.
- Holt RD. 2009. Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: Ecological and evolutionary perspectives. *PNAS* 106:19659–19665
- Hubbell SP. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. 392 p. Princeton, Princeton University Press.

- Hutchinson GE. 1957. Concluding remarks, cold spring harbor symposium on Quantitative Biology 22: 415–427.
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- Leal IR, Lopes AV, Machado IC, Tabarelli M. 2018. Plant–Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (eds.) *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. 1st edn. Cham, Springer International Publishing. p. 255–278.
- Lomolino MV. 1990. The target area hypothesis: the influence of island area on immigration rates of non-volant mammals. *OIKOS* 57: 297-300.
- Losos JB, Schluter D. 2000. Analysis of an evolutionary species–area relationship. *Nature* 408:847-850.
- Lövei GL, Magura T, Tóthmérész B, Ködöböcz V. 2006. The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography* 15: 283-289.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press.
- McCune JL, Vellend M. 2015. Using plant traits to predict the sensitivity of colonizations and extirpations to landscape context. *Oecologia* 178: 511–524
- Miles J. 2014. Tolerance and Variance Inflation Factor. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*.
- Moravec J. 1969. Succession of plant communities and soil development. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 4: 133–164.
- Oliveira FMP, Ribeiro-Neto JD, Andersen AN, Leal IR. 2017. Chronic anthropogenic disturbance as a secondary driver of ant community structure: interactions with soil type in Brazilian Caatinga. *Environmental Conservation* 44: 115–123.
- O'Neill BJ. 2016. Community disassembly in ephemeral ecosystems. *Ecology* 97: 3285–3292.
- Palmeirim AF, Benchimol M, Vieira MV, Peres CA. 2018. Small mammal responses to Amazonian forest islands are modulated by their forest dependence. *Oecologia* 187: 191–204.

Palpurina S, et al. 2018. The type of nutrient limitation affects the plant species richness–productivity relationship: Evidence from dry grasslands across Eurasia. *Journal of Ecology* 107: 1038–1050.

Poorter L, Rozendaal DMA, Bongers F, et al. 2019. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology and Evolution* 3: 928–934.

Prist PR, Michalski F, Metzger JP. 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landscape Ecology*, 27: 799–812.

Queiroz LP, Cardoso D, Fernandes MF, Moro MF. 2018. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Cham, Springer International Publishing.

Vellend M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review Of Biology* 85: 184-206

Whittaker RJ, Fernández-Palacios JM, Matthews TJ, Borregaard MK, Triantis KA. 2017. Island biogeography: Taking the long view of nature’s laboratories. *Science* 357 DOI: 10.1126/science.aam8326

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Equação da área de uma elipse, onde  $a$  é o valor do raio no maior diâmetro da elipse e  $b$  é o valo do raio no menor diâmetro da elipse.  $\pi = 3,14$ .

$$\pi ab$$

## A TEORIA DE BIOGEOGRAFIA DE ILHAS SE APLICA À ILHA DE REGENERAÇÃO NA CAATINGA?

Marcio Lucas Bazante de Oliveira <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

### RESUMO

O sucesso no recrutamento de novos indivíduos em florestas tropicais depende da resistência dos diásporos para germinar, se estabelecer e colonizar em áreas distintas e, principalmente, pela proximidade com a área fonte das sementes, segundo a teoria de biogeografia de ilhas. Considerando uma área de caatinga em regeneração como uma ilha imersa numa matriz circundante conservada, tentei responder se a riqueza de plantas vasculares e sementes presentes na ilha diminui com o aumento da distância da fonte de propágulos, e se a composição de plantas e sementes se diferencia dentro e entre as comunidades. O padrão de riqueza de sementes apresentou relação positiva com aumento da distância da fonte de diásporos, indicando que o isolamento desta comunidade afeta o fluxo de sementes. A composição de plantas e sementes também apresentou relação com o aumento da distância, formando três agrupamentos: na área conservada, na área em regeneração e na transição entre as comunidades. Deste modo, a composição de sementes e plantas e a riqueza de sementes no Parque Nacional do Catimbau não obedecem aos princípios enunciados pela Teoria de Biogeografia de Ilhas.

**Palavras-chave:** Relação espécie-distância, riqueza de espécies, dispersão de propágulos, colonização de áreas por plantas.

## INTRODUÇÃO

A riqueza e a composição de espécies em distintas florestas são diretamente associadas com as taxas de extinção e imigração (Gotelli 2007). Além desses, outros fatores influenciam no sucesso da dispersão e riqueza de plantas segundo a Teoria de Biogeografia de Ilhas, como o tamanho e o grau de isolamento das ilhas (MacArthur & Wilson 1967; Begon 2006). Especificamente, manchas com áreas grandes possuem maior riqueza de espécies que as pequenas, e manchas mais próximas ao continente têm potencialmente maior chance de receber mais sementes do que as distantes (Moody 2000).

Dentre os componentes que influenciam na dinâmica florestal está o recrutamento, termo que se refere à instalação de novas plântulas na região (Felfili 1995; Porté & Bartelink 2002). Em florestas tropicais, regiões com maior diversidade biológica do planeta, o recrutamento de organismos vegetais influencia na composição florística a partir de interações positivas e negativas entre espécies. Porém, o sucesso no estabelecimento não é garantido devido à vulnerabilidade dos diásporos para enfrentar estresses ambientais e perturbações antrópicas. Na Caatinga, a floresta tropical sazonalmente seca (SDTF) (Linares-Palomino et al. 2011) mais diversa e ameaçada da região neotropical (Silva et al. 2017), as atividades antrópicas são a principal causa do aparecimento de ilhas de regeneração, surgindo a partir de áreas desmatadas ou em regeneração inseridas numa matriz conservada, com resultados agravados pela fragilidade natural do domínio. Nas áreas em regeneração, isto é, livre das ações humanas, usualmente há formação vegetal mais densa que as áreas perturbadas, com rebrotamentos desenvolvidos a partir dos troncos cortados (Alves et al. 2009).

Contudo, há uma má gestão ambiental histórica devido ao uso irregular dos recursos naturais, com vastas áreas desmatadas que comprometem a composição e riqueza florística, a capacidade de perpetuação das espécies e promovem a redução dos serviços ecossistêmicos (Silva et al. 2017). O objetivo deste trabalho foi entender se a Teoria de Biogeografia de Ilhas pode ser aplicada à ilhas de regeneração na Caatinga. Desta forma, espera-se que com o aumento do isolamento em relação à fonte de propágulos, haja uma diminuição na riqueza de plantas e sementes, além de uma composição vegetal mais distinta.

## MATERIAL E MÉTODOS

*Área de estudo:* O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" a 8°36'35"S; 37°09'30" a 37°14'40"O) (Brasil 2002), que compreende 62.300 ha situado entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, no Sertão de Pernambuco, Brasil (MMA 2002). A região possui altitude de 800 a 1000 m e clima tropical semiárido (Bsh') (Alvares et al. 2014). A vegetação é predominantemente arbustivo-arbórea e espinhosa, crescendo em solo arenoso com afloramentos rochosos (Silva et al. 2017).

### *Delineamento amostral*

Fiz o levantamento das plantas e sementes encontradas numa ilha de regeneração na Caatinga, predominantemente herbácea, enquanto a matriz circundante conservada é composta preferencialmente por plantas arbustivo-arbóreas, a qual foi considerada como a fonte de propágulos. Para a amostragem, estabeleci oito transectos de 70 m de comprimento perpendiculares à borda da área fonte, com distância de 10 m entre eles. Cada transecto teve oito parcelas de 1 m<sup>2</sup> também separadas entre si por 10 m de distância. As duas primeiras parcelas de cada transecto estavam inseridas na área conservada, a terceira parcela na intercessão entre as comunidades e a quarta até a oitava inseridas no interior da matriz em regeneração. Registrei todas as espécies de plantas vasculares, coletando ramos de cada morfotipo. Adicionalmente, coletei sementes presentes no solo das parcelas. Separei as sementes dos fragmentos de solo e matéria orgânica com auxílio de uma pá e peneira.

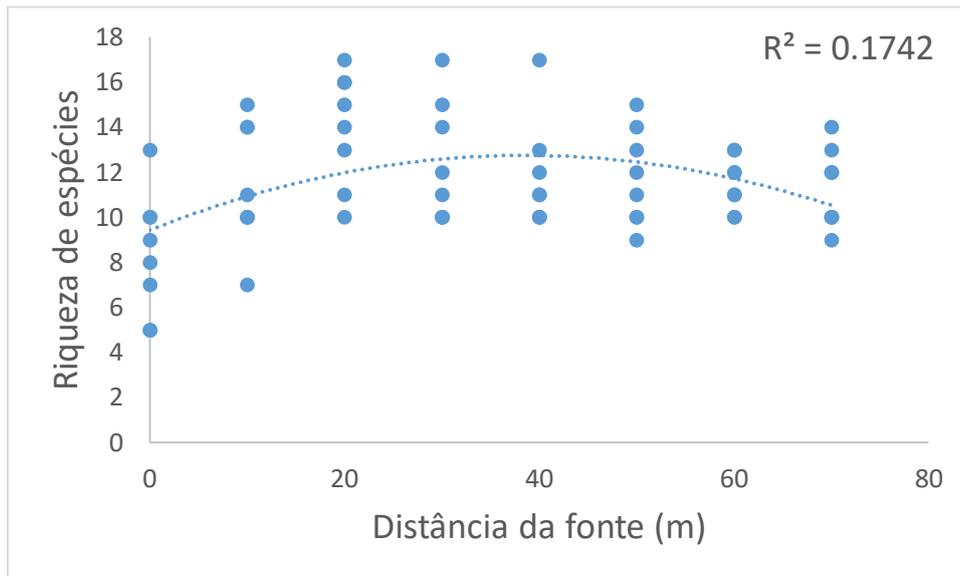
### *Análise dos dados*

Para testar se o aumento da distância em relação à área fonte (i.e. conservada) afeta negativamente o número de espécies vegetais e sementes encontradas na matriz em regeneração, utilizei um Modelo Linear Geral (MLG). A variável resposta foi a distância da fonte e como variável explicativa a riqueza de plantas e sementes. Para analisar se a distância entre as comunidades afeta a composição das espécies, realizei uma Permanova utilizando uma matriz de distância com similaridade de Jaccard. Posteriormente, verifiquei se a dispersão dos dados era homogênea através

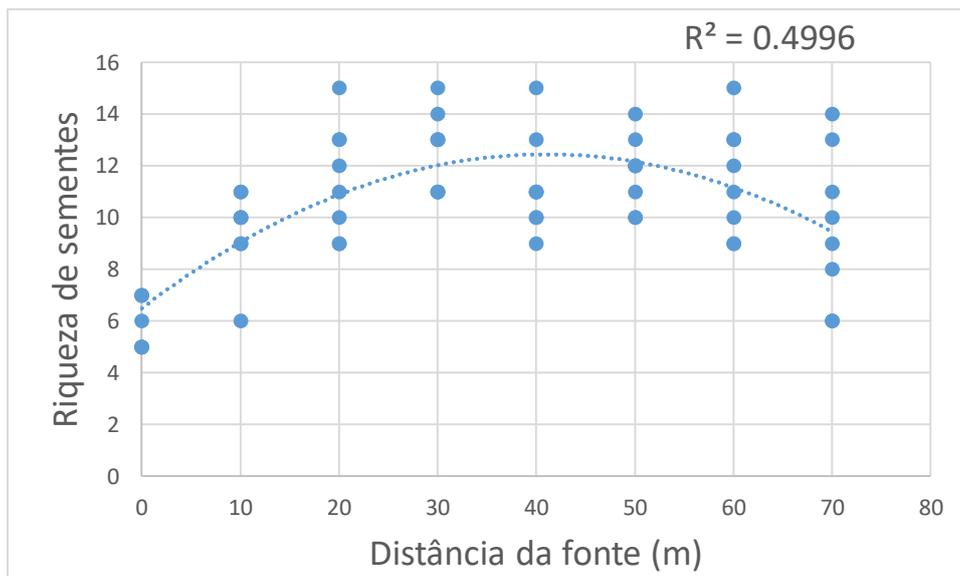
da função *betadisper*. As análises de riqueza e composição foram realizadas no programa RStudio 3.5.3 (RStudio Team 2015).

## RESULTADOS

No total encontrei 56 espécies de plantas pertencentes a 24 famílias (Apêndice 1), além de 23 espécies de sementes pertencentes a 13 famílias (Apêndice 2). As famílias de plantas com maior riqueza foram Fabaceae (9 spp.) e Malvaceae (6 spp.), juntas correspondendo a 28% do total. No caso das sementes, Fabaceae (5) e Euphorbiaceae (3) foram as mais representativas, correspondendo a 35% do total. Relações entre a distância da fonte e a riqueza de plantas não foram encontradas ( $R^2 = 0,1742$ ;  $p = 0,39$ ; Fig. 1). Alternativamente, observei que o número de espécies vegetais baseadas nas sementes amostradas é maior nas parcelas com distâncias intermediárias em relação à área conservada ( $R^2 = 0,4995$ ;  $p = 0,03$ ; Fig. 2). Também constatei uma associação entre a distância das comunidades e o aumento da dissimilaridade, com dispersão homogênea tanto de plantas (Fig. 3) quanto de sementes (Fig. 4).



**Figura 1.** Relação entre a distância da fonte e a riqueza de plantas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.



