

The background of the cover is a photograph of a landscape. In the foreground, a dirt road curves through a lush green area with various trees and plants. In the middle ground, there is a dense forest of trees. In the background, a wide valley or plain is visible under a bright sky with a prominent rainbow arching across it. The text is overlaid on the top half of the image.

# ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA

## CURSO DE CAMPO 2017

**ORGANIZADORES:**

Davi Jamelli

Pedro Santos-Neto

Arthur Domingos-Melo

Janete Ferreira Andrade

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Marcelo Tabarelli

Inara R. Leal



# **ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA**

## **CURSO DE CAMPO 2017**

### **ORGANIZADORES:**

Davi Jamelli

Pedro Santos-Neto

Arthur Domingos-Melo

Janete Ferreira Andrade

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Marcelo Tabarelli

Inara R. Leal

**1ª EDIÇÃO  
RECIFE**

# LISTA DE PARTICIPANTES

## ALUNOS

Artur Menezes - UFPE  
Breno Gonçalves - UFPE  
David dos Santos - UFPE  
Francisca de Oliveira - UFPE  
Haymée de Alencar - UFPE  
Jakelyne de Sousa - UFPE  
Juliane Carneiro - UFPE  
Katherine Haedo - UFPE  
Luanda Pinheiro - UFPE  
Maria Hirschfeld - UFPE  
Mariana Gonçalves - UFPE  
Renato Vanderlei - UFPE  
Rodrigo Carmo - UFPE  
Sinzinando Lima - UFPE  
Tamires Yule - UFMS

## MONITORES

Davi Jamelli  
Pedro Santos-Neto  
Arthur Domingos-Melo

## PROFESSORES

Fábio Rubio Scarano - FBDS  
Evandro Gama de Oliveira – Centro Universitário UNA  
Inara Roberta Leal - UFPE  
Marcelo Tabarelli - UFPE  
Felipe Pimentel Lopes de Melo – UFPE

Obra originada dos projetos desenvolvidos no X Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga

Foto de capa: Sinzinando Lima

Foto de contra-capa: Tamires S. Yule

Catálogo na fonte:  
Bibliotecária Kalina Ligia França da Silva, CRB4-1408

---

E19 Ecologia e conservação da caatinga [recurso eletrônico] : curso de campo 2017 /  
organizadores : Davi Jamelli... [et al.]. – 1. ed. – Recife : Ed. UFPE, 2020.

Vários autores.

Inclui referências.

ISBN 978-65-990505-2-7 (online)

1. Ecologia. 2. Caatinga – Conservação – Brasil, Nordeste. 3. Diversidade  
biológica – Conservação – Brasil, Nordeste. I. Jamelli, Davi (Org.).

574.5 CDD (23.ed.)

UFPE (BC2020-023)

---

## SUMÁRIO

Prefácio .....6

AGRADECIMENTOS .....8

### RELATÓRIOS DOS PROJETOS ORIENTADOS

1 O QUE EXPLICA A RIQUEZA DE ESPÉCIES EM ILHAS DE VEGETAÇÃO EM MEIO A UM MAR DE ROCHA? .....11

2 EFEITO DA ONTOGENIA E QUALIDADE DO SUBSTRATO NA VARIAÇÃO DA ESTRATÉGIA DE DEFESA CONTRA HERBÍVOROS: UM ESTUDO DE CASO NA HEMIEPÍFITA *Ficus gomelleira* .....20

3 COMPORTAMENTO MIGRATÓRIO DE BORBOLETAS NUMA ÁREA DA CAATINGA.....31

4 INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS NO PADRÃO DE DENSIDADE DE CUPINZEIROS .....39

5 EFEITO DA ARQUITETURA DO LICURI (*Syagrus coronata*) NO SUPORTE DE COMUNIDADES DE PLANTAS ASSOCIADAS NA CAATINGA .....49

### RELATÓRIOS DOS PROJETOS LIVRES

6 FLORIVORIA EM *Ipomoea subincana* (CONVOVULACEAE) EXPLICADOS PELA TEORIA DO FORRAGEAMENTO ÓTIMO .....58

7 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE NEMATÓIDES EM ÁREAS PRESERVADA E ANTROPIZADA NA CAATINGA.....66

8 VARIAÇÃO DA EXPRESSÃO FENOTÍPICA DE ATRIBUTOS FOLIARES DE *Jatropha mutabilis* L. EM FUNÇÃO DO GRADIENTE ALTITUDINAL .....75

9 RELAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES ASSOCIADAS AO LICURI (*Syagrus coronata*) E SUAS SÍNDROMES DE DISPERSÃO COM DIFERENTES ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO NA CAATINGA .....87

### RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS

10 COMO CAPRINOS NA CAATINGA INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DE ARTRÓPODES TERRESTRES? .....99

11 EFEITOS DE CUPINZEIROS SOBRE A DIVERSIDADE DE PLANTAS NA CAATINGA.....112

12 COBERTURA DE BRIÓFITAS SOBRE ILHAS DE VEGETAÇÃO EM AFLORAMENTO ROCHOSO NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU, PERNAMBUCO – BRASIL .....	122
13 INFLUÊNCIA DE DANOS NAS ESTRUTURAS FLORAIS NA VISITAÇÃO DE POLINIZADORES EM <i>Ipomoea subincana</i> (CONVOVULACEAE).....	131
14 EFEITO DO PASTEJO POR CAPRINOS NA COMUNIDADE DE PLANTAS HERBÁCEAS NA CAATINGA.....	140
15 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE LIQUENS EM UMA ÁREA ROCHOSA DA CAATINGA .....	151
16 UMIDADE DE SOLO NÃO INFLUENCIA NOS ATRIBUTOS MORFOMÉTRICOS DE <i>Pilosocereus</i> spp. (CACTACEAE) EM UMA ÁREA DE CAATINGA.....	160
17 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E INVESTIMENTO REPRODUTIVO DE <i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L. (BROMELIACEAE, TILLANDSIOIDEAE) EM UM AMBIENTE DE CAATINGA – PERNAMBUCO .....	170
18 AVALIAÇÃO DO PAPEL FACILITADOR DE <i>Senegalia bahiensis</i> (FABACEAE) EM UMA ÁREA DE CAATINGA.....	181
19 O MANEJO DE FOLHAS DE LICURI ( <i>Syagrus coronata</i> ) NÃO ALTERA A COMUNIDADE DE PLANTAS ASSOCIADAS .....	192
20 INFLUÊNCIA DO GRADIENTE NUTRICIONAL NA MORFOLOGIA DE ESTRUTURAS VEGETATIVAS E REPRODUTIVAS DE <i>Ipomoea subincana</i> EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA DO BRASIL.....	203
21 ESPECIFICIDADE NA REDE DE INTERAÇÃO ENTRE BROMÉLIAS E SEUS FORÓFITOS NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU.....	214
22 UTILIZAÇÃO DE ESPÉCIES MEDICINAIS E SUA RELAÇÃO COM RIQUEZA E ABUNDÂNCIA VEGETAL NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU .....	229

## PREFÁCIO

Visando a formação de mestres e doutores críticos e treinados na elaboração de projetos de pesquisa, os cursos de campo têm sido bastante fomentados por vários programas de pós-graduação e instituições de ensino em várias partes do mundo. No Brasil, essa tradição surgiu no final dos anos 70 com a realização de um curso de campo na Amazônia, a partir da colaboração entre instituições nacionais e internacionais. Esse modelo serviu de base para o surgimento de novos cursos, os quais centram esforços em diferentes ecossistemas brasileiros como Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica. O Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (ECCA) é uma iniciativa que há 10 anos oferece treinamento para o desenvolvimento de projetos de pesquisa com foco em ecologia e conhecimento sobre o ecossistema heterogêneo da Caatinga. Estudantes de pós-graduação do Brasil e do exterior trocam experiências e convivem imersos em práticas de investigação científica que abrangem a elaboração de perguntas, o delineamento amostral, a coleta e análise de dados, bem como apresentações orais e a redação de relatórios.

O ECCA vem sendo oferecido anualmente e já são mais de 150 alunos egressos e uma volumosa produção científica/educacional referente a cada edição, além de parcerias com instituições e professores do Brasil e do mundo. As três primeiras edições do ECCA ocorreram no município de Parnamirim, Pernambuco. Em 2011, em parceria com a Universidade do Vale do São Francisco, o curso se renovou e ganhou uma versão itinerante, percorrendo municípios localizados no eixo de transposição do Rio São Francisco. A partir de 2012, o ECCA passou a ser realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, em Pernambuco, com uma breve exceção na primeira fase da edição de 2014. O PARNA foi criado em 2002 e ainda conta com um contingente humano bastante dependente dos recursos naturais. Assim, durante o curso são discutidos desde conceitos básicos de ecologia até questões sobre os impactos das perturbações antrópicas, passando por questões referentes aos processos de regeneração e resiliência desse ecossistema. Além disso, o ECCA aborda temáticas relacionadas à diversidade de ambientes da Caatinga, desde as regiões mais

secas às mais úmidas e nas diferentes formações geológicas e edáficas do PARNA.

A organização do ECCA contempla três fases caracterizadas pela natureza dos projetos desenvolvidos. Nos “projetos orientados” (PO’s), os alunos, em grupo, recebem a supervisão de professores durante todas as etapas, desde a concepção da ideia norteadora até a coleta e análise de dados. Ao fim de cada dia, ocorrem as apresentações orais realizadas por um representante do grupo, o qual é o principal relator e primeiro autor do relatório referente ao projeto. Nos “projetos livres”, os grupos elaboram a ideia do projeto e a executam de maneira independente, mas seguindo o mesmo procedimento empregado nos PO’s quanto à apresentação e redação dos relatórios. Por fim, nos “projetos individuais”, cada aluno concebe a ideia central e desenvolve todas as etapas do projeto individualmente.

Dessa forma, esse livro consiste na compilação de todos os relatórios de projetos orientados, livres e individuais elaborados pelos participantes do curso. É importante destacar que a maioria desses relatórios foi desenvolvida com tempo e acesso limitado às bibliografias. Assim, é com imensa satisfação que publicamos esse livro, produto de um processo de formação e treinamento científico dos alunos participantes e do trabalho de professores e monitores da 10ª edição do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga.