**Figura 2.** Relação significativa entre a distância da fonte e a riqueza de sementes de angiospermas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

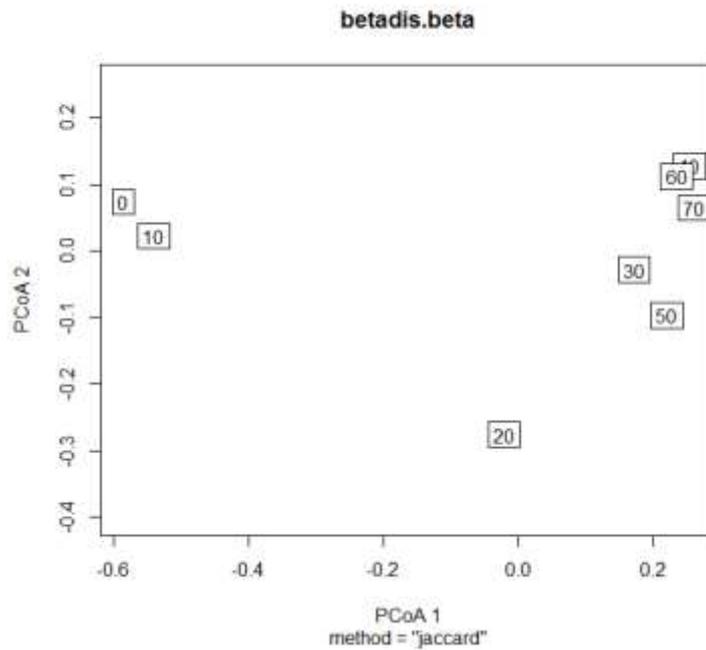


Figura 3. Relação entre a distância das comunidades e a composição de plantas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

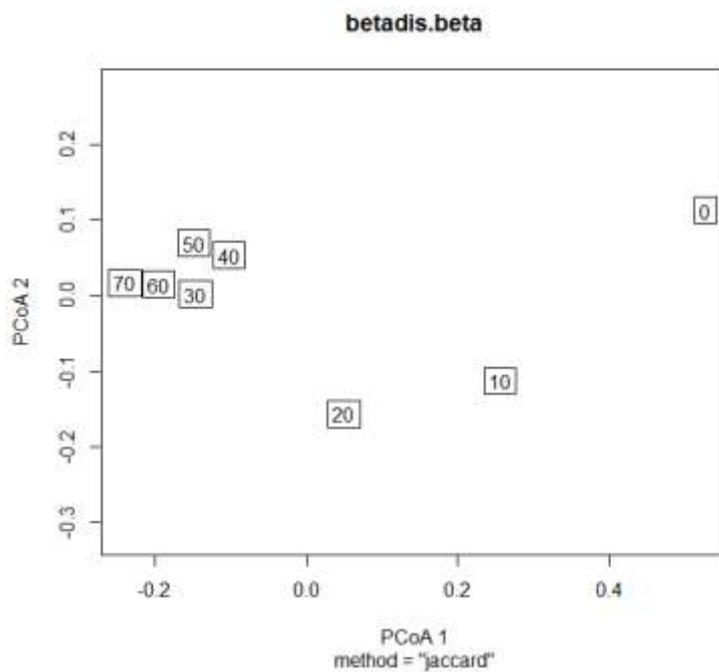


Figura 4. Relação entre a distância das comunidades e a composição das sementes de angiospermas no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

## DISCUSSÃO

Assim como constatado por Rito et al. (2011), em ilhas de umidade na Caatinga, e por Sá (2008), em núcleos de vegetação em afloramentos rochosos na Caatinga, a riqueza de espécies vegetais não variou em função da distância de áreas conservadas. Em contrapartida, a riqueza de sementes está relacionada negativamente com a distância da fonte, indicando que quanto mais distante da matriz circundante maior a dificuldade de as sementes chegarem. Além disso, parcelas com distâncias intermediárias tendem a apresentar mais tipos de sementes em relação às parcelas no interior da área conservada e mais distantes desta área. Esses dados sugerem que o modelo testado na área de estudo não responde à Teoria de Biogeografia de Ilhas. Dessa forma, outras métricas ecológicas podem explicar a diferença no recrutamento em ambas as áreas, como dispersão e competição.

Para entender o mecanismo, é importante destacar que a regeneração de uma comunidade considera os processos de sucessão ecológica, tanto a estrutura física (riqueza de espécies) quanto a funcional (Walker et al. 2007). Porém, as comunidades biológicas são suscetíveis a distúrbios, como observado na composição vegetal estudada. Assim, limitações no ambiente físico e/ou biótico podem ter desencadeado o padrão de riqueza das plantas e sementes, dificultando ou impedindo o curso da sucessão. Essas limitações são os filtros ecológicos, fatores que definem as regras de montagem das comunidades em diferentes etapas da regeneração (Hobbs & Norton 2004; Menninger & Palmer 2006).

Dentre os filtros que interferem na composição das plantas da área em estudo está a competição. Esse filtro é influenciado pelos diferentes atributos morfológicos ligados à dispersão, permitindo a propagação das espécies com mais ou menos facilidade entre a área em regeneração e a fonte (Cornwell et al. 2006). Há um número reduzido de espécies com estratégia de dispersão zoocórica (dispersão por animais), em comparação com as abióticas na ilha em regeneração estudada. Os diásporos das plantas anemocóricas (dispersão pelo vento), por apresentarem tamanho reduzido, tegumento menos resistente e projeções para aderência, são facilmente transportadas para áreas mais distantes, permitindo o maior intercâmbio para a matriz circundante (Vicente et al. 2003). Contudo, apesar das sementes de herbáceas conseguirem

alcançar a área fonte, não se estabelecem pela competição com as plantas arbóreas, mais adaptadas à região.

Além dos filtros ecológicos, a regeneração de uma floresta que passou por um distúrbio pode depender da entrada de sementes na forma de chuva de sementes (Garwood 1989). A dispersão espacial dos propágulos define o modelo para o futuro padrão de regeneração e recrutamento da população (Loiselle et al. 1996). Assim, a chuva de sementes que a ilha recebe da fonte gera padrões de dispersão fortemente influenciados pelas espécies presentes nela (Nascimento et al. 2006), enquanto que a fonte age como filtro seletivo para as sementes que recebe (Laurance 2008).

A composição, tanto das plantas quanto das sementes, foi afetada pela distância entre as comunidades, indicando que as parcelas da área fonte apresentam um conjunto de plantas e sementes características e distintas da ilha de regeneração, devido a diferentes fases de sucessão. A composição das plantas formou três agrupamentos: o primeiro das parcelas da Caatinga conservada, concentrando espécies arbustivo-arbóreas, o segundo da caatinga em regeneração, prevalecendo espécies herbáceas, e outro das parcelas da intercessão entre as comunidades, contendo tanto espécies herbáceas como lenhosas. Quanto a área de intercessão, observei a formação de um agrupamento à parte e com maior diversidade por estar mais próxima da fonte. Já na composição das sementes, as parcelas mais internas da matriz conservada se mostraram distintas entre 0 e 10 m, indicando que mesmo em condições ambientais similares a dispersão dos propágulos pode variar consideravelmente em distâncias curtas.

Os resultados sugerem que o modelo testado para plantas não responde à Teoria de Biogeografia de Ilhas, pois a riqueza de espécies já estabelecidas não variou em função da distância, mas responde à riqueza de sementes e à composição de plantas e sementes. Estudos em outras áreas de regeneração da Caatinga se fazem necessários para melhor compreender a dinâmica da dispersão e recrutamento de plantas e sementes.

## AGRADECIMENTOS

À UFPE e ao PELD Catimbau pelo apoio logístico e financeiro. À coordenação da XII Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga. Aos Professores Inara Leal e Victor Arroyo-Rodriguez, e aos monitores Fernanda Marina, Renato Vanderlei e Silvia Pereira pela orientação e execução desse projeto.

## REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728. Doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507

Alves JJA, De Araújo MA, Do Nascimento SS. 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga* 22(3): 126–135.

Begon M, Townsend CR, Harper E.J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th edition. Malden, Blackwell Publishing.

Brasil. 2002. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Decreto 4.340 de 22 de agosto de 2002. Regulamentação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4340.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm). 22 May 2020.

Cornwell WK, Schwilk DW, Ackerly DD. 2006. Trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465–1471. Doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2.

DOU - Diário Oficial da União. 2002. Decreto 913/12 de 13 de dezembro de 2002. N. 242. 16 de dezembro de 2002, 13–14.

Felfili JM. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge 11(1): 67–83. Doi: 10.1017/S0266467400008415

Garwood NC. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL. *Ecology of soil seed banks*. San Diego, Academic Press. p.149–208.

Gotelli N. 2007. *Ecologia*. Londrina, Ed. Planta.

Hobbs RJ, Norton DA. 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S. Assembly rules and restoration ecology. Bridging the gap between theory and practice. Washington, Island press. p. 72–93.

Laurance WF. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731–1744. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.011

Linares-Palomino R, Oliveira-Filho AT, Pennington RT. 2011. Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism and biogeography of woody plants. In: Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G. Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation. Washington, Island Press. p. 3–21.

Loiselle BA, Ribbens E, Vargas O. 1996. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. *Biotropica* 28(1): 82-95. Doi: 10.2307/2388773

MacArthur RH, Wilson EO. 1967. The theory of island biogeography. Princeton, Princeton University Press.

Menninger HL, Palmer MA. 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. In Falk DA. Foundations of restoration ecology. Washington, Island Press. p. 88–112.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Brasília, Universidade Federal de Pernambuco, Conservation Internacional do Brasil e Fundação O Boticário.

Moody A. 2000. Analysis of plant species diversity with respect to island characteristics on the channel is lands, California. *Journal of Biogeography*. 27: 711–723. Doi: 10.1046/j.1365-2699.2000.00435.x

Nascimento H, Andrade A, Camargo J, Laurance WF, Laurance SG, Ribeiro EJ. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian Forest fragments. *Conservation Biology* 20: 835–860. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00344.x

Porté A, Bartelink HH. 2002. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecological Modelling*, Amsterdam 150: 141–188. Doi: 10.1016/S0304-3800(01)00476-8

Rito KF, Wanderley AM, Specht MJS, Portugal MP, Silva EAES. 2011. A Teoria da Biogeografia de Ilhas se aplica às ilhas de umidade na Caatinga? In: Leal IR, Almeida WR, Aguiar AV, Meiado MV, Filho JAS (eds.) *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2010*. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 59–66.

RStudio Team. 2015. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA <http://www.rstudio.com/>.

Sá CEM. 2008. Aspectos da Teoria de Biogeografia de Ilhas em núcleos de vegetação sobre um lagedo em uma área de Caatinga em Parnamirim (PE). In: Leal IR, Almeida-Cortez J, Santos JC (eds.) *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2008*. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 71–75.

Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. 2017. *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Cham, Springer International Publishing.

Vicente A, Santos AMM, Tabarelli M. 2003. In Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Editora Universitária da UFPE. p. 565–592.

Walker LR, Walker J, Hobbs RJ. 2007. *Linking restoration and ecological succession*. London, Springer.

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Riqueza de famílias e espécies de plantas vasculares registradas na área de estudo. Os valores entre parênteses correspondem ao número de espécies por família. \*Total de famílias. \*\*Total de espécies

Famílias (24*)	Espécies (56**)
Acanthaceae (1)	<i>Harporchilus neesianus</i> Mart. ex Nees
Amaranthaceae (2)	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze <i>Gomphrena vaga</i> Mart.
Annonaceae (1)	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer
Asparagaceae (1)	<i>Agave sisalana</i> Perrine
Asteraceae (1)	<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner
Bromeliaceae (1)	<i>Tillandsia loliacea</i> Mart. Ex Schult. & Schult.f.
Cactaceae (3)	<i>Harrisia adscendens</i> (Gürke) Britton & Rose <i>Tacinga inamoena</i> (K.Schum.) N.P.Taylor & Stuppy <i>Tacinga palmadora</i> (Britton & Rose) N.P.Taylor & Stuppy
Combretaceae (1)	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard
Convolvulaceae (2)	<i>Evolvulus frankenioides</i> Moric. <i>Ipomoea subincana</i> (Choisy) Meisn.
Cyperaceae (2)	<i>Rhynchospora</i> sp. <i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke
Euphorbiaceae (4)	<i>Croton argyrophyllus</i> Kunth <i>Jatropha mutabilis</i> (Pohl) Baill. <i>Croton</i> sp. <i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur
Fabaceae (9)	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby <i>Crotalaria holosericea</i> Nees & Mart. <i>Zornia sericea</i> Moric. <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr. Sp.1 <i>Chaetocalyx scandens</i> (L.) Urb. <i>Senna</i> sp.

	<i>Stylosanthes</i> sp.
	<i>Aeschynomene</i> sp.
Lamiaceae (4)	<i>Rhaphiodon echinus</i> Schauer
	<i>Eriope macrostachya</i> Mart. ex Benth.
	<i>Hypeniasalzmannii</i> (Benth.) Harley
	<i>Medusantha martiusii</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore
Malvaceae (6)	<i>Pavonia humifusa</i> A.St.-Hil.
	<i>Helicteres velutina</i> K.Schum.
	<i>Pavonia varians</i> Moric.
	<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky
	<i>Waltheria indica</i> L.
	Sp. 2
Molluginaceae (1)	<i>Mollugo verticillata</i> L.
Myrtaceae (1)	<i>Eugenia</i> sp.
Passifloraceae (2)	<i>Piriqueta duarteana</i> (Cambess.) Urb.
	<i>Piriqueta sidifolia</i> (Cambess.) Urb.
Poaceae (4)	<i>Aristida</i> sp.
	<i>Anthephora hermaphrodita</i> (L.) Kuntze
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka
	<i>Eragrostis maypurensis</i> (Kunth) Steud.
Polygalaceae (1)	<i>Polygala cf. longicaulis</i> Kunth
Portulacaceae (1)	<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.
Rubiaceae (5)	<i>Borreria</i> sp.
	<i>Manettia cordifolia</i> Mart.
	<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltl.) Steud.
	<i>Staelia virgata</i> (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum.
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltl.) K.Schum.
Rhamnaceae (1)	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.
Rutaceae (1)	<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani
Verbenaceae (1)	<i>Lantana camara</i> L.

---

**Apêndice 2.** Riqueza de famílias e espécies de sementes registradas na área de estudo. Os valores entre parênteses correspondem ao número de espécies por família. \*Total de famílias. \*\*Total de espécies.

Famílias (13*)	Espécies (23**)
Amaranthaceae (2)	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze <i>Gomphrena vaga</i> Mart.
Asteraceae (1)	<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner
Combretaceae (1)	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard
Convolvulaceae (1)	<i>Ipomoea subincana</i> (Choisy) Meisn.
Cyperaceae (1)	<i>Rhynchospora</i> sp.
Euphorbiaceae (3)	<i>Croton</i> sp.1 <i>Croton</i> sp.2 <i>Croton</i> sp.3
Fabaceae (5)	<i>Crotalaria holosericea</i> Nees & Mart. <i>Zornia sericea</i> Moric. <i>Chaetocalyx scandens</i> (L.) Urb. <i>Stylosanthes</i> sp. <i>Aeschynomene</i> sp.
Malvaceae (2)	<i>Pavonia humifusa</i> A.St.-Hil. <i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky
Molluginaceae (1)	<i>Mollugo verticillata</i> L.
Passifloraceae (2)	<i>Piriqueta duarteana</i> (Cambess.) Urb. <i>Piriqueta sidifolia</i> (Cambess.) Urb.
Poaceae (2)	<i>Aristida</i> sp. <i>Eragrostis maypurensis</i> (Kunth) Steud.
Portulacaceae (1)	<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.
Rubiaceae (1)	<i>Staelia virgata</i> (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum.