Os Organizadores  
Janeiro de 2020

## AGRADECIMENTOS

A realização do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga e a publicação deste livro só é possível devido à parceria e investimento de diferentes instituições. Gostaríamos de agradecer primeiramente à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelos recursos fornecidos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV-UFPE). Esses recursos custeiam alimentação e hospedagem dos estudantes, monitores e professores envolvidos no curso, o que possibilita que o realizemos sem custos aos participantes. Somos especialmente gratos ao PPGBV-UFPE, programa de pós-graduação que criou o curso, e que o suporta com recursos financeiros, empréstimo de lupas, computadores, impressoras, data-show e livros, além de fornecer apoio logístico e recepcionar alunos internos e externos à UFPE. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade apoiou o curso de forma logística e autorizou as ações de educação e treinamento de pessoal propostas pelo curso no Parque Nacional do Catimbau. Por fim, recursos captados por diferentes projetos de pesquisa também foram importantes para a execução do curso, como a infraestrutura obtida por meio do PELD (Programa Ecológico de Longa Duração - “Perturbações antrópicas, mudanças climáticas e a biota futura da Caatinga” CNPq processo número 441386/2016-4), o qual é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Assim como recursos fornecidos pelo projeto “Perturbações antrópicas e a transformação do ecossistema Caatinga: implicações para a sustentabilidade do semiárido” (PRONEX-FACEPE processo número APQ-0138-2.05/14), fomentado pela Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE). Este produto digital só foi possível devido ao enorme esforço de professores e alunos, internos e externos à UFPE, além da colaboração gratuita e de qualidade de revisores *ad hoc* que gentilmente se disponibilizaram para contribuir com os textos aqui apresentados.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

# ORIENTADOS

# 1

**O QUE EXPLICA A  
RIQUEZA DE ESPÉCIES  
EM ILHAS DE  
VEGETAÇÃO EM MEIO  
A UM MAR DE ROCHA?**

# 1 O QUE EXPLICA A RIQUEZA DE ESPÉCIES EM ILHAS DE VEGETAÇÃO EM MEIO A UM MAR DE ROCHA?

Mariana S. Gonçalves<sup>1</sup>, Rodrigo F. R. Carmo<sup>2</sup>, Julianne Carneiro<sup>2</sup>, Sinzinando Lima<sup>1</sup> & David Santos<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, UFPE

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, UFPE

Orientador: Inara Leal

## RESUMO

A aplicação da teoria de biogeografia de ilhas, associada à heterogeneidade ambiental, podem funcionar como fatores que modulam a diversidade vegetal. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a relação entre o tamanho, a distância de ilhas de vegetação e a heterogeneidade local com a riqueza vegetal presente. Avaliamos 20 ilhas de vegetação ao longo de um gradiente de distância da fonte doadora de espécies. Como unidade de medida da heterogeneidade ambiental calculamos um coeficiente de variação da profundidade do solo para cada unidade amostral. A área da ilha foi inversamente proporcional à riqueza de espécies, não havendo relação entre as demais variáveis e a riqueza vegetal. Os resultados sugerem que a presença de plantas lenhosas promova uma queda na riqueza local dada à competição por recurso.

**PALAVRAS-CHAVE:** cupins, Caatinga, heterogeneidade do habitat, nichos.

## INTRODUÇÃO

Devido à sua natureza simples e de fácil replicação, as ilhas apresentam-se como importantes sistemas modelo para a compreensão de processos ecológicos e evolutivos. MacArthur & Wilson (1967), reconhecendo a utilidade desses modelos, propuseram a teoria de Biogeografia de Ilhas, onde preveem que a riqueza de espécies em uma ilha é determinada pelo tamanho e a sua distância com o continente. Esses dois fatores resultam em um equilíbrio dinâmico entre a colonização do continente e a extinção de espécies quando chegam à ilha. Sendo assim, ilhas maiores tendem a apresentar uma maior riqueza devido à capacidade dessas áreas de suportarem populações maiores, sendo menos susceptíveis aos eventos de extinção. Enquanto ilhas mais isoladas apresentam maiores taxas de imigração.

A biodiversidade vegetal pode ser modulada por diversos fatores, que vão de escalas globais, como altitude e latitude, até escalas locais, como a heterogeneidade ambiental. Begon (1990) explica que a heterogeneidade ambiental, promove uma maior diferenciação de nichos, o que diminui a competição, aumentando assim a possibilidade de as espécies coexistirem. Apesar de desenvolvida com base em um modelo de ilhas oceânicas, uma vez que ilhas sejam entendidas como um ambiente com algum grau de isolamento da paisagem, a teoria pode ser aplicada a diferentes cenários (Begon 2006).

Análoga às ilhas oceânicas, as ilhas de vegetação encontradas em afloramentos rochosos são separadas por um “mar” de rocha exposta. Essas ilhas são definidas como um agrupamento vegetal com uma ou mais espécie de plantas vasculares, fixadas e solos rasos ou diretamente na rocha (Conceição et al. 2007). A riqueza vegetacional dessas áreas é delimitada pela dificuldade de colonização, que por sua vez é determinada pelo grau de isolamento e pelas características ecológicas dessas ilhas, como profundidade do solo, vento e altitude (Porembski 2007). Sendo também, influenciada diretamente pelos elementos florísticos da matriz (Burke et al. 2002).

Nesse caso, a aplicabilidade da Teoria de Biogeografia de Ilhas em uma escala reduzida pode ser um ponto de partida para o melhor entendimento da

dinâmica e da estrutura de comunidades vegetais que apresentam certo tipo de isolamento de uma área doadora de espécies (Towsend et al. 2006). Sendo assim, o presente estudo propôs avaliar quais mecanismos podem explicar a variação de riqueza em ilhas de vegetação de uma área rochosa. Nossa hipótese é de que ilhas maiores, mais próximas da área doadora e mais heterogêneas, por constituírem características favoráveis, abrigam uma maior riqueza vegetal.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado no estado de Pernambuco, abrangendo os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (Silva & Maia 2011). Apresenta um clima predominantemente semiárido, com transição para o tropical chuvoso e precipitações irregulares ao longo do ano (SNE 2002). A área escolhida para o estudo é popularmente conhecida como Trilha das Torres, que apresenta um solo profundo, argiloso e uma vegetação de porte elevado, com presença de um paredão composto de arenito (SNE 2002). Nas porções mais elevadas e planas dessa serra, é possível observarmos ilhas de vegetação que se desenvolveram em áreas que acumularam areia vinda do vento e/ou chuva.

Para a coleta de dados, primeiramente estabelecemos uma mancha de vegetação considerada como fonte. A partir dela, 20 ilhas de vegetação foram aleatorizadas (em relação a sua área), mantendo um padrão crescente de distância. Em cada ilha, avaliamos: 1) área; 2) riqueza (riqueza/área da ilha) de espécies; 3) distância em relação à fonte; 4) distância à ilha mais próxima e 4) a heterogeneidade. Mensuramos a distância entre as ilhas e as áreas das mesmas com auxílio de um medidor de distância eletrônico com roda (odômetro). Determinamos a área de cada ilha a partir da conversão perímetro. A heterogeneidade da ilha foi relacionada às diferenças na profundidade do solo, tendo em vista que a profundidade do solo determina a maior capacidade de retenção de água e o estabelecimento das plantas. Obtivemos esses valores com auxílio de um penetrômetro graduado. Realizamos 10 medições/mancha, sendo essas cinco na área mais exterior e cinco na área mais inferior da ilha.

Posteriormente, calculamos um coeficiente de variação da profundidade (desvio padrão / média das profundidades)

Realizamos uma regressão múltipla para avaliar se riqueza de espécies vegetais (variável resposta) responde às distâncias entre as ilhas e a fonte bem como à ilha mais próxima, à área da ilha e à heterogeneidade ambiental da mesma (variáveis independentes). Testamos as premissas de normalidade através do teste Kolmogorov-Smirnov (sendo todos normais). Realizamos as análises dos dados no ambiente computacional Statistica® 7.0, adotando o nível de significância de 5%.

## RESULTADOS

A área das ilhas variou de 0,62 a 116,18 m<sup>2</sup>. Em relação à riqueza de espécies, as ilhas apresentaram variação de 1 a 17 espécies, refletindo em um valor que variou de 0,09 a 3,20 espécies/m<sup>2</sup>. Houve associação das variáveis ambientais com a riqueza de espécies ( $R^2=0,472$ ;  $p<0,05$ ).

Ao avaliarmos o efeito de cada variável independente, observamos haver associação inversamente proporcional entre área da ilha e a riqueza de espécies ( $R^2=0,775$ ;  $p<0,05$  – Fig. 1), com forte tendência de uma distribuição exponencial. Para a distância da fonte ( $R^2=0,251$ ;  $p>0,05$  – Fig.1A) e profundidade do solo ( $R^2=0,039$ ;  $p>0,05$  – Fig. 1D), não observamos associações com a riqueza de espécies nas ilhas.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram uma relação negativa entre a área das ilhas e a riqueza de espécies vegetais local. Tal resultado discorda da relação espécie-área proposta por MacArthur & Wilson (1967), dentro da teoria da biogeografia de ilhas e de alguns estudos realizados em áreas de Caatinga (Sá 2008; Rito et al. 2010). Essa relação negativa pode estar relacionada ao fato de que em ambientes com condições extremas, com baixa disponibilidade de água e nutrientes, existem uma tendência no aumento de dominância de algumas

espécies (Ashton 1990). Junto a isso, é preciso considerar também que a relação espécie-área não é linear. A riqueza de espécies cresce vagarosamente em ilhas maiores (Sartorello 2010).

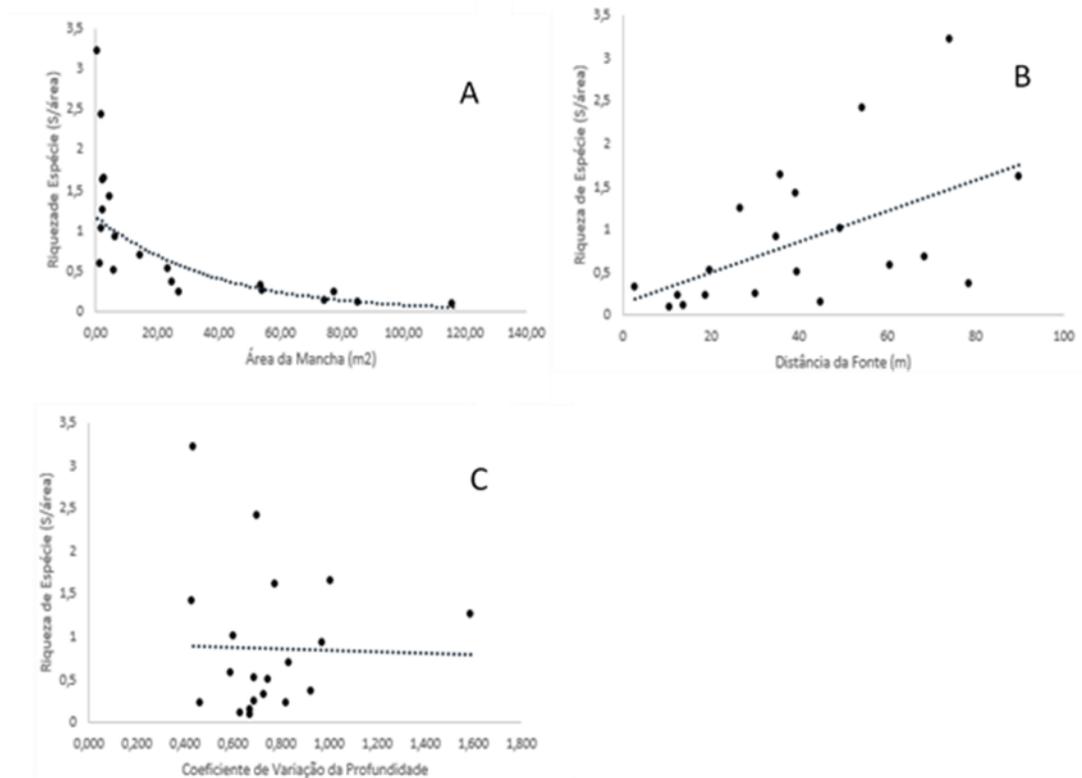


Figura 1. Riqueza de espécies vegetais em diferentes ilhas de solo em uma área de Floresta Tropical Sazonalmente Seca (Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil). (A) Densidade de espécies relacionadas à área da ilha (m). (B) Densidade de espécies relacionadas à área da ilha (m<sup>2</sup>). (C) Densidade de espécies relacionadas à profundidade (preditores de heterogeneidade do local).

Para o estudo em questão, não detectamos influência da distância da ilha à fonte, na riqueza de espécies. Por ser uma área aberta, com pouca interferência para dispersão por vento, a distância da fonte pode não ter influência na riqueza de espécies. Entretanto, não podemos confirmar a similaridade florísticas entre as áreas, tendo em vista que caracterizamos apenas por morfotipo.

Assim como a distância da fonte, a profundidade do solo não exerceu nenhuma influência direta na riqueza de espécies da ilha. Esse aspecto está

diretamente ligado à heterogeneidade ambiental, um dos fatores que determina a capacidade de suporte da ilha (Begon 1990). Entretanto, outros preditores de heterogeneidade ambiental, como a declividade da área, podem ter maior influência no estabelecimento de espécies no local.

Embora não testado, foi possível observar uma alta abundância de um único morfotipo de lenhosa nas ilhas maiores. Sendo razoável pensar que a ausência ou a baixa abundância das lenhosas observadas nas ilhas menores permitiu a elevada riqueza de herbáceas nesses locais.

Assim, a baixa riqueza encontrada nas ilhas maiores pode estar relacionada com o processo de estabelecimento e sucessão deste local. Tal observação pode ser importante para constataremos outros mecanismos que não os propostos pela teoria de Biogeografia de Ilhas. Fatores como sucessão ecológica e filtro ambiental, podem influenciar de forma mais direta nos padrões de riqueza em áreas de diferentes tamanhos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos aos organizadores do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela oportunidade e aprimoramento do conhecimento científico em áreas de Caatinga. Aos Monitores, Arthur Domingos, Pedro Santos-Neto e Davi Jamelli pelo suporte técnico-científico ao longo do curso. Agradecemos também órgãos de fomento ICMBio, PPGBV-UFPE, CNPq, PELD, PRONEX.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Ashton PS. 1990. Species richness in tropical forests. Páginas 239-251 in: Holm-Nielsen IB, Nielsen IC, Balslev H. Tropical forests - botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press, London.
- Begon M Harper JL, Townsend CR. 1990. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. 4ª ed. Blackwell Publishing, Malden.
- Burke A. 2002. Island-matrix, relationships in Nana Karoo inselberg landscape. *Plant Ecology* **160**: 70-90.
- Conceição AA, Giuliatti AM. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea* **29**: 37-48.
- MacArthur RH, Wilson ER. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University. Princeton.
- Porembski S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 579-586.
- Ricklefs R. 1991. The economy of nature. 3ª ed. WH Freeman and Company. New York.
- Rito KF, Wanderley AM, Specht MJS, Portuga MP, Silva EAES. 2010. A teoria da biogeografia de ilhas se aplica às ilhas de umidade na Caatinga? Páginas 59-66 in Leal et al. *Ecologia da Caatinga: Curso de campo 2010*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Sá, CEM. 2008. Aspectos da Teoria de Biogeografia de Ilhas em núcleos de vegetação sobre um lajedo em uma área de Caatinga em Parnamirim (PE). Páginas 69-73 in Leal IR, Almeida-Cortez JC, Santos JC, editores. *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2008*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Sartorello R. 2010. Ilhas do litoral norte do estado de São Paulo: paisagem e conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Silva JH, Maia FBA. 2011. Organização local e gestão participativa do turismo em unidades de conservação: a difícil tarefa de integração no Parque Nacional do Catimbau (PE). *Caderno Virtual de Turismo* **11**: 36-48.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto "Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE". Relatório técnico, 151 p.

Towsend CR, Begon M, Harper JL. 2006. Fundamentos em Ecologia. Autores edição. Artmed. Porto Alegre, RS, Brasil.

# 2

**EFEITO DA ONTOGENIA  
E QUALIDADE DO  
SUBSTRATO NA  
VARIAÇÃO DA  
ESTRATÉGIA DE  
DEFESA CONTRA  
HERBÍVOROS: UM  
ESTUDO DE CASO NA  
HEMIEPÍFITA *Ficus  
gomelleira***

## 2 EFEITO DA ONTOGENIA E QUALIDADE DO SUBSTRATO NA VARIAÇÃO DA ESTRATÉGIA DE DEFESA CONTRA HERBÍVOROS: UM ESTUDO DE CASO NA HEMIEPÍFITA *Ficus gomelleira*

Artur G. S. Menezes<sup>1</sup>, Haymée N. Alencar<sup>1</sup>, Luanda A. P. Silva<sup>1</sup>, Katherine Bombi-Haedo<sup>2</sup> & Tamires S. Yule<sup>3</sup>

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

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Instituto de Biociências, Campo Grande-MS.

Orientador: Felipe Melo

### RESUMO

O fenótipo de um vegetal é, em parte, determinado pelo meio. Portanto, as características foliares que denotam investimento em defesa podem ser moduladas pela disponibilidade de recursos disponíveis em fases distintas da ontogenia de uma planta, como no caso de hemiepifitismo. Na Caatinga, semiárido brasileiro, é comum a ocorrência de hemiepifitismo de *Ficus gomelleira* em *Syagrus coronata*. Neste estudo nós testamos a existência de alteração nas estratégias contra herbivoria foliar nas duas fases de vida de *F. gomelleira*. Avaliamos indivíduos jovens (epífitos) e adultos (terrestres) quanto ao tamanho do indivíduo, atributos foliares (área e conteúdo de massa seca), a anatomia foliar e quantidade de herbivoria. Indivíduos jovens têm folhas com menor investimento contra herbivoria e mais aquisitivas quando comparadas com folhas de indivíduos adultos.

**PALAVRAS CHAVE:** desenvolvimento, histossolo, metabólitos secundários, Moraceae, nutrientes.

## INTRODUÇÃO

A heterogeneidade ambiental é determinada pela diversidade de fatores bióticos e abióticos, sendo limitante na distribuição dos seres vivos no ambiente (Murthy 2015). Os fatores abióticos (ex: nutrientes, água e luz) e bióticos (presença de patógenos e herbívoros) variam e influenciam a distribuição das espécies. Desta forma as espécies apresentam estratégias que respondem às demandas do ambiente que ocupam (Aroca et al.2012). Essas estratégias podem variar em uma espécie devido à plasticidade fenotípica, permitindo a ocupação de diferentes habitats por um mesmo indivíduo (Gielwanowska et al.2005). Um caso extremo que retrata esse tipo de plasticidade ocorre em espécies de hemiepífitas que divergem de habitat ao longo de sua ontogenia (Acosta 2007).

O hemiepifitismo é uma estratégia caracterizada pela alteração do hábito ao longo da vida do indivíduo, muito comum em zonas tropicais, chegando a ser registrada em até 2% das espécies da flora vascular dessas regiões. Hemiepífitas podem ser caracterizadas como primárias quando realizam seu desenvolvimento inicial como epífita e posteriormente adotam o hábito terrestre, podem ser secundárias quando ocorre o processo inverso, sendo este processo geralmente relacionado à busca por recursos (Acosta 2007). Muitas espécies das famílias Araliaceae, Clusiaceae e Moraceae, como membros do gênero *Ficus* (Moraceae), apresentam diversos relatos de hemiepifitismo primário (Uribe et al. 2003). Estas plantas germinam no histossolo formado pelo acúmulo de partes mortas de diferentes organismos e água, em dobras caulinares e bainhas foliares presente principalmente em palmeiras. Desta forma, a conservação de bainhas e arquitetura caulinar em Arecaceae tornam suas espécies potencialmente formadoras de forófitos em ecossistemas tropicais, sendo os gêneros mais comuns: *Acrocomia*, *Sabal* e *Syagrus* (Acosta 2007).

Devido à ocupação de diferentes ambientes nas distintas fases da vida, hemiepífitas podem sofrer pressões diferenciadas, como estresse hídrico, restrição nutricional e herbivoria, respondendo de maneira distinta em cada período (Acosta 2007). Frente esta variação as estratégias adotadas variam até em ordens de magnitude: adoção de defesas químicas, expressão de atributos

físicos, desenvolvimento de estruturas acessórias, tamanho e mudanças na alocação de recursos (Fornoni 2011). Como consequência, essas respostas determinam importantes componentes nas interações planta-animal, podendo determinar o sucesso de estratégias contra herbivoria.

Na Caatinga, ambiente marcado por severa restrição hídrica, é comum a ocorrência de hemiepifitismo de *Ficus gomelleira* (Moraceae) (figueira-mata-pau) em *S. coronata* (Licuri). Diante das distintas condições a que *F. gomelleira* está submetida em suas fases de vida postulamos que indivíduos jovens, por terem acesso a mais recursos, investem menos em evitação de herbivoria, resultando em maiores danos foliares, ocorrendo o contrário na fase terrícola.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizamos o estudo em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), em Buíque-PE. O clima é sazonalmente seco, com solos predominantes arenosos (SNE 2002). A precipitação anual varia entre 650 e 1100 mm anuais (Alves et al. 2009) com temperatura média acima de 18°C (Cavalcanti & Corrêa 2014). Nesta região há o predomínio de vegetação Savana Estépica (IBGE, 2012) e solos proveniente de rocha arenítica, com coloração variando de esbranquiçado a róseo avermelhado (Ribeiro, 2007). Baseados em Acosta (2007) assumimos uma maior qualidade nutricional nos histossolos, por serem originados a partir da decomposição de matéria vegetal e acúmulo de sedimentos. Já para retratar as distinções de umidade entre os diferentes tipos de substratos coletamos amostras do histossolo de forófitos (*S. coronata*) que possuíam indivíduos juvenis de *F. gomelleira* (epífitas), do solo próximo aos indivíduos adultos (terrícolas) e do solo distante destes indivíduos adultos (controle). Utilizamos um forno convencional para secar as amostras (ca. 50g) aferindo a diferença de massa.

Para a coleta de dados amostramos aleatoriamente indivíduos de *Ficus gomelleira* (Moraceae), que tem por hospedeiro o *Syagrus coronata* (Arecaceae), em uma região próxima ao rochedo da Serra Branca (Parque Nacional do Catimbau – PE). Amostramos dez indivíduos jovens e dez adultos

de *F. gomelleira*. Para cada um deles medimos a circunferência na altura da raiz a fim de controlar a variação do tamanho entre os indivíduos. Coletamos duas a quatro folhas do segundo par em ramos aleatórios para determinar a área foliar, percentagem de água, espessura e área danificada por herbivoria de cada folha.

Para quantificar a área total, área de dano e seu percentual, fotografamos cada uma das folhas em um fundo azul com escala e analisamos no software ASSESS 2.0 (Image Analysis Software for Plant Disease Quantification). Para obter a espessura foliar utilizamos um paquímetro digital de alta precisão. Para determinar a percentagem de água nas folhas, retiramos um quadrado de 1cmx1cm de cada folha, que foi pesado fresco, posteriormente foi secado em forno convencional e pesado novamente. Por fim, realizamos cortes anatômicos manuais e preparamos lâminas com coloração diferencial com Azul de Astra e Safranina para avaliar os aspectos anatômicos das folhas de indivíduos jovens e adultos.

Avaliamos a relação entre a área foliar, percentual de água e herbivoria em função das diferentes fases (epífita e terrestre) através de análise de covariância (ANCOVA). Nós corrigimos as relações alométricas inserindo a circunferência à altura da raiz (CAR) como covariável a fim de controlar a variação do tamanho entre os indivíduos (vigor). Utilizamos um nível de significância de 95% ( $p < 0,05$ ), no programa R (The R Project for Statistical Computing).