# A DEPOSIÇÃO DA LIXEIRA DE NINHOS DE *Acromyrmex balzani* INFLUENCIA NA ESCOLHA DE PLANTAS CORTADAS

Mayara Souza da Silva <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

## RESUMO

A deposição de resíduos orgânicos resultantes do material não utilizado para o cultivo do fungo (chamadas de lixeira) nos ninhos de formigas cortadeiras pode se dar dentro ou fora de seus ninhos. O local de deposição dessa lixeira pode afetar na escolha do local de forrageio, uma vez que o solo com lixeira é rico em matéria orgânica e isso pode aumentar o desempenho das plantas. A espécie *Acromyrmex balzani* deposita sua lixeira próxima ao ninho e corriqueiramente na região caulinar de alguma planta. O presente trabalho teve como objetivo identificar se o local de deposição da lixeira influencia na escolha da planta a ser cortada pelas formigas. Inicialmente foram selecionadas 30 colônias de *Acromyrmex balzani* e foi delimitada uma área com diâmetro de 2.5 metros ao redor de cada colônia. Dentro dessa área foi medido o raio da lixeira de cada colônia, e observado se a frequência de forrageio era maior em área de lixeira ou na área controle. A área controle referia-se ao total do diâmetro excluindo o raio da lixeira. Foi observado que a frequência de forrageio foi maior na área de lixeira do que na área controle, apontando uma possível preferência pelas plantas dessa área. Esses resultados sugerem que plantas presentes em área de lixeira podem ser mais atrativas para as formigas por receberem mais nutrientes do solo com a presença da lixeira e pelo fato da lixeira estar mais próxima do ninho, maximizando assim o gasto energético no forrageamento.

**Palavras-chave:** formiga cortadeira; forrageio; resíduo orgânico.

## INTRODUÇÃO

Formigas cortadeiras são insetos sociais que apresentam castas reprodutoras e não reprodutoras, pertencem à ordem Hymenoptera e aos gêneros *Atta* (saúvas) e *Acromyrmex* (quenquéns) (Zanetti 2002). De maneira geral, formigas cortadeiras cortam folhas e carregam para o interior dos ninhos, onde alimentam os fungos simbiotes com o material vegetal coletado. O fungo, por sua vez, servirá de alimento para as formigas cortadeiras (Holldobler et al. 1990). Elas vivem em colônias permanentes e são insetos mastigadores dominantes de regiões neotropicais (Loeck et al. 2003), coletando mais vegetação do que qualquer outro grupo animal (Holldobler et al. 1990). Em função disso, constituem-se em um dos mais importantes grupos de insetos daninhos às culturas agrícolas, atacando de forma voraz as plantas em qualquer estágio de desenvolvimento. Existe um investimento constante no controle de formigas cortadeiras em muitos agroecossistemas. Formigas do gênero *Acromyrmex*, por exemplo, são consideradas pragas de muitas plantas cultivadas (Weber 1972).

Malaquias (2007) fala que o forrageamento de formigas cortadeiras é realizado através de marcação de território com substâncias químicas. A comunicação química via odores, é muito importante na defesa, agressividade, na organização das atividades sociais, corte, acasalamento e na seleção de plantas. Essa sensibilidade olfativa proporciona a capacidade seletiva, que por vez, permitem as formigas escolher folhas que contêm substâncias mais importantes para elas e para o fungo simbiote. Isso garante às formigas cortadeiras o alimento necessário como também a proteção contra intrusos (Marinho, C et al. 2006; Hart 2011). Essas formigas utilizam uma grande variedade de plantas como substrato para o seu fungo, porém têm certas preferências que as fazem selecionar, dentre as plantas disponíveis, a escolha pode estar relacionada a palatabilidade das plantas devido à baixa defesa química de algumas ou parte delas. Essa capacidade seletiva com relação ao material vegetal a ser cortado também é uma prova adicional da complexidade comportamental desse inseto, o que também seria um contribuinte para o seu sucesso (Marinho 2006).

Algumas espécies de cortadeiras constroem câmaras subterrâneas para depositar seus resíduos resultantes do material não utilizado para o cultivo do fungo (lixeiras internas), outras descartam seus resíduos fora do ninho (lixeiras externas)

em locais no solo a uma distância segura do ninho (Moreira 2007). Os solos de formigueiros também podem apresentar características que favorecem a germinação, isso por que a lixeira de um formigueiro é constituída por restos vegetais, carcaças de formigas, pupas e larvas mortas, sendo considerada um excelente substrato nutricional rico em matéria orgânica para as plantas, sendo possível a reabsorção pelas raízes por meio da ciclagem dos nutrientes (Guerra et al. 2007). Guerra et al (2007) também relatam que as concentrações de nutrientes na lixeira são significativamente maiores do que nas folhas, independentemente do substrato ao qual depositado, ou seja, sendo o solo pobre ou rico em matéria orgânica o mesmo recebe altas concentrações dos elementos P, Ca, Mg e S. Ukan (2011), ao analisar o percentual de nutrientes em solo com presença de ninhos de formigas cortadeiras em áreas de eucaliptos, observou um aumento de 37% no teor de P, 41% de K, 79% de Ca e 37% de Mg em relação a solos sem influência dos ninhos. Além disso, a disposição externa de resíduos provavelmente também serve para diminuir os riscos de doenças na colônia; alguns estudos mostram ainda que as operárias que manuseiam resíduos são impedidas de voltar às outras partes do ninho (Hart & Ratnieks 2001).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo identificar como a deposição do lixo externo nos ninhos de *Acromyrmex balzani* pode influenciar a preferências dessas formigas em cortar plantas que se desenvolveram nas lixeiras externas. Como hipótese temos que *Acromyrmex balzani* coleta as plantas na lixeira porque o solo tem mais nutrientes e isto faz com que as plantas sejam mais atrativas, uma vez que mais nutrientes podem permitir que as plantas invistam mais em biomassa (Almeida 2005). Como predição, esperamos que o número de indivíduos de plantas cortadas por *Acromyrmex balzani* seja maior sobre a lixeira que em áreas sem a presença das lixeiras externas.

## MÉTODOS

### *Área de estudo*

O trabalho foi realizado no Parque Nacional Vale do Catimbau (8° 34.794'S; 37° 14.918'O) que está situado nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga,

abrangendo aproximadamente 62 mil hectares. O clima da região é BSh, a precipitação média anual varia de 480 mm a 1000mm ao longo de diferentes áreas do parque e temperatura média anual de 23°C (Alvares et al. 2014). A vegetação xerófila das caatingas é essencialmente heterogênea no que se refere à fitofisionomia e à estrutura, tornando difícil à elaboração de esquemas classificatórios capazes de contemplar satisfatoriamente as inúmeras tipologias ali ocorrentes, submetida a diferentes níveis de perturbação, entre elas a antrópica (De Andrade 2005). O solo é classificado como raso e rico em minerais, mas pobre em matéria orgânica devido às características da região pedregosa com fragmentos de rochas na superfície (Moreira 2006).

A espécie *Acromyrmex balzani* é amplamente distribuída em áreas de Cerrado e Caatinga, invadindo também os terrenos cultivados, principalmente os pastos, onde encontram riqueza de gramíneas para cortar. Seu formigueiro é facilmente reconhecido por ter um tubo de palha guarnecendo a entrada do canal, a espécie é encontrada de forma abundante no Catimbau (Caldato 2010).

#### *Delineamento amostral*

Foram selecionadas 30 colônias da espécie *Acromyrmex balzani*. Ao redor de cada colônia, utilizando barbante e fita zebreada, foi delimitada uma área de observação com 2.5 metros de diâmetro (Fig 1). Dentro desse diâmetro, foi identificada a lixeira de cada colônia e medido o seu raio. As observações noturnas foram executadas com o auxílio de uma lanterna, cujo foco foi coberto com papel-celofane vermelho, para não interferir no comportamento das formigas, segundo recomendação de Guajará et al. 1990. Posteriormente, foi observada a atividade de forrageamento de cada colônia na área delimitada, onde foi registrada o local onde as formigas cortavam as plantas, ou seja, dentro do raio da lixeira ou na área controle que referia-se ao total do diâmetro excluindo o raio da lixeira. Para cada ninho houve uma área controle. Foram observadas também quais espécies de plantas estavam sendo cortadas, independentemente do local de forrageio. O período de observação foi no decorrer de três dias consecutivos entre os horários de 19 às 22 horas, horário escolhido por apresenta maior atividade de forrageio de *Acromyrmex balzani*, o tempo de observação para cada colônia foi de 6 minutos. Foram utilizados testes de qui-quadrado para comparar a frequência com que as

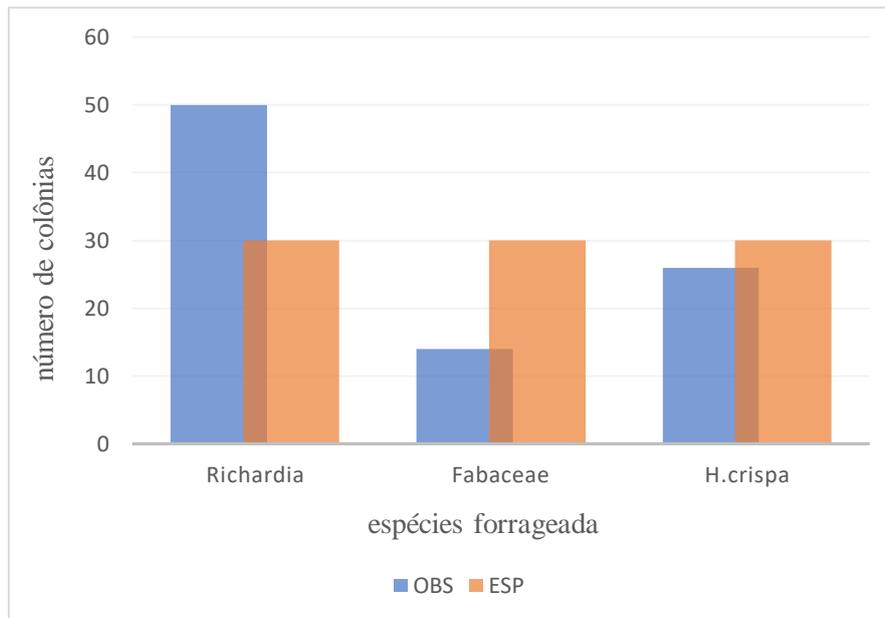
formigas cortavam as plantas na área da lixeira e na área controle, e entre as diferentes espécies de plantas. Os testes foram realizados no software Microsoft Excel.



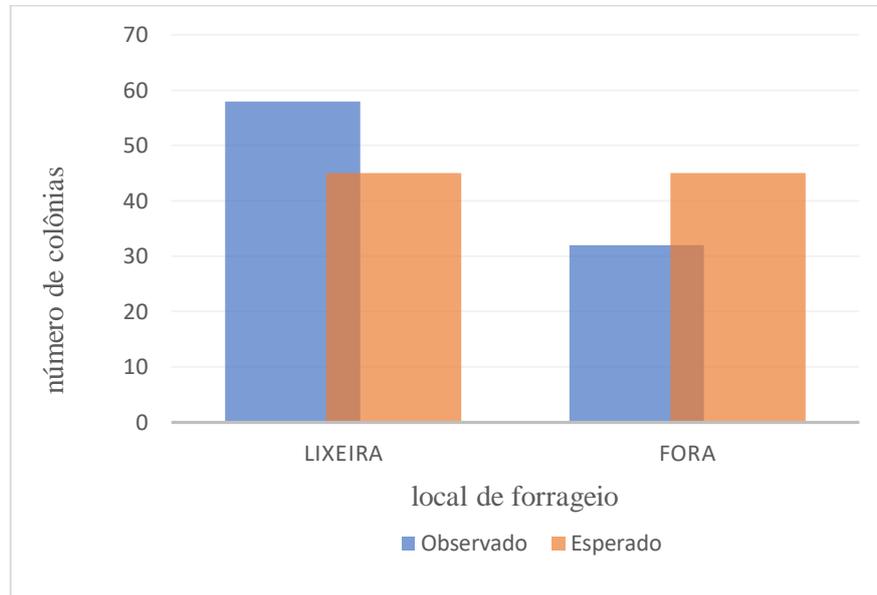
**Figura 1.** Delimitação da unidade amostral com barbante, círculo amarelo marcando a localização da entrada do ninho e círculo laranja lixeira orgânica de *Acromyrmex balzani*.

## RESULTADOS

Para os três dias de monitoramento, foram observadas as plantas que foram cortadas pelas formigas, sendo elas: *Richardia* sp., *Herissantia Crispa*. *Richardia* sp e uma espécie de Fabaceae. *Richardia* sp. foi a planta mais utilizada pelas formigas ao longo dos três dias de observação ( $P=0,03$ ; Fig 2). Ao comparar a frequência de plantas cortadas ao longo dos três dias de coleta, a frequência de forrageio foi maior em 52,2 % em áreas de lixeira que nas áreas fora delas, ou seja, área controle ( $P=0,006$ ; Fig .3).



**Figura 2.** O eixo y corresponde ao número de colônias triplicada, justificadas pelos 3 dias de observação, enquanto o eixo x apresenta as espécies de plantas forrageadas.



**Figura 3.** O eixo y corresponde ao número de colônias triplicada, justificadas pelos 3 dias de observação. O eixo x confere ao local de forrageio que poderia ser no raio da lixeira ou fora (área controle).

## DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram a hipótese de que as plantas em áreas de lixeira são mais coletadas pelas formigas da espécie *Acromyrmex balzani* do que plantas em áreas sem a influência da lixeira. Em nosso estudo, a maior frequência de *Acromyrmex balzani* cortando plantas em áreas de lixeira que estão próximas ao ninho indica que a lixeira fornece alguma atratividade para as plantas e conseqüentemente para as formigas.

Uma possível explicação para o aumento do forrageamento de formigas em áreas de lixeira pode estar associada a alta concentração de nutrientes nesse tipo de substrato. A lixeira de formigas cortadeiras (*Atta* sp. e *Acromyrmex* sp.) pode representar uma fonte de nutrientes importante, principalmente quando se refere ao acúmulo e fornecimento de matéria orgânica ao solo (Santos 2014). Segundo Guerra (2005) diversos estudos reportam que solos de saúveiros apresentam maior fertilidade quando comparados a solos adjacentes sem a influência das colônias, a justificativa é a deposição da lixeira. Essa modificação na quantidade de nutrientes do solo mediada por formigas cortadeiras vai influenciar diretamente na ciclagem de nutrientes dos sistemas (Norby 1997). Nesse contexto, espécies vegetais de crescimento rápido como herbáceas, e plantas jovens com raízes pouco profundas podem se beneficiar da camada de lixeira depositada por *Acromyrmex balzani* sobre o solo. Esse beneficiamento pode se dar através de um maior desempenho das plantas e teor de nutrientes nos tecidos devido a maior disponibilidade de nutrientes disponíveis no solo com lixeira. Neves (2009) observou em seus estudos que existe grande variação na produtividade de biomassa, conforme as condições nas quais as plantas crescem e que a quantidade de nutrientes acumulada é proporcional à quantidade de biomassa produzida, variando, entre as espécies, a eficiência de absorção. O que, por sua vez, pode tornar essas plantas mais atrativas para formigas cortadeiras.