## RESULTADOS

Analisamos um total de 105 folhas de 20 indivíduos de *Ficus gomelleira*. A área foliar dos indivíduos jovens e adultos foi semelhante, respectivamente  $6,02 \pm 2,02 \text{ cm}^2$  e  $9,12 \pm 4,12 \text{ cm}^2$  ( $F_{2,17}=2,9$ ;  $p=0,07$ ). Por outro lado, a espessura das folhas diferiu entre jovens e adultos ( $F_{2,17}=18,24$ ;  $p < 0,001$ ) (Fig. 1) tendo as folhas de indivíduos jovens  $0,26 \pm 0,06 \text{ mm}$  e as folhas dos adultos  $0,39 \pm 0,04 \text{ mm}$ . Por fim, a percentagem de herbivoria foi semelhante entre as folhas dos indivíduos jovens e adultos, sendo respectivamente  $0,46 \pm 0,69$  e  $0,05 \pm 0,09$  ( $F_{2,17}=0,33$ ;  $p=0,71$ ). A diferença no percentual de água contido em folhas de

indivíduos jovens ( $21.95 \pm 1.83$ ) e adultos ( $27.54 \pm 5.39$ ) foi significativa ( $F_{2,17}=27,18$ ;  $p<0,001$ ) (Fig. 2), no entanto, não foi explicada pela fase hepífita ou terrestre, mas sim pelo vigor do indivíduo ( $F_{2,17}=27,18$ ;  $p<0,001$ ) (Fig. 3).

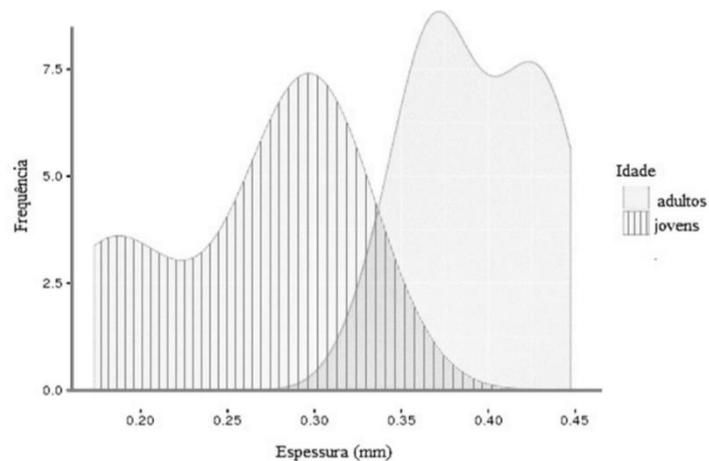


Figura 1. Distribuição dos valores da espessura foliar de indivíduos jovens epífitos e adultos terrestres de *Ficus gomelleira* ( $F_{2,17}=18,24$ ;  $p<0,001$ ) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

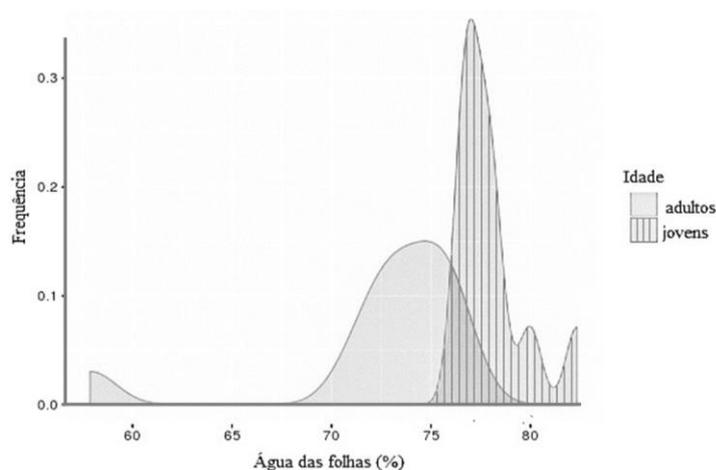


Figura 2. Distribuição dos valores de massa, em percentagem, de água foliar em indivíduos jovens epífitos e adultos terrestres de *Ficus gomelleira* ( $F_{2,17}=27,18$ ;  $p<0,001$ ) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

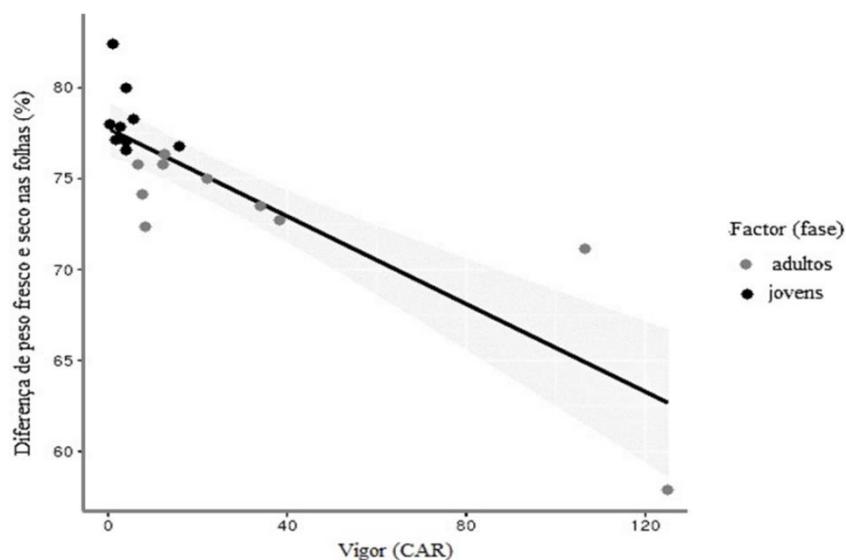


Figura 3. Relação entre o conteúdo de massa seca de folhas dos indivíduos jovens e adultos de *Ficus gomelleira* em função do vigor (diâmetro à altura da raiz-DAR) ( $F_{2,17}=27,18$   $p<0,001$ ) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

Folhas de *F. gomelleira* em corte transversal (Fig. 4) apresentam nervura mediana com epiderme unisseriada seguida de aproximadamente 3 camadas de colênquima lamelar em indivíduos jovens epífitos (Fig. 4A) e anelar em adultos (Fig. 4C). O limbo foliar em ambas as fases apresenta epiderme adaxial unisseriada onde eventualmente ocorrem litocistos com cristólitos (Fig. 4B, D). Abaixo da epiderme há uma camada de hipoderme com células volumosas seguida de duas camadas de parênquima paliçádico. A primeira dessas camadas apresenta conteúdo mais denso nos indivíduos adultos terrestres, sugerindo maior acúmulo de compostos fenólicos nessa fase (Fig. 4B, D). O parênquima lacunoso subsequente, que se distribui até a epiderme abaxial, da mesma forma, se apresenta mais denso em indivíduos adultos terrestres (Fig. 4B, D), com menos espaço intercelular. Embora não tenham sido observadas diferenças anatômicas estruturais entre folhas de indivíduos jovens e adultos, como por exemplo o número de camadas de parênquima, houve evidência de que folhas adultas apresentam tecidos mais densos, com paredes mais espessas, menos espaço intercelular e maior acúmulo de compostos fenólicos.

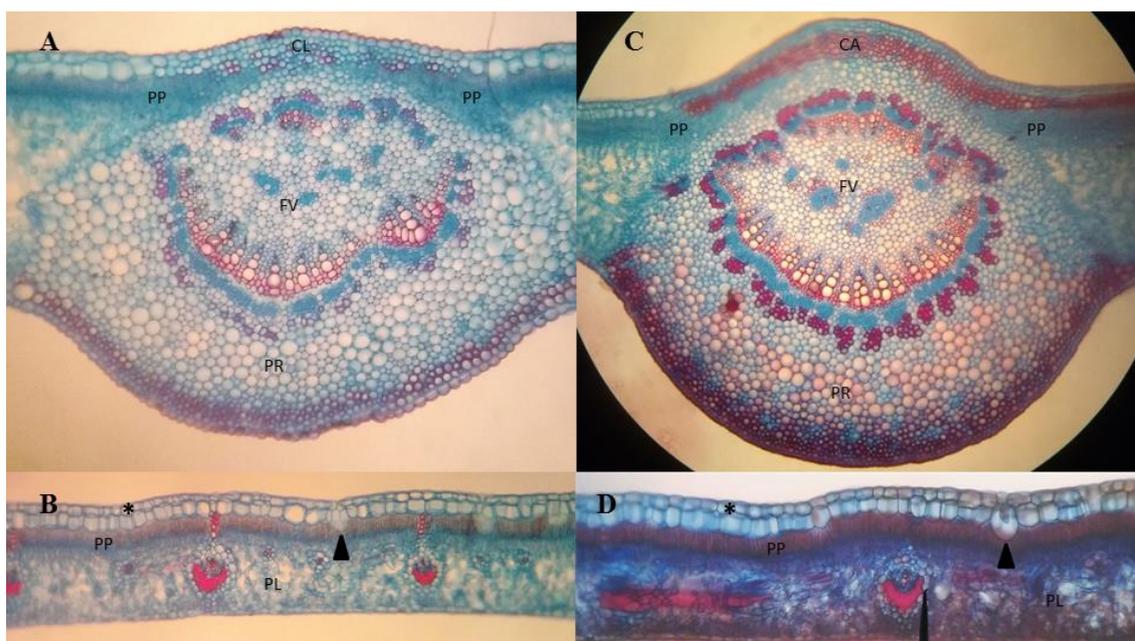


Figura 4. Secção transversal em folhas de *Ficus gomelleira* evidenciando as estruturas anatômicas diferentes entre as fases de vida jovem epífita (A – nervura e B – limbo) e adulta terrestre (C – nervura e D- limbo). Observamos colênquima lamelar (CL) em indivíduos jovens e colênquima anelar (CA) em adultos. Parênquima paliçádico (PP), parênquima lacunoso (PL), parênquima regular (PR) e Epiderme unisseriada (\*) com litocistos (triângulo preto) foi observada em ambas as fases de vida.

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam que existem algumas importantes diferenças estruturais entre as folhas de indivíduos jovens e de adultos. No geral, folhas de indivíduos jovens são menos espessas e anatomicamente menos densas que folhas de indivíduos adultos. A percentagem de água nas folhas varia não com a fase de vida, mas sim com o tamanho do indivíduo, o que sugere que indivíduos mais jovens têm folhas menos defendidas que adultos. Contudo, essas diferenças estruturais entre as folhas dos dois tipos de hábito da planta não levam a diferenças nos níveis de herbivoria.

Espécies submetidas a condições ambientais adversas necessitam investir em conservação de nutrientes e recursos (Sheffer-Basso et al. 2002), a

exemplo do que foi observado em adultos de *F. gomelleira*. A presença de folhas mais densas e espessas nessa fase, como observadas em espécies de outros ambientes secos (Pais & Varandas 2003), indica o investimento em tecidos mais ricos e protegidos, uma vez que a reposição de tecidos fotossintetizantes pode ser impossibilitada na fase restritiva.

O desenvolvimento de *F. gomelleira* é influenciado, dentre vários, pelo fator disponibilidade de recursos. As qualidades do substrato, como a umidade, são muito importantes para o ambiente (Caire et al. 2000; Vezzani & Mielniczuk, 2009) e definem como a planta responderá a processos ecológicos como a herbivoria. Por sua ontogenia, a planta consegue modificar sua estratégia de desenvolvimento a partir da passagem de substrato histossólico no forófito para o solo ao seu entorno. Os nossos resultados confirmam esse padrão de plasticidade entre fases. Mudar de estratégia de acordo com a fase de vida se mostra vantajoso, visto que os fatores abióticos e pressões por herbívoros se mostram decisivos para seu desenvolvimento.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ, ao ICMBio e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do X-ECCA (Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga). Agradecemos também a I. Leal, ao M. Tabarelli, ao G., A. Melo, D. Jamelli e P. Santos-Neto pelo apoio e suporte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta JCL. 2007. “Variación ontogénica en la estrategia de defensas anti-herbívoro en plantas hemiepífitas: Un estudio con *Ficus obtusifolia* en un palmar biodiverso y amenazado”. Tese de doutorado. Universidad de Xalapa, Xalapa, VC.
- Alves JJA, de Araújo, MA & do Nascimento, SS. 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga* **22**:126-135.

- Aroca R, Porcel R, Ruiz-Lozano JM. 2012. Regulation of root water uptake under abiotic stress conditions. *Journal of Experimental Botany* **63**: 43-57.
- Caires EF, Banzatto DA, Fonseca AF. 2000. Calagem na superfície em sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* **24**: 61-169.
- Cavalcanti LC de S, Corrêa AC de B. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. *Geografia* **23**: 133–156.
- Fornoni J. 2011. Ecological and evolutionary implications of plant tolerance to herbivory. *Functional Ecology* **25**: 399-407.
- Gielwanowska I, Szczuka E, Bednara J, Górecki R. 2005. Anatomical features and ultrastructure of *Deschampsia antarctica* (Poaceae) leaves from diferente growing habitats. *Annals of Botany* **96**: 1109-1119.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World Map of Köppen – Geiger Climate Classification. *Meteorologische Zeitschrift* **15**: 259–263.
- Murthy EN. 2015. Ecology and phytosociology of the tropical dry deciduous forests of Kawal Wildlife Sanctuary, Telangana, India. *Journal of Threatened Taxa* **7(1)**: 6972-6979.
- Pais MP, Varanda EM. 2003. Variation in plants of *Didymopanax vinosum* (Cham. & Schlttd) Seem. (Apiaceae) across a vegetation gradient in a Brazilian Cerrado. *Acta Botânica Brasilica* **17**: 395 – 403.
- Ribeiro, EMS. 2007. Parque Nacional do Catimbau. História, aspectos naturais e suas trilhas. IBAMA. Recife.

Scheffer-Basso SM, Jacques AVA, Agnol MD. 2002. Alocação da biomassa e correlações morfofisiológicas em leguminosas forrageiras com hábitos de crescimento contrastantes. *Scientia Agricola* **59**: 629 – 634.

Uribe MCA, Campos ALC, Silva LAM, Botero R, Petry AC. 2003. Epifitismo em palmeiras em uma cordilheira do Pantanal da Nhecolândia. Páginas 90-93 in C.E. Corrêa, L.C. Rodrigues et al., editores. *Ecologia de Campo Curso de Campo*. Editora UFMS, Campo Grande.

Vezzani FM, Mielniczuk J. 2009. Uma visão sobre qualidade de solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **33**: 743-755.

3

**COMPORTAMENTO  
MIGRATÓRIO DE  
BORBOLETAS NUMA  
ÁREA DA CAATINGA**

### 3 COMPORTAMENTO MIGRATÓRIO DE BORBOLETAS NUMA ÁREA DA CAATINGA

Breno A. S. Gonçalves<sup>1</sup>, Jakelyne S. B. de Sousa<sup>1</sup>, Maria N.C. Hirschfeld<sup>2</sup>, Francisca R. de Oliveira<sup>1</sup> & Renato S. Wanderley<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 Biologia Animal, Departamento de Ecologia e Taxonomia de Insetos, Universidade Federal de Pernambuco.

<sup>3</sup> Centro Universitário Una, Belo Horizonte – MG.

Orientador: Evandro G. de Oliveira

#### RESUMO

Entender processos migratórios é central para a ecologia e biologia da conservação no intuito de entender os padrões que envolvem a distribuição das espécies em um cenário de mudanças climáticas. Nesse estudo, tivemos como objetivo avaliar a existência de movimento migratório no voo de borboletas migratórias bem como sua direção preferencial numa área de floresta seca no Brasil. Para isso, avaliamos a direção de voo de dezenas de indivíduos de quatro espécies de borboletas da família Pieridae. Encontramos unidirecionalidade no rumo de voo interespecífico e intraespecífico das espécies avaliadas, apontando uma tendência no rumo de voo NE-SO.

**PALAVRAS-CHAVE:** migração, mudanças climáticas, rumo de voo, sazonalidade, distribuição de espécies.

## INTRODUÇÃO

Grupos de organismos tendem a migrar em busca de ambientes que proporcionem condições e recursos necessários para sua sobrevivência (Oliveira et al. 1998; Srygley et al. 2010, Srygley et al., 2014). A migração pode ser definida como o deslocamento periódico e direcional em massa de indivíduos de uma mesma espécie (Begon et al., 2007). Quando a migração acontece em alguma estação do ano em particular, a mesma é definida como migração sazonal (Oliveira et al. 1998).

Teorias acerca dos mecanismos deflagradores da migração sazonal sugerem que sua principal causa é a busca por localidades com maior disponibilidade alimentar. Os movimentos migratórios podem ser desencadeados por diversos fatores como: temperatura, fenologia e ritmos metabólicos que respondem a fatores bióticos e abióticos (Nogués-Bravo, 2009). Particularmente, as migrações de borboletas nos Neotrópicos ocorrem frequentemente no início da estação seca quando esses insetos se movem para ambientes com maior disponibilidade de recursos (Haber & Stevenson, 2004). É provável, portanto, que essas migrações estejam relacionadas aos padrões de distribuição espacial e temporal de recursos alimentares (Srygley et al., 2010).

As mudanças climáticas globais têm o potencial de alterar ciclos fenológicos e, portanto, a distribuição de recursos para borboletas que podem ser percebidos nas suas migrações de longa distância (Oliveira et al, 1998). Assim, entender processos migratórios pode ser importante para avaliar respostas de comunidades biológicas às diversas perturbações antrópicas (Oliveira et al, 1998; Srygley et al, 1996). Borboletas, possuem um papel crucial na manutenção de serviços de polinização além de serem recurso alimentar para diversos grupos de insetos e aves predadoras. Sendo assim, efeitos deletérios na migração de borboletas poderiam resultar em efeitos cascata num cenário de mudanças climáticas (Begon et al., 2007, MEA 2005).

Neste estudo tentamos avaliar se borboletas apresentam comportamento migratório na Caatinga, que é um ambiente sazonal e que, portanto, deve apresentar variação espaço-temporal de disponibilidade de recursos para

borboletas. Assim, esperamos encontrar um padrão na direção de voo das borboletas. Especificamente, o objetivo desse estudo foi responder dois questionamentos: (1) estaria ocorrendo movimento migratório de borboletas durante a estação seca na Caatinga? (2) existiria um padrão no rumo de voo desses lepidópteros?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado na zona de amortecimento do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco. O clima na região de acordo com Köppen é do tipo Bsh (SNE 2002) com precipitação média anual variando de 560 a 1100 mm, temperatura média anual de 23 °C, e predomínio de vegetação arbustiva (Nogueira et al, 1994, SNE 2002).

Com o auxílio de redes entomológicas, coletamos os indivíduos de borboleta que foram armazenados em sacos de papel e identificados de acordo com a espécie e sexo usando bibliografia especializada. Para verificar o rumo de voo foram usadas bússolas sempre que as borboletas foram interceptadas durante o percurso de voo. Contabilizamos a taxa de migração de borboletas (o número de espécies e indivíduos que passavam a cada dois minutos num transecto de 75 metros) a cada intervalo de 30 minutos entre 8h00 e 11h00. A direção e velocidade do vento foi medida com o uso de um anemômetro Kestrel 3000.

Para verificar a existência de padrões de direcionalidade nos rumos de voos das borboletas foi realizado o teste intraespecífico de Rayleigh ( $p$ ) para cada espécie. Para avaliar a existência de unidirecionalidade no comportamento migratório entre as diferentes espécies de borboletas da família Pieridae, foi realizado o teste de Watson Williams ( $F$ ) Multisampling interespecífico. Esses índices levam em consideração o comprimento médio do vetor e se o vetor apresenta direcionalidade em comum. As análises foram realizadas no Bioest 5.3 para verificar a unidirecionalidade intraespecífica e no software estatístico Oriana v.3 (Kovach, 2009) para a unidirecionalidade interespecífica.

## RESULTADOS

Foram feitas 294 observações de ângulo de voo de quatro espécies de borboletas pertencentes a família Pieridae. A tendência na direção do vento permaneceu em NE-SO. A taxa de migração por espécie durante o período matinal apresentou picos durante certos períodos da manhã, entre 09:30 e 10:30 (Fig. 1).

O teste de Rayleigh apontou um vetor médio dominante significativo para todas as espécies estudadas: *P. sennae* ( $R=0,89$ ,  $p<0,001$ ); *A. monuste* ( $R=0,75$ ,  $p<0,001$ ); *A. statira* ( $r=0,79$ ,  $p<0,001$ ) e *A. clorinde* ( $r=0,83$ ,  $p<0,001$ ), apontando um padrão unidirecional no rumo dos indivíduos de cada espécie separadamente.

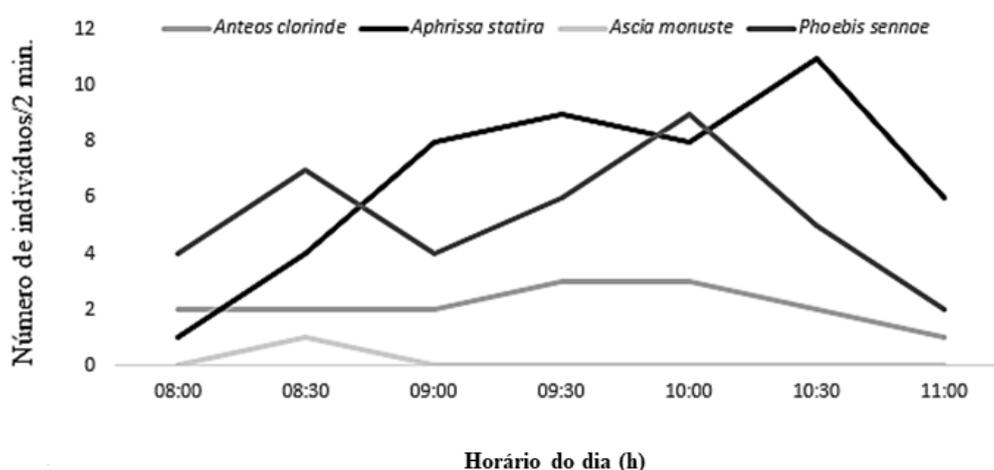


Figura 1. Número de indivíduos em voo de quatro espécies de borboleta estudadas registrados em censos de dois minutos a cada 30 minutos no Parque Nacional do Catimbau.

Quando comparada a direção do voo dos indivíduos das diferentes espécies em conjunto, também se evidenciou um padrão de unidirecional do voo em direção sudoeste ( $F=0,9783$ ,  $gl=3$ ,  $p<0,001$ ; Watson-Williams Multisampling Test; Fig. 2).

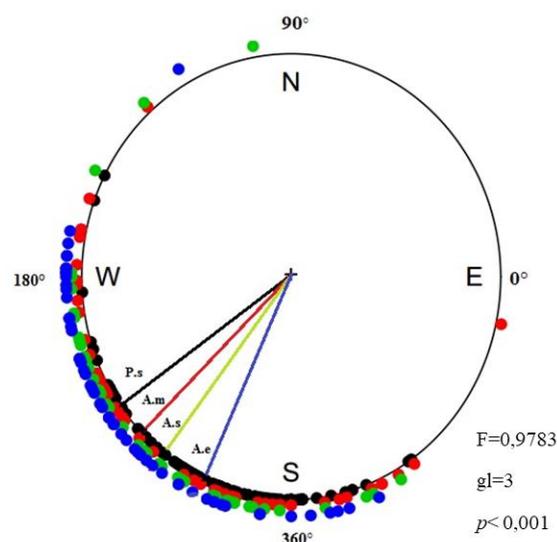


Figura 2. Direção de voo das espécies de borboletas estudadas numa área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau. Cada ponto corresponde à direção de voo em graus de cada indivíduo e as retas expressam os vetores médios de direção de cada espécie: reta e bolas pretas= *Phoebis sennae*; reta e bolas vermelhas=*Ascia monuste*; reta e bolas verde=*Aphrissia statira*; reta e bolas azuis=*Anteos clorinde*. N= norte; S= sul; E= leste; W =oeste.