Outra explicação para o aumento do forrageamento de *Acromyrmex balzani* em áreas de lixeira, pode estar associada a proximidade das lixeiras aos ninhos, pois, segundo Moreira (1992), espécies de *Acromyrmex* tem capacidade de forragear em uma distância de até de até 20 m<sup>2</sup>, dependendo do tamanho da colônia. Dessa forma levantando a possibilidade de que essa preferência pode ser pelo fato do recurso está

mais próximo. Isto porque, se espera que as formigas assim como outros organismos procurem maximizar o ganho energético para forragear (Adams 2001). Pimenta (2007) observou a *Acromyrmex balzani* e viu que algumas operárias percorreram distâncias de até 7,0 m para exploração e corte de vegetação, deixando claro a capacidade de forragear áreas mais afastadas do ninho. Para isso, é levado em consideração a relação entre o custo e o benefício na obtenção de recursos; além da disponibilidade e qualidade do recurso (Stephens 2007). Logo, é possível que a proximidade da lixeira para o ninho e a qualidade nutricional da lixeira, pode permitir que as plantas que ali se desenvolvem, ofertem para as formigas a qualidade nutricional adequada e mínimo de esforço possível, maximizando assim o gasto energético no forrageamento

Ao observar as espécies de plantas cortados por *Acromyrmex balzani*, embora não tenha observado uma preferência específica, as formigas apresentaram uma tendência a maior interação com a espécie *Richardia sp.* Perez e Dorval (2003) sugerem que algumas espécies de formigas alteram seu forrageamento em resposta ao clima, à presença de alimento e à disponibilidade de plantas aptas para forrageio. Como *Richardia sp.* é uma espécie muito abundante na área de estudo, a preferência das formigas por essa espécie de planta parece estar condicionada a alta disponibilidade desse recurso.

Os resultados alcançados no presente estudo permitem concluir que existe maior forrageamento nas áreas de lixeira em relação as áreas controle (fora da lixeira). Tal conclusão se dá provavelmente pelo fato de áreas de lixeira terem solos mais ricos e por serem mais próximo do ninho; o que possivelmente deixa as plantas mais atrativas para as formigas. Sugere-se realizar um estudo com uma maior quantidade de colônias e com mais dias de observação, pois ainda que lixeiras sejam mais favoráveis para as plantas, oferecendo um efeito positivo das formigas, inclusive como oportunidade pra regeneração natural do ambiente, elas também cortam mais as plantas nas lixeiras, exercendo um papel negativo e “freando” a regeneração. Uma vez que essas formigas proliferam em áreas perturbadas, isso pode ser importante resultado. Seria necessário também um estudo anatômico das plantas que são forrageadas para compreender o grau de alteração que a lixeira de *Acromyrmex balzani* pode causar nas plantas, juntamente com análises de solo para investigar melhor os mecanismos por trás do padrão encontrado.

## REFERÊNCIA

- Adams ES. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 277-303.
- Almeida, SMZ, Soares AM, Castro EM, Vieira CV, Gajego EB. 2005. Alterações morfológicas e alocação de biomassa em plantas jovens de espécies florestais sob diferentes condições de sombreamento. *Ciência rural* 35(1): 62-68.
- Caldato N. 2010. *Biologia de Acromyrmex balzani* Emery, 1890 (Hymenoptera, Formicidae). MSc Thesis. Universidade Estadual do estado de São Paulo, São Paulo.
- De Andrade LA, Pereira IM, Leite UT, Barbosa MRV. 2005. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. *Cerne* 11(3): 253-262.
- Della Lucia TMC. 1993. 'As formigas cortadeiras'. Viçosa, Editora Folha de Viçosa.
- Guajará MS, Vilela EF, Jaffe K. 1990. Senses used by *Acromyrmex subterraneus molestans* during homing orientation, under laboratory conditions. In: Vander Meer, RK, Jaffé K, Cedeño A (eds.) *Applied myrmecology: a world perspective*. Boulder, Westview Press. p.367-372.
- Guerra MBB, Schaefer CEGR, Sousa-Souto L. 2005. Produção de lixo em colônias de *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae) e sua relação com a qualidade do material vegetal cortado. *Campo Grande, UFMG*.
- Guerra MBB, Schaefer CEGR, Sousa-Souto L. 2007. Características químicas do lixo de formigueiros de *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae) mantidos com diferentes substratos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 31(5): 1185-1189.
- Hart A, Ratnieks F. 2001. Particionamento de tarefas, a divisão de trabalho e a compartimentação de ninhos coletivamente isolam resíduos perigosos em formigas cortadeiras *Atta cephalotes*. *Ecologia Comportamental e Sociobiologia*, 49(5): 387-392.
- Hölldobler B, Wilson EO. 1990. *As formigas*. Cambridge, Belknap Press.
- Hölldobler B, Wilson EO. 1994. *Viagem às formigas: uma história de exploração científica*. Cambridge, Belknap Press.
- Loeck AE, Grutzmacher D, Coimbra S. 2003. Ocorrência de formigas cortadeiras do gênero *Acromyrmex* nas principais regiões agropecuárias do Rio Grande do Sul. *Current Agricultural Science and Technology* 9(2).
- Majer JD. 1997. The use of pitfall traps for sampling ants – a critique. *Memoirs of the Museum of Victoria* 56(2): 323-329.

Malaquias KS. 2007. Avaliação de propriedades aleloquímicas do feromônio de trilha de formigas cortadeiras. Graduation Thesis. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro.

Marinho C, et al. 2006. Fatores que dificultam o controle das formigas cortadeiras. *Bahia Agrícola* 7(2): 18-21.

Moreira AA, et al. 2007. Arquitetura dos ninhos das formigas-cortadeiras de gramíneas. *Biológico, São Paulo* 69(2): 83-85.

Moreira DDO. 1992. A glândula do feromônio de trilha e efeito deste na orientação de *Acromyrmex subterraneus subterraneus* (Hymenoptera: Formicidae). Viçosa. UFV.

Moreira JN, Lira MA, Santos MVF, et al. 2006. Caracterização da vegetação de Caatinga e da dieta de novilhos no Sertão de Pernambuco. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41(11): 1643-1651.

Neves ALR, Lacerda CF, Guimarães FVA, et al. 2009. Acumulação de biomassa e extração de nutrientes por plantas de feijão-de-corda irrigadas com água salina em diferentes estádios de desenvolvimento. *Ciência Rural* 39(3): 758-765.

Norby R. 1997. Carbon Cycle - Inside the black box. *Nature* 388: 522-523.

Pimenta LB, Araújo MS, Lima R, Silva JMS, Naves VGO. 2007. Dinâmica de forrageamento e caracterização de colônias de *Acromyrmex balzani* (Emery, 1890) (Hymenoptera: Formicidae) em ambiente de cerrado goiano. *Revista Científica Eletrônica De Engenharia Florestal* 5(9): 1-12.

Santos RS. 2014. Viabilidade do lixo de formigueiro como substrato para cultivo orgânico de mudas de alface. Graduation Thesis. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

Silva KS, Castellani MA, Forti LC, et al. 2010. Architecture of nests of *Acromyrmex* (Moellerius) *balzani* (Formicidae: Myrmicini: Attini) in pasture. *Applied Research & Agrotechnology* 3(2): 99-116.

Stephens DW, Brown JS, Ydenberg RC. 2007. *Foraging Behavior and Ecology*. Chicago, The University of Chicago Press.

**Veloso, Ronice Alves. 2012. Campus universitário de gurupi mestrado em produção vegetal.**

Weber N. 1972. O comportamento das formigas em cultivar fungos. *Zoologist americano* 12(3): 577-587.

Zanetti R, Carvalho GA, Santos A, Souza-Silva A, Godoy MS. 2002. Manejo integrado de formigas cortadeiras. Universidade Federal de Lavras, Lavras.

# EFETIVIDADE DA PROTEÇÃO ANTI-HERBIVORIA DE FORMIGAS EM MUDAS SUBMETIDAS A DIFERENTES TÉCNICAS DE PRODUÇÃO E MANEJO

Patrícia Maria de Souza Melo <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pós-graduação em Ecologia - Universidade Estadual de Campinas.

## RESUMO

O presente estudo avaliou como diferentes técnicas de produção e manejo de mudas influencia a efetividade do serviço de proteção anti-herbivoria provido por formigas visitantes de nectários extraflorais. Foram utilizadas mudas de três espécies nativas da Caatinga com nectários extraflorais. O experimento seguiu um delineamento em blocos ao acaso, com dois tratamentos e 3 repetições. Para cada espécie, os dois fatores manipulados foram: fertilizante (com e sem adição de fertilizante) e OmniVerdi (sem e com OminiVerdi). Cupins foram utilizados como herbívoros simulados e o comportamento das formigas em relação a esses cupins foram registrados. Duas medidas de efetividade de proteção foram medidas: taxa de ataque e tempo de ataque. Três espécies de formigas foram observadas visitando os nectários extraflorais nas mudas: *Crematogaster* sp., *Dorymyrmex thoracicus*, *Dorymyrmex* sp. Contudo, as formigas foram indiferentes à presença dos cupins independente dos tratamentos aplicados às mudas. Isso sugere que as diferentes técnicas empregadas na produção de mudas não conferem nenhuma vantagem as plantas no que diz respeito à proteção anti-herbivoria por formigas. Tal achado pode indicar que nesse contexto ecológico, em particular, apenas as formigas se beneficiam da interação estabelecida com as plantas, configurando um caso de amensalismo (+, 0) e não uma interação mutualística. Assim, a presença constante de formigas visitando nectários extraflorais não necessariamente implica em benefícios à planta.

**Palavras-chave:** Amensalismo, Interação planta-formiga, Mutualismo, Restauração assistida.

## INTRODUÇÃO

Plantas e formigas são reconhecidas por estabelecerem importantes interações mutualísticas entre si. Uma dessas interações pode ser observada entre plantas com nectários extraflorais e formigas (Bentley 1977; Oliveira, 1998). Nectários extraflorais correspondem a órgãos ou tecidos especializados em secretar compostos de açúcar, aminoácidos e proteínas, denominado néctar extrafloral (Elias, 1983). Essas estruturas podem ser potencialmente observadas em todas as partes vegetais e geralmente não estão relacionados ao processo de polinização (Elias, 1983). A presença de nectários extraflorais atrai uma diversidade de formigas que utilizam o néctar extrafloral como recurso alimentar. Interessantemente, a visitação de formigas nessas plantas, diversas vezes, conduz à eliminação de herbívoros que eventualmente se instalem nas plantas já que muitas espécies de formigas exibem comportamento agressivo (Pacelhe et al. 2019). Nesse sentido, as formigas visitantes de nectários extraflorais exercem um importante papel em reduzir a comunidade de herbívoros e, conseqüente, a incidência de danos nas plantas (Brown 1960; Bentley 1977).

Contudo, a efetividade desse serviço de proteção anti-herbivoria provido por formigas às plantas com nectários extraflorais pode ser sensível a variações na qualidade do néctar (Pacelhe et al. 2019). Algumas espécies de formigas demonstram avaliar a qualidade do néctar a partir do consumo de apenas uma porção disponível. Se o recurso se apresenta como de baixa qualidade, elas podem abandonar a planta ou continuar buscando até encontrar um recurso de qualidade satisfatória (Ganeshaiyah & Veena 1988; Veena & Ganeshaiyah 1991; Schilman & Roces 2003). Adicionalmente, estudos têm demonstrado que uma mesma espécie de formiga pode modular sua efetividade de proteção contra herbívoros em relação à qualidade do recurso alimentar disponível (Flores-Flores et al. 2018).

Um fator que pode influenciar na qualidade do néctar é o fitness vegetal (Miller 2014). Isso porque plantas mais vigorosas podem apresentar um melhor desempenho ecofisiológico, possibilitando a alocação de nutrientes na produção de recursos de melhor qualidade (Schmidt e Zotz, 2001). Contudo, diversos fatores bióticos e abióticos atuam como moduladores da atividade dos nectários extraflorais provocando efeitos que refletem na quantidade e qualidade do néctar produzido. Esses fatores

incluem período do dia (Heil et al. 2000; Falcão et al. 2014; Dáttilo et al, 2015; Anjos et al, 2016), intensidade de herbivoria (Heil et al. 2001; Ness 2003), disponibilidade hídrica e de nutrientes (Pringle et al. 2013), ontogenia e fenologia vegetal (Queiroz et al. 2013; Quintero et al. 2013; Miller 2014), bem como diferenças genotípicas (Wooley et al. 2007).

Assim, frente aos esforços dirigidos às iniciativas de restauração de áreas degradadas, diversas técnicas têm sido empregadas na produção de mudas, visando reduzir custos de manejo dessas mudas no viveiro, assim como produzir mudas resistentes e com bom desempenho no campo (Fonseca e Cruz et al. 2006; Caldeira et al. 2008; Lucca et al. 2010; Antoniazzi et al. 2013). O emprego dessas técnicas pode conferir incrementos em vários aspectos do fitness das mudas, como taxa de crescimento, investimento em área foliar, produção de folhas e crescimento radicular (Fonseca & Cruz et al. 2006; Antoniazzi et al. 2013). Tais incrementos além de atribuir vantagem na produtividade vegetal pode, também, desempenhar um papel importante no serviço de proteção anti-herbivoria promovido por formigas visitantes de nectários extraflorais. Com isso, nossa previsão é que a aplicação dessas técnicas possa possibilitar a produção de um néctar extrafloral de melhor qualidade e, assim, estimular a provisão de um serviço de mais satisfatório pelas formigas.

A fim de auxiliar na compreensão e desenvolvimento de técnicas de restauração assistida eficazes, o presente trabalho teve como objetivo avaliar como duas diferentes técnicas de produção e manejo de mudas afeta o serviço de defesa anti-herbivoria provido por formigas em três espécies plantas com nectários extraflorais da Caatinga (Angico, Jurema-branca e Pau-ferro). Sabendo que o uso de fertilizante e Omniverdi pode promover incrementos no fitness das mudas, e conseqüentemente na produção do néctar extrafloral, a nossa hipótese é que o uso combinado dessas duas técnicas promove um serviço de proteção anti-herbivoria mais efetivo em relação a não utilização dessas técnicas às mudas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" Sul; 37°0'30" e 37°1'40" Oeste), inserido nos municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, Pernambuco. O clima é predominantemente semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso, do tipo As', de acordo com a escala de Köppen (SNE 2002).

A precipitação média anual varia de 480 a 1100 mm, apresentando bastante irregularidade interanual. A média anual de temperatura é de aproximadamente 23°C. O maior percentual do parque (70%) tem areia de solos quartzólicos (SNE 2002). Devido a heterogeneidade ambiental do Parque, a fitofisionomia se apresenta bastante diversificada, variando de caatinga arbustiva nas áreas onde a precipitação é maior até vegetação arbustiva com muitas cactáceas e bromeliáceas nas áreas mais secas ou com afloramentos rochosos (SNE 2002).

#### *Técnicas utilizadas na produção e manejo das mudas*

Duas técnicas foram aplicadas na produção e manejo das mudas. A primeira técnica de produção e manejo das mudas é denominada OmniVerdi, na qual ondeduas modalidades foram empregadas em conjunto, OminiVerdi Riza e OminiVerdi Omega. O emprego do OmniVerdi Riza objetiva conferir um maior crescimento das raízes no viveiro além de proteção ao sistema radicular durante o transplante. Esta modalidade consiste em acomodar a parte radicular das mudas em um tecido permeável de 75 cm de comprimento e um cano de PVC de igual tamanho. O OmniVerdi Omega, por sua vez, consiste na aplicação de um anel de contenção, produzido com areia e cimento, após o transplante das mudas. O emprego desse anel atua como uma barreira física radial que visar conferir algumas vantagens às mudas transplantadas no campo como, por exemplo, redução da competição com as plantas vizinhas e maior captação de água pluvial.

A segunda técnica consiste na aplicação de fertilizante às mudas quando as mesmas ainda estão no viveiro. Similarmente à primeira técnica, a fim de proporcionar um maior crescimento do sistema radicular, as raízes também cresceram em canos de PVC de 75 cm, de modo que as raízes das mudas obtidas de ambas as técnicas possuíam tamanhos semelhantes.

#### *Desenho experimental*

Em 2018, a fim de analisar a eficiência das duas técnicas empregadas na produção e manejo das mudas, foi estabelecido um experimento seguindo um delineamento em blocos ao acaso, com dois tratamentos. Para cada espécie, os dois fatores manipulados foram: fertilizante (com e sem adição de fertilizante), OmniVerdi (sem e com OminiVerdi). Após um ano do transplante das mudas, um experimento foi conduzido para avaliar a efetividade do serviço de defesa anti-herbivoria provido por formigas à mudas submetidas a diferentes técnicas de produção. Para tanto, três espécies de plantas com nectários extraflorais disponíveis no local foram avaliadas, a saber: *Anadenanthera colubrina* (Benth.) Brenan (Angico), *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (Jurema-branca) e *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz (Pau-ferro).

Cupins foram utilizados como herbívoros simulados (Oliveira 1997) em 3 blocos do experimento. Durante o período manhã e final de tarde, um total de 5 cupins foram colados dorsalmente em diferentes folhas das mudas e observados por um período de 10 minutos. Nesse intervalo de tempo, o comportamento das formigas em relação aos cupins (encontro, ataque e remoção) foi observado. Duas medidas de efetividade de proteção contra a herbivoria foram, então, aferidas: (1) taxa de ataque, obtida a partir da proporção de cupins atacados em relação aos cinco cupins colados nas plantas (2) tempo de ataque. Os dados obtidos foram submetidos à uma análise de variância de dois fatores, adotando um nível de significância de 5%, no Programa R (R Core Team, 2016).

## RESULTADOS

As espécies *Crematogaster* sp., *Dorymyrmex thoracicus* Gallardo e *Dorymyrmex* sp. foram observadas visitando os nectários extraflorais das mudas na área de estudo. *Crematogaster* sp. foi a principal espécie associada com as três espécies vegetais. *D. thoracicus* e uma espécie não identificada desse mesmo gênero foram menos frequentemente registradas, ocorrendo apenas em mudas de angico. Apesar da visita aos nectários extraflorais, as formigas não demonstraram nenhuma interação em resposta à presença dos cupins durante o período analisado. Como consequência, os valores referentes ao tempo de encontro, ataque e remoção, bem como a taxa de ataque foram nulos.

## DISCUSSÃO

Contrariando as previsões levantadas no presente estudo, as espécies de formigas visitantes de nectários extraflorais observadas não demonstraram evidência de proteção anti-herbivoria a nenhuma das espécies vegetais, independente do tratamento aplicado durante a produção das mudas. Tal achado pode indicar que nesse contexto, em particular, apenas as formigas se beneficiam da interação estabelecida com as plantas, configurando um caso de amensalismo (+, 0) (Kersch & Fonseca 2005). Assim, a presença constante de formigas visitando nectários extraflorais não necessariamente implica em benefícios à planta.

Tal fato contraria a hipótese de proteção (Brown 1960; Bentley 1977), a qual diz que a visita das formigas em plantas com nectários extraflorais fornece benefícios para a planta por diminuir a incidência de herbivoria. Tal benefício resulta do comportamento predatório ou agressivo das formigas em relação aos herbívoros. Apesar dessa hipótese ser corroborada em vários sistemas, muitos estudos têm falhado em demonstrar que plantas com nectários extraflorais recebem de fato proteção das formigas contra seus herbívoros associados (Janzen 1975; O'Dowd & Catchpole 1983; Heads & Lawton 1985; Rashbrook et al. 1992; Kersch & Fonseca, 2005). O presente estudo é mais consistente com a ideia de que a proteção das formigas em plantas com nectários extraflorais não é um processo universal (Oliveira & Pie 1998). O néctar extrafloral é um recurso que atrai uma grande diversidade de táxons de formigas, de maneira que o mutualismo estabelecido entre as plantas e formigas é geralmente de natureza facultativa e generalista (Kersch & Fonseca 2005; Leal et al. 2015).

Nesse sentido, a qualidade dos serviços de proteção anti-herbivoria prestados às plantas com nectários extraflorais muitas vezes está atrelada à identidade das espécies de formigas (Rudgers & Strauss 2004; Katayama & Suzuki 2005; Miller 2007; Ness et al. 2009; Nogueira et al. 2015). Isso porque as diferentes espécies de formigas variam quanto ao seu grau de agressividade (Itioka et al. 2000; Sakata & Katayama 2001; Dejean et al. 2009; Yamawo et al. 2017). Tal agressividade, por sua vez, depende das estratégias de forrageamento adotadas (solitárias ou em grupo) pelas espécies, bem como de fatores intrínsecos de cada espécie (Ozawa 2012; Yamawo

et al. 2017). Espécies de formigas que forrageiam em grupo podem demonstrar maior agressividade quando há um maior número de indivíduos próximos (Sakata & Katayama 2001). Além disso, a taxa de encontro dos herbívoros pelas formigas frequentemente está positivamente relacionada à abundância de formigas na planta (Katayama & Suzuki 2005). No entanto, mesmo as espécies que forrageiam de modo solitário podem exibir uma forte agressividade, sendo consideradas intrinsecamente agressivas (Katayama & Suzuki 2005). No presente estudo foi observado que *Crematogaster* sp. adota a estratégia de forragear em grupos enquanto que ambas espécies de *Dorymyrmex* ocorriam isoladamente nas plantas. Apesar dessa diferença de forrageamento, nenhuma delas demonstrou agressividade perante os herbívoros simulados. Tal fato pode sugerir que as espécies observadas são naturalmente não agressivas.

Além disso, a eficiência desse serviço tem sido relatada como altamente dependente do contexto ecológico no qual as plantas e formigas estão inseridas, podendo variar de forte para fraca, ou inexistir (Heil & McKey 2003; Kersch & Fonseca 2005). Kersch & Fonseca (2005) demonstraram experimentalmente que o mutualismo entre plantas com nectários extraflorais e formigas pode ser condicional, sendo modulado por fatores abióticos como luminosidade. Os autores verificaram que em ambientes ensolarados, plantas sem formigas cresceram menos, produziram um menor número de folhas e folíolos, foram menos danificadas por herbívoros, apresentaram menor quantidade de biomassa total e exibiram maior taxa de mortalidade que plantas com formigas. Em plantas na sombra, contudo, a presença de formigas não exerceu nenhuma influência no crescimento, sobrevivência e biomassa.

O presente trabalho sugere que as diferentes técnicas empregadas na produção de mudas não conferem nenhuma vantagem às plantas no que diz respeito a proteção anti-herbivoria por formigas. As espécies de formigas observadas visitando os nectários extraflorais das plantas consomem o néctar extrafloral, mas não conferem nenhum benefício às mudas. Nesse sentido, possuir nectários extrafloral não implica em benefícios à planta. Isso pode tornar necessário o levantamento de questões que abordem os benefícios oriundos da interação planta-formiga não apenas em termos de alocação de recursos vegetais, mas também do comportamento das formigas,

considerando os fatores intrínsecos das espécies como também o contexto no qual elas estão inseridas.

## AGRADECIMENTOS

Sou grata à Isabelle Holanda e Inara Leal pela identificação das espécies de formigas, à comissão organizadora do curso Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga pelo suporte logístico e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFPE), ICMBIO e PELD-PRONEX (CNPq) pelo suporte financeiro.

## REFERÊNCIAS

- Anjos DV, Caserio B, Rezende FT, Ribeiro SP, Del-Claro K, Fagundes R. 2016. Extrafloral nectaries and interspecific aggressiveness regulate day/night turnover of ant species foraging for nectar on *Bionia coriacea*. *Austral Ecol.* 42: 317–328.
- Antoniazzi AP, Binotto B, Neumann MN, Budke JC, Sausen TL. 2013. Eficiência de diferentes recipientes no desenvolvimento de mudas de *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae). *Revista Brasileira de Biociências* 11: 313-317.
- Bentley BL. 1977. Extrafloral nectaries and protection by pugnacious bodyguards. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8: 407-428.
- Brown WL. 1960. Ants, acacias and browsing mammals. *Ecology* 41: 587-592.
- Caldeira MVW, Rosa GN, Fenilli TAB, Harbs RMP. 2008. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira-vermelha. *Scientia Agraria* 9: 27-33.
- Elias TS. 1983. Extrafloral nectaries: their structure and distribution. In: *The biology of nectaries*. Bentley B, Elias TS. Columbia University Press. New York. 259p.
- Dáttilo W, Aguirre A, Flores-Flores RV, Fagundes R, Lange D, García-Chávez J, Del-Claro K, Rico-Gray V, 2015. Secretory activity of extrafloral nectaries shaping multitrophic ant-plant-herbivore interactions in an arid environment. *J. Arid Environ.* 114: 104–109.
- Dejean A, Grangier J, Leroy C, Orivel J. 2009. Predation and aggressiveness in host plant protection: a generalization using ants from the genus *Azteca*. *Naturwissenschaften* 96: 57–63.

- Falcão JCF, Dáttilo W, Izzo TJ. 2014. Temporal variation in extrafloral nectar secretion in different ontogenic stages of the fruits of *Alibertia verrucosa* S. Moore (Rubiaceae) in a Neotropical savanna. *J. Plant Interact.* 9: 137–142.
- Flores-Flores RV, Aguirre A, Anjos DV, Neves FS, Campos RI, Dáttilo W. 2018. Food source quality and ant dominance hierarchy influence the outcomes of ant-plant interactions in an arid environment. *Acta Oecologica*, 87: 13–19.
- Fonseca e Cruz CA, Paiva HN, Guerrero CRA. 2006. Efeito da adubação nitrogenada na produção de mudas de sete-casca (*Samanea inopinata* (Harms) Ducke). *R. Árvore*, 30: 537-546.
- Ganeshaiyah KN, Veena T. 1988. Plant design and non-random foraging by ants on *Croton bonplandianum* Baill. (Euphorbiaceae). *Animal Behaviour*, 36: 1683–1690.
- Heads, PA, Lawton JH. 1985. Bracken, ants and extrafloral nectaries. How insect herbivores avoid ant predation. *Ecological Entomology* 10:29–42.
- Heil M, Fiala B, Baumann B, Linsenmair KE. 2000. Temporal, spatial and biotic variations in extrafloral nectar secretion by *Macaranga tanarius*. *Funct. Ecol.* 14: 749–757.
- Heil, M, McKey D. 2003. Protective ant-plant interactions as model systems in ecological evolutionary research. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 425–453.
- Heil M, Koch T, Hilpert A, Fiala B, Boland W, Linsenmair KE. 2001. Extrafloral nectar production of the ant-associated plant, *Macaranga tanarius*, is an induced, indirect, defensive response elicited by jasmonic acid. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 98: 1083–1088.
- Itioka T, Nomura M, Inui Y, Itino T, Inoue T. 2000. Difference in intensity of ant defense among three species of *Macaranga* myrmecophytes in a Southeast Asian dipterocarp forest. *Biotropica* 32, 318–326.
- Janzen DH. 1975. *Pseudomyrmex nigropilosa*: a parasite of a mutualism. *Science* 188: 936–937.
- Katayama N, Suzuki N. 2005. The importance of the encounter rate between ants and herbivores and of ant aggressiveness against herbivores in herbivore exclusion by ants on *Vicia angustifolia* L. (Leguminosae) with extrafloral nectaries. *Applied Entomology and Zoology* 4: 69–76.
- Katayama N, Suzuki N. 2011. Anti-herbivory defense of two *Vicia* species with and without extrafloral nectaries. *Plant Ecology* 212, 743–752.
- Kersch MF, Fonseca CR. 2005. Abiotic factors and the conditional outcome of an ant-plant mutualism. *Ecology* 86: 2117–2126.

- Leal LC, Andersen AN, Leal IR. 2015. Disturbance Winners or Losers? Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Brazilian Caatinga. *Biotropica* 47(4): 468–474 2015.
- Luca EDD, Rebecchi RJ, Schorn LA. 2010. Crescimento e qualidade de mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vellozo) em viveiro, mediante diferentes técnicas de produção. *Revista Árvore*, 22: 189-199.
- Miller TEX. 2007. Does having multiple partners weaken the benefits of facultative mutualism? A test with cacti and cactus-tending ants. *Oikos* 116, 500–512.
- Miller TEX. 2014. Plant size and reproductive state affect the quantity and quality of rewards to animal mutualists. *J. Ecol.* 102: 496–507.
- Ness JH. 2003. *Catalpa bignonioides* alters extrafloral nectar production after herbivory and attracts ant bodyguards. *Oecologia* 134, 210–218.
- Ness JW, Morris WF, Bronstein J. 2009. For ant-protected plants, the best defense is a hungry offense. *Ecology* 90: 2823–2831.
- Nogueira A, Rey PJ, Alcántara JM, Feitosa RM, Lohmann LG. 2015. Geographic mosaic of plant evolution: extrafloral nectary variation mediated by ant and herbivore assemblages. *PLoS ONE* 10
- O'Dowd DJ, Catchpole EA. 1983. Ants and extrafloral nectaries - no evidence for plant-protection in *Helichrysum* spp ant interactions. *Oecologia* 59:191–200.
- Oliveira PS, Pie, MR. 1998. Interaction Between Ants and Plants Bearing Extrafloral Nectaries in Cerrado Vegetation. *An. Soc. Entomol. Brasil* 27(2)
- Ozawa A. 2012. Can ants visiting extrafloral nectaries of the yardlong bean, *Vigna unguiculata* var. *sesquipedalis*, protect the legume seeds from stink bugs? *Annual Report of the Kansai Plant Protection Society* 54: 41–45.
- Pacelhe FT, Costa FV, Neves FS, Bronstein J, Mello MAR. 2019. Nectar quality affects ant aggressiveness and biotic defense provided to plants. *Biotropica*. 1–9.
- Pringle EG, Akçay E, Raab TK, Dirzo R, Gordon DM. 2013. Water stress strengthens mutualism among ants, trees, and scale insects. *PLoS Biol.* 11.
- Queiroz ACM, Costa FV, Siqueira Neves F, Fagundes M. 2013. Does leaf ontogeny lead to changes in defensive strategies against insect herbivores? *Arthropod. Plant. Interact.* 7: 99–107.
- Quintero C, Barton KE, Boege K. 2013. The ontogeny of plant indirect defenses. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 15, 245–254.
- Rashbrook, VK, Compton SG, Lawton JH. 1992. Ant-herbivore interactions: reasons for the absence of benefits to a fern with foliar nectaries. *Ecology* 73:2167–2174.