## DISCUSSÃO

A partir dos nossos resultados é possível afirmar que as espécies de lepidópteros observadas apresentam um comportamento migratório unidirecional intra e interespecífico, i.e., que as espécies encontram-se migrando no mesmo rumo (NE-SO), o que também é relatado por Oliveira et al. (1998). Uma possível explicação para isto seria o gradiente de produtividade vegetal direcionado pela distribuição espaço-temporal da precipitação numa direção similar ao movimento migratório das borboletas (Srygley et al.2010).

A direção de voo NE-SO encontrada pode coincidir com este gradiente dado que se espera que no atual período as mesmas estejam migrando em direção às florestas úmidas na região sul. As altas taxas de migração observadas para *A. statira* coincidem com os resultados encontrados por Oliveira et al. (1998)

e Srygley et al. (2010) sugerindo que essa espécie seja influenciada diretamente por oscilações do clima.

Em resumo, nossos resultados indicam que algumas espécies de borboletas que ocorrem no Parque Nacional do Catimbau apresentam um comportamento de voo que se assemelha à definição de uma migração. Nossos resultados sugerem uma direção preferencial de voo que deve ser melhor investigada em maior escala para encontrar correlações com as variações espaço-temporais de condições climáticas e de produtividade vegetal que possam explicar o rumo preferencial de deslocamento dessas borboletas.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos aos professores Felipe Melo, Inara Leal e Evandro Oliveira pela oportunidade de desenvolver esse estudo, pelas contribuições no planejamento e discussão das ideias. Aos monitores Artur Domingos de Melo e Pedro Elias Santos Neto por toda assistência, e em especial a Davi Jamelli pelo apoio tanto no campo quanto na elaboração das análises. Agradecemos ao programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pela oportunidade de fazermos parte do X-ECCA. Aos órgãos de fomento ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ) pelo apoio.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. Ecologia de indivíduos e ecossistemas. Artmed, 4ª ed. Porto Alegre.
- Heber WA, Steverson RD. 2004. Diversity, migration, and conservation of butterflies in northern Costa Rica. Páginas 99-114 in Frankie GW, Mata A & Vinson AB, editores. Biodiversity Conservation in Costa Rica: Learning the Lessons in a Seasonal Dry Forest. University of California, Berkeley.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington.

- Nogués-Bravo D. 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* **18**: 521– 531.
- Oliveira EG, Srygley RB, Dudley R. 1998. Neotropical migrant butterflies navigate using a solar compass? *The Journal of Experimental Biology* **201**: 3317–3331.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- Srygley RB, Dudley R, Oliveira EG, Aízpruas R, Pelaez N, Riveros, AJ. 2010. El Niño and dry season rainfall influence hostplant phenology and an annual butterfly migration from neotropical wet to dry forests. *Global Change Biology* **16**: 936–945.
- Srygley RB, Dudley R, Oliveira EG, Riveros AJ. 2014. El Niño, host plant growth, and migratory butterfly abundance in a changing climate. *Biotropica* **46(1)**: 90–97.
- Srygley RB, Oliveira EG, Dudley R. 1996. Wind drift compensation, flyways, and conservation of diurnal, migrant Neotropical Lepidoptera. *Proceedings of the Royal Society* **263(1375)**: 1351-1357.
- Kovach W.L. 2009. Oriana - Circular statistics for Windows, Kovach Computing Services. Pentraeth, Wales, U.K.

# 4

**INFLUÊNCIA DA  
HETEROGENEIDADE  
AMBIENTAL E  
DISPONIBILIDADE DE  
RECURSOS NO PADRÃO  
DE DENSIDADE DE  
CUPINZEIROS**

## 4 INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS NO PADRÃO DE DENSIDADE DE CUPINZEIROS

David J. Santos<sup>1</sup>, Rodrigo F. R. Carmo<sup>2</sup>, Sinzinando A. Lima<sup>1</sup>, Mariana S. S. Gonçalves<sup>1</sup> & Juliane V. C. L. Silva<sup>2</sup>

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

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, UFPE.

Orientador: Davi Jamelli

### RESUMO

Ambientes com maior heterogeneidade e quantidade de recursos proporcionam um maior número de nichos e, portanto, influenciam no padrão de distribuição geográfica e densidade de espécies. O objetivo deste estudo foi investigar a influência da heterogeneidade e da disponibilidade de recursos na densidade de ninhos de cupins (cupinzeiros) na Caatinga. Para isto foram percorridos 10 transectos de 50 metros, perpendiculares a estrada. Contabilizamos a quantidade de ninhos existentes em uma área de 500m<sup>2</sup>, coletamos a biomassa de serapilheira grossa e estimamos a heterogeneidade vegetal desta área. Ao contrário do que esperávamos, a quantidade de biomassa não parece atuar como um fator na densidade de cupinzeiro, provavelmente por conta da baixa complexidade estrutural da área, com pouca produção de serapilheira. Porém, a heterogeneidade explicou 47% da densidade de ninhos de cupins.

**PALAVRAS-CHAVE:** cupins, Caatinga, heterogeneidade do habitat, nichos.

## INTRODUÇÃO

A clássica hipótese da heterogeneidade ambiental (MacArthur & Wilson, 1967) assume que os habitats estruturalmente complexos e, portanto, mais heterogêneos, levam a um aumento na diversidade de espécies na paisagem uma vez que esses ambientes apresentam mais nichos. Uma das maneiras de distinguir os nichos se baseia nas condições e recursos oferecidos pelo ambiente. Nichos diferentes facilitam a especiação, evitam a competição e consequentemente aumentam a diversidade de espécies (Bazzaz 1975).

Recursos e condições são fatores que determinam a densidade de uma população. Por exemplo, espécies podem usar exatamente o mesmo recurso, mas a capacidade de usá-lo é influenciada pelas condições ambientais (como frequentemente acontece) e faz com que elas respondam diferentemente às condições. Nesse caso, cada espécie pode ser superior em ambientes diferentes. Um dos fatores que promove a diferenciação de nicho é a distribuição espacial geográfica (Townsend et al, 2006) e, consequentemente, a distribuição geográfica das espécies que usam as amplitudes de cada nicho (Schoener 1988). Uma das formas de se medir diferenciação de nicho é através de medidas de heterogeneidade vegetal, que levam em consideração principalmente a distribuição vertical da vegetação (August 1983).

Nas florestas secas da América do Sul, o domínio Caatinga é caracterizado por apresentar uma vasta gama de ambientes, refletindo diferentes características presentes em cada unidade de paisagem. Isso constitui uma das principais forças responsáveis pela distribuição das espécies numa escala local (Silva, et al.2003). Um dos organismos bastante conspicuos nessas áreas são os cupins, onde muitas espécies constroem grandes cupinzeiros epigeos, que chegam a atingir densidades tão altas quanto 200 cupinzeiros/ha (Redford, 1984). Com base nesse pressuposto testamos a hipótese de que maior disponibilidade de recursos e maior heterogeneidade de habitat favorecem a ocorrência de ninhos de cupins.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo de campo foi realizado na região da Trilha do Chapadão, caracterizada por apresentar um solo arenoso com vegetação arbustiva espaçada. A região está próxima do limite leste do Parque Nacional do Catimbau (Buíque, Pernambuco, Brasil).

Avaliamos a densidade de cupinzeiros nas áreas amostrais, percorrendo 10 transectos, com extensão de 50 m cada um, perpendiculares a estrada. Em cada transecto, foram contabilizados ninhos existentes dentro de uma área de 500 m<sup>2</sup> (i.e. 50 m de comprimento e 10 m de largura), além de serem classificados de acordo com sua atividade (i.e. ativo ou inativo). Para cada transecto foram coletados dados de disponibilidade de recurso (medindo a biomassa da serapilheira grossa, a partir de 1 cm de diâmetro) e a heterogeneidade estrutural vegetal. Para o cálculo da heterogeneidade proposto para o trabalho, calculamos um índice com base em uma fórmula proposta por Legendre e Legendre (1998):

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

onde I é o valor do índice,  $y_i$  é o valor observado da variável de heterogeneidade medida no plot I,  $y_{\min}$  é o valor mínimo observado considerando todas as unidades amostrais,  $y_{\max}$  é o valor máximo observado considerando todas as unidades amostrais e n é o número de métricas de heterogeneidade consideradas para o índice (i.e., n=1). A fórmula primeiro padroniza os valores entre 0 e 1, o que torna os valores com pesos equitativos. Ao final, o índice varia de 0 a 100.

Cinco quadrantes (de 1 m<sup>2</sup> cada) da serapilheira foram amostrados a cada 10 m, ao longo do transecto. Para a heterogeneidade vegetal, foram realizadas 10 medições a cada 5 m, utilizando uma haste graduada. Já a medida média dos volumes dos ninhos foi estimada através do cálculo do volume da elipse. Para avaliar a diferença da abundância de ninhos inativos e ativos foi utilizado o coeficiente de variação. Em cada transecto, a densidade de ninhos foi estimada

através da proporção da quantidade de cupinzeiros na área de 500 m<sup>2</sup>. Para avaliar a influência das variáveis independentes sob a densidade de ninhos foram realizadas regressões múltiplas. As análises estatísticas foram realizadas através do software Statistica 7.0 utilizando o nível de significância de 5%.

## RESULTADOS

Não houve diferença significativa entre as abundâncias de ninhos ativos e inativos, quando analisamos todos os 117 ninhos amostrados ( $Z=0,74$ ;  $P=0,861$ ). A densidade total de ninhos ao longo dos 10 transectos foi de  $0,026$  ninhos/m<sup>2</sup>  $\pm$   $0,009$ . O volume dos ninhos variou de  $0,24$  a  $131,88$  litros. A área foi caracterizada por uma baixa heterogeneidade vegetal ( $1,38 \pm 0,23$ ) e disponibilidade de biomassa morta variada ( $9,68$  a  $51,80$  kg/m<sup>2</sup>). Não houve influência da heterogeneidade estrutural vegetal e disponibilidade de recurso na densidade dos ninhos (Fig. 1). No entanto, ao excluirmos um outlier, a heterogeneidade vegetal explica cerca de 47% da variabilidade da densidade de ninhos ao longo da área amostral ( $R^2=0,472$ ;  $P<0,05$ ). O mesmo padrão foi refletido para os ninhos ativos ( $R^2=0,382$ ;  $P<0,05$ ) (Figura 2). Por outro lado, nenhuma das variáveis independentes influencia a densidade de ninhos inativos  $R^2=0,002$ ;  $P=0,995$ ,  $R^2=0,002$ ;  $P=0,903$ , para biomassa e heterogeneidade vegetal, respectivamente.

## DISCUSSÃO

A hipótese inicial de que a heterogeneidade ambiental influencia diretamente a ocorrência de ninhos de cupins foi corroborada. No entanto, em relação a atividade biológica em cada ninho, foi possível observar padrões distintos. A variabilidade do nicho – dada a variação da heterogeneidade estrutural vegetal foi diretamente correlacionada com a densidade de ninhos ativos. Não estando esta variável associada com a disponibilidade de recurso, uma vez que a biomassa não influenciou a distribuição das densidades de cupins ativos ao longo dos transectos.

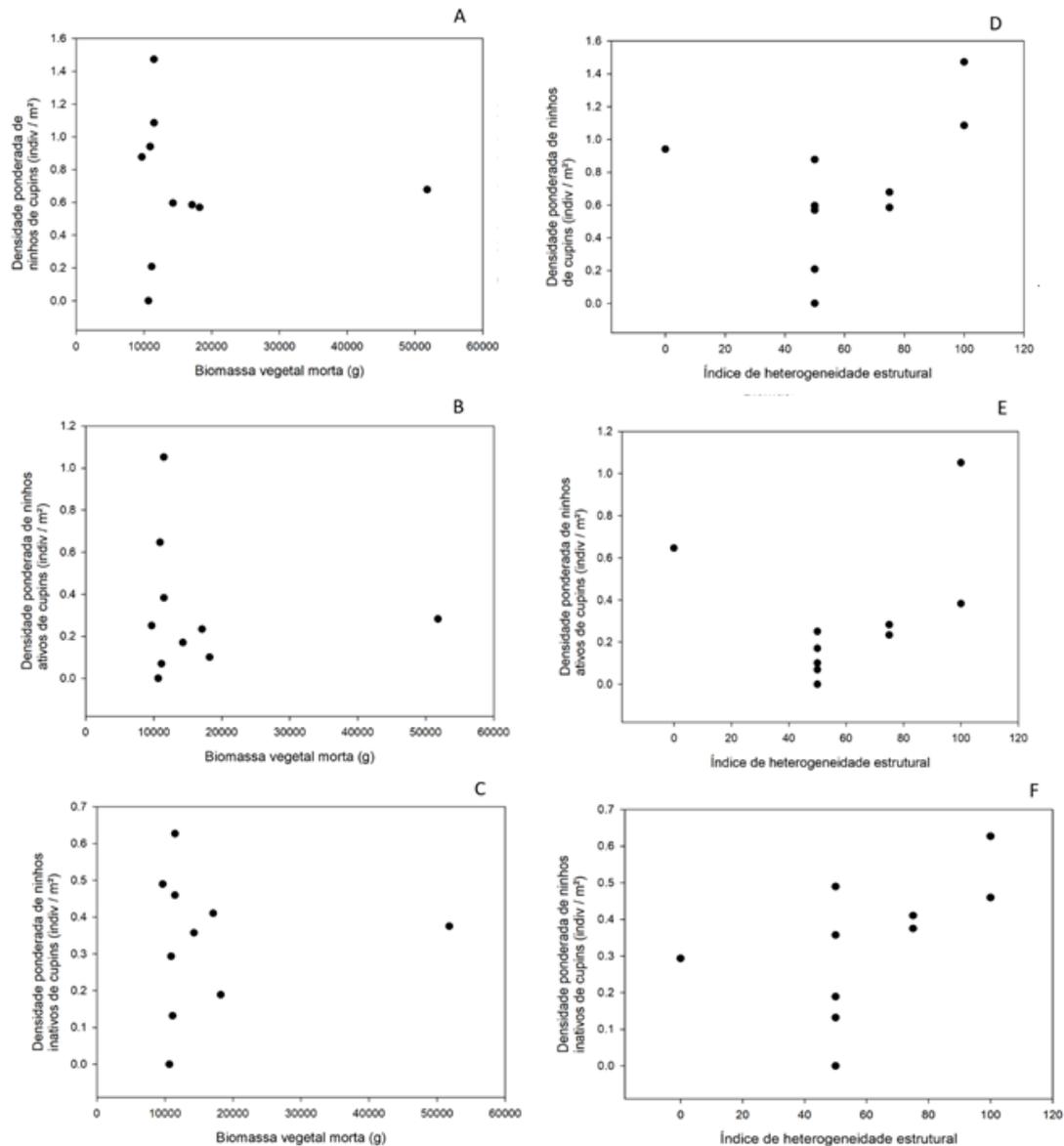


Figura 1: Relação entre a heterogeneidade de habitat e a densidade ponderada de ninhos de cupins ativos e inativos no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco.

Nossos resultados apontam para uma resposta diferencial da densidade de ninhos de cupins frente a disponibilidade de recurso e variação da estrutura do habitat. Isso pode ser explicado pela atividade de forrageamento desses insetos. Os cupins desempenham um importante papel na manutenção do ecossistema, uma vez que atuam como um dos principais facilitadores da liberação do CO<sub>2</sub> sequestrados pela celulose vegetal (de Souza et al. 2012). Esses insetos apresentam um comportamento de forrageio no qual levam em

consideração para o recurso alimentar atributos como portabilidade, dureza (Evans et al. 2005) e concentração de nutrientes no alimento (Shellman-Reeve 1994). Além da qualidade do recurso, a atividade desses organismos é regulada pelo risco de predação (de Souza et al. 2009).

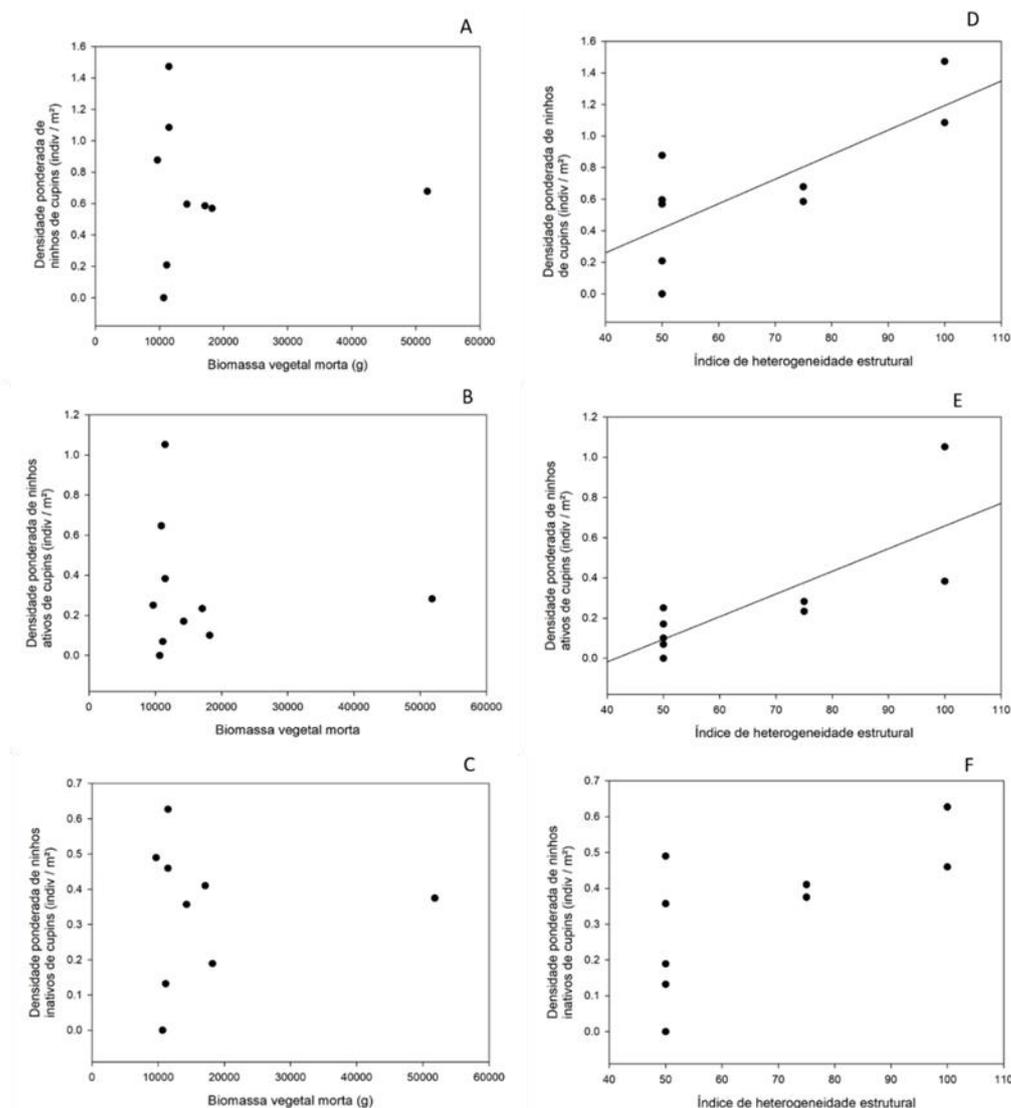


Figura 2: Dados ajustados da relação da complexidade vegetal e a densidade de ninhos de cupins, ao desconsiderarmos outlier, no PARNA Catimbau, Buíque - PE. A-C. Relação da heterogeneidade vegetal pela densidade ponderada de ninhos. D-F. Relação da complexidade vegetal pela densidade ponderada de ninhos. B- Relação da complexidade vegetal pela densidade ponderada de cupins ativos.

As áreas de amostragem caracterizam-se pela presença de um solo arenoso, o que afeta as concentrações de nutrientes disponíveis para as plantas, já que este material possui pouca capacidade de troca catiônica, se comparado com solos com maior proporção de argila (Larcher, 2000). Esse fator pode estar relacionado com o limite de atividade de cupins em relação a disponibilidade da biomassa vegetal (ver Figura 2). A premissa de que existe uma relação direta e positiva da disponibilidade de recurso e atividade de forrageio não é vista em nosso estudo. Parece haver um trade-off em relação a heterogeneidade ambiental e a disponibilidade de recurso, para a atividade e sobrevivência das populações locais, uma vez que nossos resultados apontam para um limite de densidade de ninhos ativos para disponibilidade de biomassa de até 20 kg (Figura 2).

Em síntese, nosso trabalho verificou que a heterogeneidade ambiental atua como um importante driver na densidade de ninhos de cupins nesta paisagem Caatinga. Embora ainda permaneça pouco compreendido a atuação da disponibilidade de recurso nesta densidade. Contudo, desenhos amostrais mais complexos se faz necessário para uma maior compreensão nos padrões de distribuições dos ninhos e, conseqüentemente, nos serviços ecossistêmicos providos pela presença de cupinzeiros na Caatinga.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos a toda estrutura física do curso e aos órgãos financiadores (ICMBio, CNPq, PPGBV-UFPE, PELD-Pronex) que foi fundamental para a realização do curso. Agradecemos a todos os professores e também aos monitores, em especial, à Davi Jamelli e Pedro Santos-Neto. Agradecemos ainda pela colaboração técnica de Dario Dirks.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

August PV. 1983. The Role of Habitat Complexity and Heterogeneity in Structuring Tropical Mammal Communities. *Ecology* **64(6)**: 1495-1507.

- Bazzaz FA. 1967. Plant species diversity in old-field ecosystems in southern Illinois. *Ecology* **56**: 485-488.
- DeSouza O, Araujo A, Reis JR. 2009. Trophic controls delaying foraging by termites: reasons for the ground being brown? *Bulletin of Entomological Research* **99**: 603-609.
- DeSouza O, Cristaldo PF, Rosa CS, Florencio DF, Martins A. 2012. Cupins consumindo detritos vegetais: impactos ecológicos sobre a biota tropical. Páginas 201- 213 in K. Del-claro e H.M. Torezan-Silingardi, editores. *Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem evolutiva*. Technical books, Rio de Janeiro.
- Evans T, Lai J, Toledano E, et al. 2005. Termites assess wood size by using vibration signals. *Proceedings of the United States of America* **102**:3732-3737
- Larcher W. 2000. *Ecofisiologia vegetal*. Rima Artes e Texto, São Carlos.
- Legendre P, Legendre LF. 2012. *Numerical ecology*. Elsevier, Heidelberg, Berlin.
- Macarthur RH, Wilson EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Redford KH. 1984. The Termitaria of *Cornitermes cumulans* (Isoptera: Termitidae) and Their Role in Determining a Potential Keystone Species. *Biotropica* **16(2)**: 112-119.
- Schoener TW. 1988. The Ecological Niche. Páginas 79-113 in J.M. Cherret, editor. *Ecological concepts: the contribution of ecology to an understanding of the natural world*. University College, London.
- Shellman-Reeve J. 1994. Limited nutrients in a damp wood termite: nest preference, competition and cooperative nest defense. *Journal of Animal Ecology* **63**:921-932
- Silva RA, Santos AMM, Tabarelli M. 2003. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da caatinga. Páginas 337-365 In I.R. Leal, M. Tabarelli e J.M.C. Silva, editores. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. UFPE, Recife.