Rudgers JA, Strauss SY 2004. A selection mosaic in the facultative mutualism between ants and wild cotton. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 271: 2481–2488.

Sakata H, Katayama N. 2001. Ant defence system: a mechanism organizing individual responses into efficient collective behavior. *Ecological Research* 16: 395–403.

Schilman PE, Roces F. 2003. Assessment of nectar flow rate and memory for patch quality in the ant *Camponotus rufipes*. *Animal Behaviour*. 66(4): 687–693.

Schmidt G, Zotz G. 2001. Ecophysiological consequences of differences in plant size: in situ carbon gain and water relations of the epiphytic bromeliad, *Vriesea sanguinolenta*. *Plant, Cell and Environment* 24: 101–112.

Wooley SC, Donaldson JR, Gusse AC, Lindroth RL, Stevens MT. 2007. Extrafloral nectaries in aspen (*Populus tremuloides*): heritable genetic variation and herbivore induced expression. *Ann. Bot.* 100, 1337–1346.

Yamawo A, Hada Y, Tagawa J. 2017. Aggressiveness of ants attracted to the extrafloral nectary-bearing plant, *Mallotus japonicus*, and temporal fluctuations in their abundance. *Entomological Science* 20: 150–155.

## DANOS NA COROLA REDUZEM O NÚMERO DE VISITANTES FLORAIS: ESTUDO DE CASO COM UMA ESPÉCIE AUTO-INCOMPATÍVEL ENDÊMICA DA CAATINGA

Willams Oliveira <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

### RESUMO

Florivoria é conceituada como danos que são causados por herbívoros a um botão ou qualquer verticilo floral. Mudanças no tamanho da pétala e no comprimento do tubo floral podem reduzir o sucesso reprodutivo através da redução da atração das flores e, até mesmo, do comportamento dos polinizadores. Esse trabalho, objetivou investigar o efeito da florivoria simulada (i.e. danos na corola das flores) sobre o número de visitas totais de polinizadores, hipotetizando que haverá redução no número de polinizadores em flores mais danificadas por herbívoros, pois a flor será menos atrativa. O presente estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau, utilizando a espécie *Cenostigma microphyllum* (Leguminosae) como modelo, auto-incompatível e endêmica da Caatinga. No total, seis indivíduos com altura similar foram acompanhados e tiveram 12 flores submetidas a diferentes níveis de danos florais. Em adição, foi observado o número total de visitantes florais durante 10 horas ao longo de toda a antese floral. Foram registrados os visitantes florais e seus comportamentos de aproximação nas flores, sendo classificados em três categorias: 1) polinizador efetivo, 2) polinizador ocasional e 3) pilhador. No total, foram registradas 540 visitas nas flores de *C. microphyllum*, sendo 71,5% das visitas realizadas em flores intactas. No que diz respeito ao número total de visitas por hora, houve uma redução significativa com o aumento do nível de dano na corola ( $\chi^2 = 1,44$ ;  $P < 0,0001$ ). Os resultados obtidos indicam que quanto maior o nível de florivoria, menor o número de visitantes florais, corroborando a hipótese testada. Sendo assim, a morfologia da flor tem influência direta sobre o comportamento dos polinizadores que podem visitá-la, podendo alterar a relação planta-polinizador e influenciar a dinâmica de remoção e deposição de pólen, podendo afetar negativamente, de forma indireta, o sucesso reprodutivo das plantas.

**Palavras-chave:** Caatinga, *Cenostigma microphyllum*, florivoria, polinização, polinizadores.

## INTRODUÇÃO

Polinização é o processo de reprodução sexuada que ocorre em todas as angiospermas, na qual os grãos de pólen são transferidos das anteras das flores, onde são produzidos, para o estigma de outra flor mesma espécie (i.e. polinização cruzada) ou para a mesma flor (i.e. autopolinização) (Willmer, 2011). Os vetores que intermediam a transferência dos grãos de pólen são chamados de polinizadores e podem ser abióticos (e.g. água e vento) ou bióticos, tais como abelhas, borboletas, besouros, moscas, vespas, aves, morcegos e outros vertebrados e insetos (Faegri & Pijl, 1979). Atualmente, estima-se que cerca de 90% das angiospermas do mundo sejam polinizadas por animais (Ollerton et al., 2011). Como esse grupo vegetal necessita da transferência de grãos de pólen para fertilizar, se reproduzir e, conseqüentemente, manter suas populações, a polinização se torna um processo ecológico indispensável na manutenção do ecossistema, reprodução e evolução das plantas com flores (Gikungu et al., 2016). Além disso, a polinização é um serviço ecossistêmico essencial para o bem-estar do humano, uma vez que um terço dos principais produtos agrícolas que consumimos depende da ação dos polinizadores (Klein et al., 2007).

No entanto, perturbações antrópicas podem interferir negativamente nas interações de polinização, tornando-as instáveis (Jordano, 1987). Além disso, perturbações antrópicas também ameaçam a permanência dos indivíduos no habitat, aumentam as taxas de endogamia e, conseqüentemente, comprometem o sucesso reprodutivo das espécies dependentes de polinizadores (e.g. Jordano, 1987; Pellegrino & Bellusci, 2014). Adicionalmente, as atividades humanas em um habitat têm efeito direto sobre as interações planta-animal (Souza et al., 2013), podendo causar efeitos negativos sobre polinizadores e positivos para outras interações, como a herbivoria floral, i.e. florivoria (Söber et al., 2009). Neste sentido, se os polinizadores evitam as flores danificadas, intensificam o efeito negativo dos florívoros (Malo et al., 2001). Em adição, a intensidade de herbivoria tende a responder positivamente em função do aumento das perturbações em habitats naturais (Siqueira et al., 2018). Entretanto, a sinergia entre perturbações antrópicas crônicas e florivoria necessitam de mais estudos para ampliar os conhecimentos acerca dos aspectos ecológicos relacionados às interações planta-florívoro.

Danos nos tecidos florais provocam mudanças no tamanho, na forma, na cor e, também, na produção de néctar (Lehtilae & Strauss, 1999; Mothershead & Marquis, 2000; Cardel, 2004). Mudanças, principalmente, no tamanho da pétala e no comprimento do tubo floral, podem diminuir o sucesso reprodutivo através da redução da atração e/ou alterações no comportamento dos polinizadores em relação à flor (Armbruster & Mziray, 1987; Karban & Strauss, 1993; Söber et al., 2009). A taxa de visitação de polinizadores em flores não danificadas em plantas com flores altamente danificadas foi cerca de 30% menor do que a taxa correspondente para plantas que não apresentavam flores danificadas (Söber et al., 2009). Dois mecanismos podem explicar isso: 1) florívoros reduzem os níveis de recompensa floral consumindo pólen e 2) florívoros reduzem a atratividade visual das flores para os polinizadores (Lunau, 2000).

Neste trabalho, investigou-se o efeito da florivoria simulada (i.e. danos na corola das flores) sobre o número de visitas totais de polinizadores. Com isso, foi levantada a hipótese de que haverá redução no número de polinizadores em flores mais danificadas por herbívoros, pois a flor será menos atrativa. Neste sentido, pode-se prever que com o aumento dos danos simulados na corola, haverá uma redução no número de visitas de polinizadores efetivos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de estudo*

O presente estudo foi conduzido em uma Floresta Tropical Sazonalmente Seca, localizada no Estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. A área de estudo é compreendida pelo Parque Nacional do Catimbau (08°24'00" S; 37°09'30" O), localizado no município de Buíque, que corresponde a 134.512,4 ha, dos quais o Vale do Catimbau ocupa uma área de 62.294,14 ha, e tem 51.862 habitantes (IBGE, 2010). A região apresenta clima semiárido com transição para o tropical chuvoso, com temperatura média anual de 23°C (Köppen, 1931) e precipitação média anual varia de 660 mm a 1.100 mm.

Sendo um dos ecossistemas semiáridos mais populosos do mundo, com diversas propriedades rurais distribuídas ao longo de sua paisagem (Silva et al.,

2017), a Caatinga sofre com fortes perturbações antrópicas, que resultam em contínua degradação com consequente redução de biomassa (Leal et al., 2005). Prospecções futuras indicam ainda que, possivelmente, a Caatinga passará por um aumento de até 4°C na temperatura e redução de 22% na precipitação média anual (IPCC, 2001; Magrin et al., 2014). Por ser uma região marcada por temperaturas médias elevadas e baixos níveis de precipitação (Tabarelli et al., 2017), apresenta um alto grau de vulnerabilidade em relação às perturbações antrópicas e mudanças climáticas futuras (Tabarelli et al., 2017), como alterações nos processos ecológicos-chave, a exemplo das interações planta-polinizador (Forrest et al., 2015).

### *Espécie estudada*

*Cenostigma microphyllum* (Mart. Ex G. Don) E. Gagnon & G.P. Lewis, é uma espécie de hábito arbóreo e apresenta flores dispostas em uma panícula terminal curta, com o pedicelo articulado logo abaixo ao hipanto. Apresentam cinco pétalas de cor amarela, sendo a pétala estandarte caracterizada por apresentar manchas vermelhas (Queiroz, 2009). A espécie, abundante na área de estudo, é hermafrodita e auto-incompatível (i.e. de polinização cruzada obrigatória). Portanto, flores de *Cenostigma* necessitam de vetores bióticos para a realização da polinização cruzada (e.g. abelhas de médio-grande porte, como as dos gêneros *Xylocopa* e *Centris* [e.g. Leite and Machado, 2009]) e, conseqüentemente, formação de frutos e sementes. Além disso, *C. microphyllum* é uma espécie que muito utilizada por formigas cortadeiras em habitats perturbados, as quais consomem estruturas foliares e florais (Siqueira et al., 2018), fazendo da mesma um bom modelo para explorar a questão proposta.

### *Experimento de florivoria simulada*

Foram acompanhados seis indivíduos de *C. microphyllum* com altura similar. Em cada indivíduo, 12 flores foram tomadas aleatoriamente e submetidas a seis diferentes níveis florivoria, sendo duas flores por nível de dano. Os níveis de dano floral variaram de 0 a 100% sendo categorizados em: 1) 0% (sem danos na corola); 2) 20% de dano na corola; 3) 40% de dano; 4) 60% de dano; 5) 80% de dano e 6) 100% (corola totalmente danificada).

### *Frequência de visitantes florais*

Quantificaram-se os visitantes florais durante 10 horas, ao longo de toda a antese floral. Foram registrados os visitantes florais e seus comportamentos de aproximação nas flores. De acordo com o comportamento de visita, os visitantes florais foram identificados ao menor nível taxonômico possível e classificados como: a) polinizadores efetivos, quando o visitante floral sempre entra em contato com as estruturas reprodutivas masculina e feminina da flor na mesma visita; b) polinizador ocasional, quando o visitante não contactou as estruturas reprodutivas das flores em todas as visitas; c) pilhador, quando o visitante coletou o recurso floral sem entrar em contato com ambas as estruturas reprodutivas da flor (Oliveira et al., 2019).

### *Análises estatísticas*

Para verificar diferenças no número total de visitantes florais entre indivíduos de *C. microphyllum* em função dos diferentes níveis de florivoria, foi utilizada uma análise de variância (ANOVA). O número de visitas por grupo de visitantes dentro do mesmo tratamento foram então comparados por meio de ANOVA seguido por testes a posteriori de Tukey. Para isso, seis ANOVAs foram realizadas, uma para cada tratamento. Os gráficos foram mantidos como réplicas em todas as comparações. Para os testes de ANOVA foi utilizada a função *aov* dentro do pacote *car* no software R 3.6.0 (R Core Team, 2016).

## **RESULTADOS**

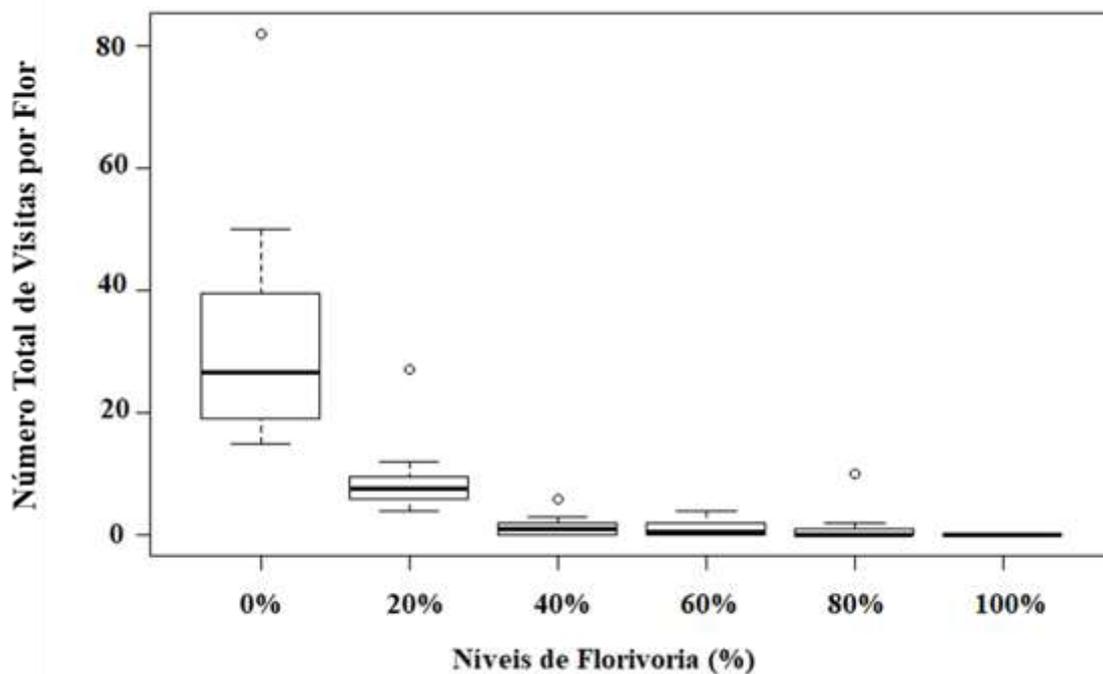
No total, foram registradas 540 visitas nas flores de *C. microphyllum*, das quais 386 (71,5%) foram realizadas em flores intactas (0% de dano); 109 visitas (20,18%) em flores com 20% de dano; 17 (3,14%) em flores com 40% de dano. Em flores intactas, 319 foram representadas por polinizadores efetivos, enquanto que os polinizadores ocasionais (39) e as visitas por pilhadores (28) somaram cerca de 17% das visitas totais nas flores não danificadas. No que diz respeito às flores que tiveram 20% de sua corola danificadas, 88 visitas foram realizadas por polinizadores efetivos, 18 por polinizadores ocasionais e apenas 3 visitas por pilhadores. Além disso, as flores com 40% da corola danificada receberam 16 visitas de polinizadores efetivos (94%) e apenas 1 visita de polinizador ocasional, não sendo registrada nenhuma visita de

pilhadores. As flores que tiveram 60% e 80% da corola removida receberam 14 visitas cada (2,59%), enquanto flores totalmente danificadas não receberam visitas.

**Tabela 1.** Frequência de visitantes florais e número total de visitas em indivíduos de *Cenostigma microphyllum* (Leguminosae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Visitantes florais	Danos na Corola						Compor tamento
	0%	20%	40%	60%	80%	100%	
<b>Abelhas</b>	N spp. = 4	N spp. = 4	N spp. = 3	N spp. = 3	N spp. = 4	N spp. = 0	
Hymenoptera – Apidae							
<i>Bombus</i> sp.	0,059 (23)	0,13 (15)	-	-	0,071 (1)	-	PE
<i>Centris aenea</i> Lepeletier, 1841	0,54 (210)	0,49 (54)	0,58 (10)	0,78 (11)	0,57 (8)	-	PE
<i>Xylocopa grisescens</i> Lepeletier, 1841	0,22 (86)	0,17 (19)	0,35 (6)	0,071 (1)	0,21 (3)	-	PE
Hymenoptera – Halictidae							
<i>Augochloropsis</i> sp.	0,10 (39)	0,16 (18)	0,058 (1)	0,14 (2)	0,14 (2)	-	PO
<b>Beija-flores</b>	N spp. = 1	N spp. = 1	N spp. = 0				
Apodiformes – Trochilidae							
<i>Amazilia fimbriata</i> Gmelin, 1788	0,072 (28)	0,018 (2)	-	-	-	-	PI
<b>Borboletas</b>	N spp. = 0	N spp. = 1	N spp. = 0				
Lepidoptera – Pieridae							
<i>Ascia</i> cf. <i>monuste</i> Godart, 1819	-	0,009 (1)	-	-	-	-	PI

Com relação ao número total de visitas, flores intactas foram significativamente mais visitadas em relação aos outros tratamentos, havendo uma redução no número total de visitas com o aumento da florivoria simulada ( $F= 26,81$ ;  $P < 0,0001$ ; Figura 1). De maneira geral, com o aumento dos danos na corola houve uma redução significativa na frequência de polinizadores efetivos ( $F= 16,39$ ;  $P < 0,0001$ ). Especificamente, flores não danificadas foram significativamente mais visitadas por polinizadores efetivos ( $F= 27,1$ ;  $P < 0,0001$ ). No entanto, flores com a corola danificada entre 20 e 60% também receberam mais visitas de polinizadores efetivos. Ainda assim, a taxa de visitação de polinizadores efetivos tenha sido menor em flores danificadas.



**Figura 1.** Número de visitas totais em função dos níveis de florivoria simulada em indivíduos de *Cenostigma microphyllum* (Leguminosae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos corroboram a hipótese proposta de que quanto maior o nível de florivoria, menor o número total de visitantes florais. Esta relação pode ser atribuída à redução no atrativo visual das flores para os polinizadores (e.g. tamanho e cor). Neste sentido, a morfologia da flor tem influência direta sobre o comportamento dos polinizadores que podem visitá-la (Quesada-Aguilar et al., 2008; Söber et al., 2009; Cardel & Koptur, 2010), podendo alterar a relação planta-polinizador e influenciar a dinâmica de remoção e deposição de pólen (Cresswell, 2000; Fetscher, 2001; Fukuda et al., 2001). *Cenostigma microphyllum* é uma espécie melitófila e possui estratégias reprodutivas especializadas, logo é polinizada, principalmente, por abelhas de médio-grande porte. Com isso, observando o comportamento das abelhas que visitaram as flores, é possível entender que há um alto grau de reconhecimento tanto das características florais, uma vez que abelhas possuem alta capacidade de reconhecer sinais visuais (e.g. cor, forma, simetria), assim como sinais olfativos das

flores (Wignall et al., 2006). Portanto, o aumento nos danos da reduz as taxas de visitação.

A redução na frequência de visitas de polinizadores em função do aumento nos danos nas peças florais pode ser justificada pelo fato da florivoria consistir na perda de atributos florais importantes da espécie (Fischer et al., 1997; Canela & Sazima 2003; Paz e Pigozzo, 2012). Dessa forma, reduções no número total de visitas de polinizadores e tempo de visitação por flor podem reduzir a quantidade de pólen, por flor e por planta, que sai da antera e que chega no estigma de outra flor (Mitchell & Waser, 1992; Jones & Reithel, 2001). No entanto, uma redução na quantidade de flores visitadas por planta pode beneficiar as plantas com flores danificadas, pois reduz as taxas de geitonogamia (Juenger & Bergelson; 2000; Irwin, 2003). Além disso, os efeitos da florivoria no movimento do pólen dentro e entre as plantas, os níveis de endogamia e dispersão do pólen e do gene irão interagir para afetar a estrutura genética das populações de plantas (Mccall & Irwin, 2006).

Os florívoros podem atuar diminuindo o sucesso reprodutivo da planta seguindo dois caminhos distintos: a) de forma direta, na qual destroem anteras ou ovários (Mccall & Irwin, 2006; Krupnick & Weis, 1999) e b) de forma indireta, a partir de danos no cálice e na corola, reduzindo a taxa de visitas de polinizadores, pois há alteração na aparência e na simetria da flor, diminuindo ou até mesmo impedindo a visitação (Mccall, 2008; Krupnick & Weis, 1999; Söber et al., 2009; Cardel & Koptur, 2010). Os resultados encontrados neste estudo corroboram estes achados, uma vez que há redução de visitas totais e de polinizadores efetivos com o aumento dos danos na corola. Quando a herbivoria ocorre em espécies produtoras de recursos, como néctar, óleos e resinas, ou até mesmo em estruturas reprodutivas, como as anteras ou o estigma, a efetividade da polinização biótica tende a diminuir, pois a atração visual é afetada negativamente (Fischer et al., 1997; Canela & Sazima 2003). Neste sentido, a florivoria pode influenciar, direta e indiretamente, as interações entre plantas e polinizadores (Maccall & Irwin, 2006; Söber et al., 2009), com os polinizadores afetando os padrões de pólen e o movimento dos genes. Logo, as causas e consequências da florivoria estão intimamente relacionadas com o sistema sexual das plantas (Ashman, 2002).

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez por suas contribuições com as análises estatísticas e à Dra. Inara Roberta Leal que contribuiu para o desenho do projeto. Ademais, agradeço ao PPGBV e ao PELD Catimbau pelo suporte logístico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armbruster WS, Mziray WR. 1987. Pollination and herbivore ecology of an African *Dalechampia* (Euphorbiaceae): comparisons with New World species. *Biotropica* 19: 64–73.
- Ashman TL. 2002. The role of herbivores in the evolution of separate sexes from hermaphroditism. *Ecology* 83:1175–1184.
- Canela MBF, Sazima M. 2003. Florivory by the crab *Armases angustipes* (Grapsidae) influences hummingbird visits to *Aechmea pectinata* (Bromeliaceae). *Biotropica* 35: 289–294.
- Cardel Y. 2004. Linking herbivory and pollination: costs and selection implications in *Centrosema virginianum* Bentham (Fabaceae: Papilionoideae). PhD diss. Florida International University, Miami.
- Cardel YJ, Koptur S. 2010. Effects of florivory on the pollination of flowers: an experimental field study with a perennial plant. *International Journal of Plant Science* 171: 283–292.
- Cresswell JE. 2000. Manipulation of female architecture in flowers reveals a narrow optimum for pollen deposition. *Ecology* 81: 3244 – 3249.
- Faegri K, van der Pijl L. 1979. The principles of pollination ecology. 3th ed. New York, Pergamon Press.
- Forrest JKR. 2015. Plant-pollinator interactions and phenological change: what can we learn about climate impacts from experiments and observations? *Oikos* 124: 4-13.
- Fukuda Y, Suzuki K, Murata J. 2001. The function of each sepal in pollinator behavior and effective pollination in *Aconitum japonicum* var. *montanum*. *Plant Species Biology* 16: 151 – 157.
- Gomes VGN, Quirino ZGM, Machado IC. 2014. Pollination and seed dispersal of *Melocactus ernestii* Vaupel Subsp. *ernestii* (Cactaceae) by lizards: an example of double mutualism. *Plant Biology* 16: 315–322.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability- Contribution of Working Group 2 to the IPCC Third Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Jones KN, Reithel JS. 2001. Pollinator-mediated selection on a flower color polymorphism in experimental populations of *Antirrhinum* (Scrophulariaceae). *American Journal of Botany* 88: 447–454.

Jordano P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries and coevolution. *The American Naturalist* 129: 657-677.

Juenger T, Bergelson J. 2000. Does early season browsing influence the effect of self-pollination in scarlet gilia? *Ecology* 81: 41–48.

Karban R, Strauss SY. 1993. Effects of herbivores on growth and reproduction of their perennial host, *Erigeron glaucus*. *Ecology* 74: 39–46.

Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B Biological Science* 274: 303–313.

Koppen W. 1931. *Grundriss der Klimakunde*. Guyter W., Berlin, p. 390.

Krupnick GA, Weis AE. 1999. The Effect of Floral Herbivory on Male and Female Reproductive Success in *Isomeris arborea*. *Ecology* 80: 135-149.

Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher Jr TE. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.

Leal FC, Lopes AV, Machado IC. 2006. Polinização por beija-flores em uma área de Caatinga no Município de Floresta, Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 379–389.

Lehtilae K, Strauss SY. 1999. Effects of foliar herbivory on male and female reproductive traits of wild radish, *Raphanus raphanistrum*. *Ecology* 80: 116–124.

Lunau K. 2000. The ecology and evolution of visual pollen signals. *Plant Systematics and Evolution* 22: 89–111.

Machado IC, Lopes AV. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* 94: 365-376.

Magrin GO, Marengo JA, Boulanger JP, Buckeridge MS, Castellanos E, Poveda G, Scarano FR, Vicuna S. Central and South America. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*

- (eds VR Barros, CB Field, DJ Dokken, MD Mastrandrea, KJ Mach, TE Bilir et al.), 2014. p. 1499–1566. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Malo JE, Leirana-Alcocer J, Parra-Tabla V. 2001. Population Fragmentation, Florivory, and the Effects of Flower Morphology Alterations on the Pollination Success of *Myrmecophila tibicinis* (Orchidaceae). *Biotropica* 33: 529-534.
- McCall AC. 2008. Florivory affects pollinator visitation and female fitness in *Nemophila menziesii*. *Oecologia* 155: 729–737.
- McCall AC, Irwin RE. 2006. Florivory: The intersection of pollination and herbivory. *Ecology Letters* 9: 1351–1365.
- Mitchell RJ, Waser NM. 1992. Adaptive significance of *Ipomopsis aggregata* nectar production: pollination success of single flowers. *Ecology* 73: 633–638.
- Mothershead K, Marquis RJ. 2000. Fitness impacts of herbivory through indirect effects on plant-pollinator interactions in *Oenothera macrocarpa*. *Ecology* 81: 30–40.
- Oliveira W, Silva JLS, Oliveira MTP, Cruz-Neto O, Silva LAP, Borges LA, Sobrinho MS, Lopes AV. 2019. Reduced reproductive success of the endangered tree brazilwood (*Paubrasilia echinata*, Leguminosae) in urban ecosystem compared to Atlantic forest remnant: lessons for urban ecology. *Urban Forestry & Urban Greening* 41: 303-312.
- Ollerton J, Winfree R, Tarrant S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120: 321-326.
- Pellegrino G, Ballusci F. 2014. Effects of human disturbance on reproductive success and population viability of *Serapias cordigera* (Orchidaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 176: 408–420.
- Quesada-Aguilar A, Kalisz S, Ashman TL. 2008. Flower morphology and pollinator dynamics in *Solanum carolinense* L. (Solanaceae): implications for the evolution of andromonoecy. *American Journal of Botany* 95: 974–984.
- R Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. URL. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project>.
- Rito KF, Arroyo-Rodríguez V, Queiroz RT, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Siqueira FFS, Ribeiro-Neto JD, Tabarelli M, Andersen AN, Wirth R, Leal IR. 2018. Human disturbance promotes herbivory by leaf-cutting ants in the Caatinga dry forest. *Biotropica* 1-10.

Silva JMC Barbosa LCF, Leal IR, Tabarelli M. 2017. The Caatinga: Understanding the challenges. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America. Cham, Springer International Publishing. p. 3-19.

Sõber V, Moora M, Teder T. 2009. Florivores decreases pollinator visitation in a self-incompatible plant. *Basic and Applied Ecology* 11: 669-675.

Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC. 2017. The Future of the Caatinga. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. (eds.) Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America. Cham, Springer International Publishing. p. 461–474.

Willmer P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton, Princeton University Press.

# CICLAGEM DE NUTRIENTES DA CAATINGA É MEDIADA POR CERAMBICÍDEOS (INSECTA, COLEOPTERA) ATRAVÉS DO CONSUMO DE BIOMASSA VEGETAL LENHOSA

Yan Cézar de Sousa Moraes <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

## RESUMO

As Florestas Tropicais Secas vem sofrendo perturbações antrópicas crônicas por abrigarem populações rurais dependentes de recursos florestais para subsistência. Na Caatinga, o uso de lenha como fonte de combustível é uma das principais causas de perturbação nos ecossistemas, o que pode prejudicar a comunidade de organismos detritívoros que a utilizam como alimento, tais como os besouros da família Cerambycidae (Insecta, Coleoptera). Estes se alimentam de madeira viva ou morta durante todo o estágio larval desempenhando um papel fundamental na ciclagem de nutrientes e, portanto, representam um bioindicador de alterações nos fluxos de matéria e energia do ecossistema. Nesse trabalho testamos se (i) a abundância de cerambicídeos de fato reduz a biomassa lenhosa viva do ecossistema e se (ii) a extração de madeira reduz a abundância de cerambicídeos. No Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil, foi medido a porcentagem da área de copa viva e o diâmetro do tronco principal em dez árvores de *Senna cana* (Nees & C. Mart), nas quais foi quantificado também o número de cavidades característicos das larvas de cerambicídeos. O número de cavidades de cerambicídeos teve uma relação exponencial negativa com a área de copa viva das árvores, mas não houve relação estatisticamente significativa entre o número de buracos e o diâmetro do tronco das árvores. Concluimos que de fato os cerambicídeos estão atuando na redução da biomassa lenhosa viva do ecossistema e, portanto, a exploração antrópica de recursos madeireiros representa uma possível ameaça a comunidade de detritívoros atuantes na ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, à resiliência das florestas tropicais secas.

**Palavras-chave:** Perturbações crônicas; Caatinga; Recursos madeireiros; Detritívoros; Cerambicídeos.

## INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o entendimento acerca dos efeitos de distúrbios antrópicos sobre a biodiversidade e o funcionamento de ecossistemas é tema recorrente na agenda de pesquisas ecológicas. As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, em particular vem sofrendo perturbações crônicas por ação humana, uma vez que abrigam em geral populações rurais altamente dependentes de recursos florestais para subsistência (Leal et al. 2003; McDonald et al. 2010; Arnan et al. 2018). Por exemplo, a extração e uso de recursos madeireiros como fonte de combustível (i.e., lenha) destaca-se entre as principais causas de perturbações antrópicas crônicas em ecossistemas florestais da Caatinga (McDonald et al. 2010; Arnan et al. 2018).

Essas alterações na disponibilidade de biomassa vegetal lenhosa no ecossistema podem afetar diretamente a comunidade de organismos detritívoros que a utilizam como fonte alimentar (Cobb et al. 2010), tais como os besouros da família Cerambycidae (Insecta, Coleoptera). Os organismos desse grupo são conhecidos popularmente como besouros serra-pau, pois se alimentam de madeira viva ou morta (dependendo da espécie) durante todo o estágio de desenvolvimento larval, formando galerias internas na madeira que propiciam a entrada de microrganismos decompositores (Haack et al. 2017; Bravo 2017). Portanto, embora estes organismos sejam considerados pragas para a cultura de diversas plantas lenhosas (Haack et al. 2017), eles desempenham um papel fundamental na ciclagem de nutrientes como facilitadores do processo de decomposição, representando assim um indicador biológico de alterações nos fluxos de matéria e energia do ecossistema (Cobb et al. 2010; Noguera et al. 2017; Procházka & Schlaghamerský 2019).

Entretanto, ainda são escassos os estudos em ambientes tropicais que avaliam o efeito de perturbações antrópicas sobre a comunidade de cerambycídeos. Dias *et al* (2013) apontam que a intensificação de eventos de seca decorrentes de mudanças climáticas representam um fator limitante para artrópodes detritívoros (Maia et al. 2003) e, portanto, esse conhecimento se torna essencial para tentar prever de que maneira os efeitos das alterações globais nos ecossistemas podem ser agravados por alterações em escala local (Noguera et al. 2017)

Nesse contexto, esse trabalho testou as seguintes hipóteses: (i) os cerambycídeos reduzem a biomassa lenhosa viva do ecossistema e (ii) a extração de

madeira reduz a abundância de cerambicídeos. Assim, espera-se que a área de copa morta das árvores fosse maior em função do número de buracos deixados pelas larvas de cerambicídeos, e que este número fosse reduzido em árvores com troncos de menor diâmetro devido à menor disponibilidade de recursos para as larvas.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8° 34.794'S; 37° 14.918'O), Pernambuco, Brasil. O clima da região é tropical semiárido, classificado como BSh, com precipitação anual variando de 480 a 1000 mm e temperatura média anual de 23 °C (Alvares et al. 2014). Esse ambiente representa um bom modelo de estudo devido ao histórico de exploração antrópica de madeira como recurso energético (Arnan et al 2018).

### *Desenho amostral*

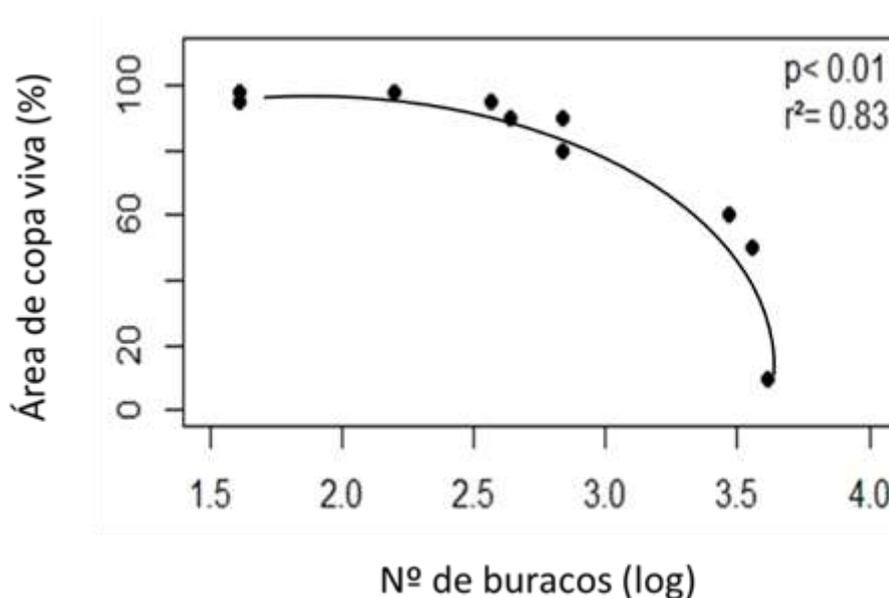
Como modelo de estudo foi utilizada a espécie vegetal *Senna cana* (Nees & C. Mart), uma árvore de até 5 metros muito explorada por populações locais devido à sua madeira densa. Em cada uma das dez árvores selecionadas, foram medidos a porcentagem da área de copa viva e o diâmetro do tronco principal como estimativas da biomassa lenhosa viva do ecossistema e da disponibilidade de recursos madeireiros para os cerambicídeos, respectivamente. Por fim, para estimar a abundância de cerambicídeos, o número de cavidades (características de suas larvas) foi quantificado durante dez minutos, em cada uma das dez árvores usadas no estudo.

### *Análise estatística*

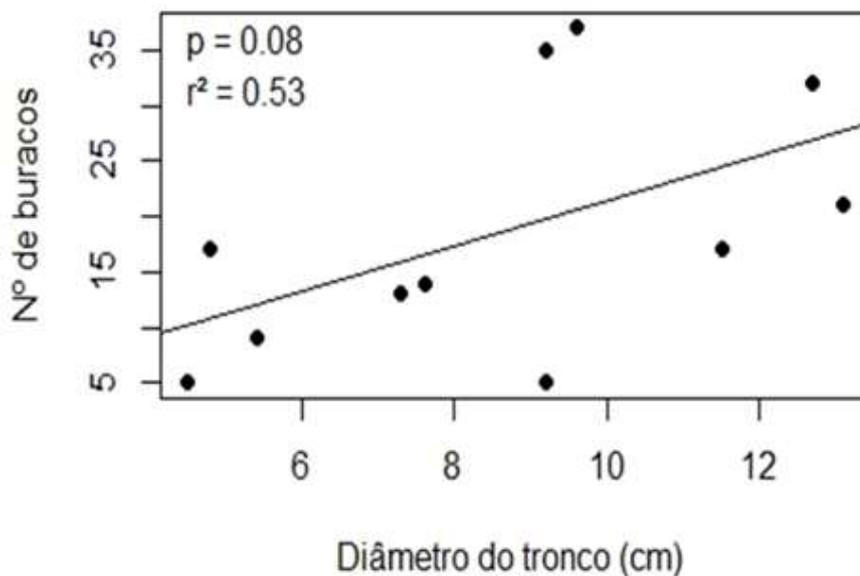
Para avaliar a relação entre o número de buracos de cerambicídeos e a área de copa viva foi utilizado uma regressão não linear exponencial. Por sua vez, a relação entre o diâmetro do tronco principal e o número de buracos de cerambicídeos foi avaliada a partir de uma regressão linear simples. Foi feito também um teste de correlação entre todas as variáveis. As análises foram realizadas no software R (R Core Team 2018).

## RESULTADOS

O número de buracos de cerambicídeos apresentou uma relação exponencial negativa com a área de copa viva das árvores ( $r^2 = 0,83$ ;  $p < 0,010$ ; Fig. 1), mas não houve relação estatisticamente significativa entre o número de buracos e o diâmetro do tronco das dez árvores mensuradas ( $r^2 = 0,53$ ;  $p = 0,08$ ; Fig. 2.). Os valores mínimos, máximos e médios com desvio padrão das variáveis mensuradas estão descritos na Tabela 1.



**Figura 1:** Regressão logística entre a porcentagem da área de copa viva e o log do número de buracos das larvas de cerambicídeos nos ramos de dez árvores de *Senna cana* no PARNA Catimbau-PE.



**Figura 2:** Regressão linear o número de buracos das larvas de cerambicídeos nos ramos de *Senna cana* e o diâmetro do tronco das mesmas árvores no PARNA Catimbau-PE.

**Tabela 1.** Valores mínimos, máximos e médios com desvio padrão do número de buracos das larvas de cerambicídeos, diâmetro do tronco das árvores de *S. cana*, e área de copa vivas dessas mesmas árvores.

	Buracos	Diâmetro do tronco (cm)	Área de copa viva (%)
Mínimo	5	4,5	10
Máximo	37	12,7	98
Média	18,4 ± 12	8,2 ± 2,8	76,6 ± 28,6

## DISCUSSÃO

Tal como esperado pela primeira hipótese, o aumento na abundância de larvas de cerambicídeos nos ramos das árvores levou à perda de biomassa lenhosa viva destas, indicando que de fato esses organismos estão atuando na ciclagem de nutrientes na Caatinga. Porém, destaca-se que a relação encontrada não foi linear, mas sim exponencial, semelhante ao padrão observado na curva de vulnerabilidade

à cavitação em plantas lenhosas, a qual descreve o status hídrico crítico em que o xilema perde 88% da sua condutividade hidráulica, podendo levar à mortalidade parcial ou total da copa (Choat et al. 2018; Zhang et al. 2018). Portanto, esse mecanismo de redução no funcionamento do xilema pode explicar de que maneira um número crítico de cerambicídeos pode levar a uma redução exponencial da biomassa viva no ecossistema, uma vez que toda a copa correspondente ao ramo consumido fica comprometida e vulnerável à ação de decompositores.

Por outro lado, ao contrário do que se esperava, a relação entre a disponibilidade de recursos madeireiros e a abundância de cerambicídeos não foi significativa. De acordo com Haack *et al.* (2017), algumas espécies de cerambicídeos possuem preferência de ovoposição em galhos de menor diâmetro (5 - 65 mm), possivelmente devido à maior facilidade de acesso aos tecidos lenhosos internos mais nutritivos (e.g. parênquima medular). Dessa forma, dependendo da composição de espécies de cerambicídeos na comunidade, o diâmetro do caule principal da árvore pode não ser uma métrica eficiente para descrever a disponibilidade de recursos madeireiros e, portanto, pode ser melhor investigado a partir da mensuração da quantidade de recursos que de fato está disponível para a comunidade (i.e. ramos lenhosos de menor diâmetro).

Nesse contexto, este trabalho permite concluir que de fato os cerambicídeos estão atuando no fluxo de matéria e energia da Caatinga através da redução da biomassa lenhosa viva do ecossistema. Além disso, embora a redução na disponibilidade de recursos madeireiros não afete significativamente a abundância de cerambicídeos, a preferência de ovoposição desses organismos por galhos de menor diâmetro emerge como um critério importante, já que esse efeito poderia surgir apenas se aplicado dentro da variação de diâmetro do caule em o recurso está de fato disponível. Assim, considerar esse parâmetro em trabalhos futuros pode ajudar a esclarecer essa questão de modo a pensar se há a necessidade de estabelecer critérios ao uso da madeira como recurso energético, o que poderia reduzir os danos das perturbações antrópicas crônicas ao funcionamento das florestas tropicais secas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2018. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. *Ecological indicators* 94: 274-282.
- Bittencourt P, Burlett R, Cao KF, et al. 2018. Testing the plant pneumatic method to estimate xylem embolism resistance in stems of temperate trees. *Tree Physiology* 00: 1–10.
- Bravo F. 2017. *Artrópodes do Semiárido II: Biodiversidade e Conservação*. São Paulo, Métis Produção Editorial.
- Choat B, Brodribb TJ, Brodersen CR, Duursma RA, López R, Medlyn BE. 2018. Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558: 531-539.
- Cobb TP, Hannam KD, Kishchuk BE, Langor DW, Quideau SA, Spence JR. 2010. Wood-feeding beetles and soil nutrient cycling in burned forests: Implications of post-fire salvage logging. *Agriculture and Forest Entomology* 12: 9–18.
- Dias ATC, Krab EJ, Mariën J, et al. 2013. Traits underpinning desiccation resistance explain distribution patterns of terrestrial isopods. *Oecologia* 172: 667–677.
- Haack RA, Keena MA, Eyre D. 2017. Life history and population dynamics of cerambycids. *Cerambycidae World Biol. Pest Manag.* 71–103
- Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Editora da Universidade Federal de Pernambuco.
- Maia ACD, Iannuzzi L, Nobre CEB, Albuquerque CMR. 2003. Padrões locais de diversidade de cerambycidae (insecta, coleoptera) em vegetação de caatinga. *Ecologia e Conserv. da Caatinga* 391–433.
- McDonald MA, McLaren KP, Newton AC. 2010. What are the mechanisms of regeneration post-disturbance in tropical dry forest? *Environmental Evidence*. review 07-013
- Noguera FA, Ortega-Huerta MA, Zaragoza-Caballero S, González-Soriano E, Ramírez-García E. 2017. Species Richness and Abundance of Cerambycidae (Coleoptera) in Huatulco, Oaxaca, Mexico; Relationships with Phenological Changes in the Tropical Dry Forest. *Neotrop. Entomol.* 47: 457–469.
- Procházka J, Schlaghamerský J. 2019. Does dead wood volume affect saproxylic beetles in montane beech-fir forests of Central Europe? *J. Insect Conserv.* 23: 157–173 .
- R Development Core Team. 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>. 25 Sep. 2016.