Townsend CR, Begon M, Harper JL. 2006. Fundamentos em Ecologia. Artmed, Porto Alegre.

# 5

**EFEITO DA  
ARQUITETURA DO  
LICURI (*Syagrus  
coronata*) NO SUPORTE  
DE COMUNIDADES DE  
PLANTAS ASSOCIADAS  
NA CAATINGA**

## 5 EFEITO DA ARQUITETURA DO LICURI (*Syagrus coronata*) NO SUPORTE DE COMUNIDADES DE PLANTAS ASSOCIADAS NA CAATINGA

Francisca R. Oliveira <sup>1</sup>, Maria Noel C. Hirschfeld <sup>2</sup>, Renato S. Vanderlei <sup>1</sup>, Breno A. S. Gonçalves <sup>1</sup> & Jakelyne S. B. de Sousa <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 Biologia Animal, Departamento de Ecologia e Taxonomia de Insetos, Universidade Federal de Pernambuco.

Orientadores: Arthur Melo e Pedro Santos-Neto

**RESUMO:** Sistemas ecológicos podem ser entendidos dentro de uma perspectiva holística como unidades que interagem entre si. A partir de uma abordagem de redes de interação é possível entender a estrutura, estabilidade e persistência desses sistemas. Na Caatinga, a espécie *Syagrus coronata* atua como mancha discreta que suporta comunidades de plantas associadas a ela. Sendo assim, buscou-se entender como a arquitetura morfológica de indivíduos desta espécie é determinante na interação de redes dentro da comunidade. Para isso, estabelecemos índices baseados nos atributos morfológicos da espécie para retratar a influência dos mesmos na interação das redes. Constatamos que, embora a espécie atue como uma unidade central na estruturação da comunidade, não existe correlação significativa entre os atributos morfológicos e as métricas da rede.

**PALAVRAS-CHAVE:** redes de interação, atributos morfológicos, centralidade por intermédio.

## INTRODUÇÃO

Os sistemas ecológicos podem ser entendidos dentro de uma perspectiva holística em que as unidades que os constituem interagem entre si, sendo as interações o foco para a compreensão do sistema como um todo (Levin 2009). O modo como estas unidades interagem e influenciam nas propriedades estruturadoras do sistema podem ser entendidas através da abordagem de redes (Fortuna & Bascompte 2008).

A abordagem de redes de interação, num contexto de sistemas ecológicos, se apresenta como uma forma de entender a organização espacial das comunidades em relação às redes de interação das espécies e as diferentes propriedades do habitat (Fortuna & Bascompte 2008). A partir dela é possível avaliar propriedades da comunidade, como estabilidade, interações entre as espécies e os fatores determinantes na sua persistência nos sistemas espaço-temporais (Thébault & Fontaine 2010), possibilitando quantificar a robustez do sistema como um todo.

Algumas espécies de plantas possuem estruturas morfológicas que promovem habitats propícios ao estabelecimento de outras plantas, atuando como manchas discretas para comunidades vegetais e servindo como um sítio de interação entre as espécies (Souza et al. 2013). *Syagrus coronata* possui uma arquitetura morfológica que permite a sustentação de comunidades inteiras em seus ramos, dado o acúmulo de matéria orgânica e manutenção da umidade nas suas bainhas (Noblick 1986, Drumond 2007). Esse conjunto de fatores é favorável à germinação de sementes e estabelecimento de plântulas associadas, podendo então, ver a palmeira como unidade estruturadora da comunidade.

Diante disso, sabendo que *S. coronata* permite a interação entre diversas espécies que nela se estabelecem, o presente trabalho visa avaliar como as propriedades estruturais da rede espacial da comunidade de plantas associadas mudam em função dos atributos do *S. coronata*.

## MATERIAL E MÉTODOS



Para a construção da rede, geramos matrizes de adjacência entre forófitos x plantas associadas. Posteriormente, calculamos três métricas da rede: uma de conectividade (conectância, uma fração de todas as possíveis interações na rede) e duas de centralidade (grau do vértice e centralidade por intermédio). Os dois últimos se referem ao número de *links* por nós e a distância entre os vértices, respectivamente. Por fim, realizamos uma regressão linear simples com as variáveis predictoras IRB e IS. Calculamos as métricas de rede, bem como desenhamos a rede de interações com auxílio do *software* Pajek (Batagelj 2009). Realizamos os testes estatísticos no *software* Bioestat 5.0.

## RESULTADOS

Registramos um total de 25 espécies de plantas associadas à *Syagrus coronata*, incluindo plantas vasculares sem sementes e angiospermas. As análises das redes mostraram alta conectância geral (0,131), com média de 1,6 conexões e nenhuma compartimentação. Não observamos módulos evidentes na rede de interações formadas (Figura 1).

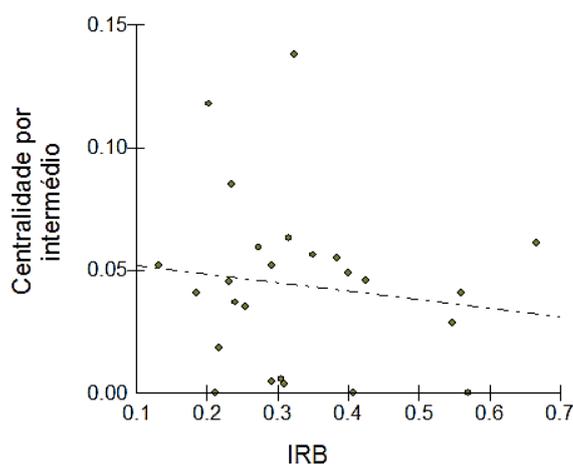


Figura 2 - Teste de regressão linear entre a centralidade por intermédio e o Índice de Retenção de Bainha (IRB), resultado da razão entre o número de bainhas e altura dos indivíduos de *Syagrus coronata* no Parque Nacional do Catimbau.

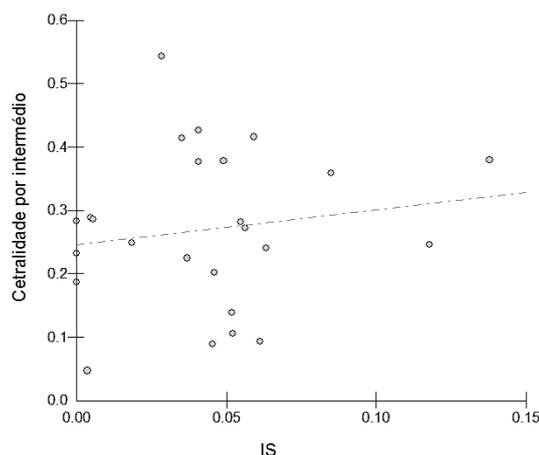


Figura 3 – Relação entre a centralidade por intermédio e o Índice de Sombreamento (IS) resultado da razão entre o número de folhas vivas e a área da copa em indivíduos de *Syagrus coronata* no Parque Nacional do Catimbau.

Verificamos que o grau do vértice e a centralidade por intermédio são correlacionados. Assim, escolhemos a variável centralidade por intermédio para ser utilizada como variável resposta à influência dos atributos do *S. coronata* na interação com as demais espécies na comunidade. Não houve relação estatística entre o IRB e a centralidade por intermédio ( $F=0,4181$ ;  $p=0,5309$ ,  $R^2=-0.0248$ ) (Figura 2), tampouco entre a centralidade por intermédio e o Índice de Sombreamento ( $F=0,5574$ ;  $p=0,5308$ ,  $R^2=-0.0188$ ) (Figura 3).

## DISCUSSÃO

A análise da rede mostrou que o valor da conectância geral foi relativamente alto para a métrica (0,131) em relação a redes antagonistas e mutualísticas (Thébault & Fontaine 2010). Este resultado indica que a espécie *S. coronata* atua como uma unidade central na estruturação da comunidade de plantas associadas a forófitos, uma vez que ele suporta várias conexões à ele dentro da comunidade.

Nossos resultados indicam ainda que a variação dos atributos de *S. coronata* (IRB e IS) não afetam a métrica de centralidade por intermédio, o que significa que nenhum dos atributos medidos estão relacionados a uma maior sustentação das comunidades de plantas associadas. Esse padrão pode ser

explicado devido ao micro-habitat gerado pela estrutura da espécie ser mais benéfico em relação aos sítios ao redor (Gonçalves 2016). Também é razoável pensarmos que as bairras do *S. coronata* parecem promover melhores condições microclimáticas que condicionam o estabelecimento de indivíduos de grupos taxonômicos variados.

Finalmente, podemos sugerir que outras variáveis associadas ao efeito de *S. coronata* podem estar relacionadas à centralidade por intermédio das redes de interação entre os indivíduos e as comunidades de plantas associadas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV (UFPE), as Instituições financiadoras ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ) pelo apoio logístico e financeiro, aos professores Inara Leal, Felipe Melo, pela orientação, aos monitores Davi Jamelli, Artur Domingos de Melo, Pedro Elias Santos Neto pela orientação, ao Mateiro e ao guia Genivaldo pela ajuda em campo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Drumond MA. 2007. Licuri *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. Embrapa Semiárido, Petrolina-PE. Acessível em: [www. cpatsa.embrapa.br/ public\\_eletronica/ downloads/ SDC199.pdf](http://www.cpatsa.embrapa.br/public_eletronica/downloads/SDC199.pdf) (acessado em maio de 2017).
- Fortuna MA, Bascompte J. 2008. The network approach in ecology. Páginas 2-27 in R. Margalef. F. Valadares, A. Camacho, A. Elosegi, C. Gracia, M. Estrada, J.C. Senar e J.M. Gili, editores. Unity in Diversity: Reflections on Ecology after the Legacy of Ramon Margalef. BBVA Foundation, Bilbao.
- Gonçalves LJB. 2016. Perturbações antrópicas, a proliferação da palmeira licuri (*Syagrus coronata*) e a comunidade de epífitas em uma paisagem antrópica na caatinga. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

- Levin SA, Carpenter SR, Godfray HC, Kinzig AP, Loreau M, Losos JB, Walker B, Wilcove DS, Morris CG. 2009. *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Noblick LR. 1986. Palmeiras das caatingas da Bahia e as potencialidades econômicas. Páginas 99-115 In *Simpósio sobre a Caatinga e sua Exploração Racional*. EMBRAPA/DDT, Feira de Santana.
- Nogueira MS, Martins MLR, Soares ZML, Freitas Filho MR, Almeida MAG, Sampaio MAB, Carvalho GBS, Soares AMR, Gomes SCB, Silva EA. 1994. *Conferência Nacional e Seminário Latino-Americano da desertificação. Redimensionamento da Região semiárida do Nordeste do Brasil*. FUNCEME, Fortaleza.
- Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. *Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE*. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco (SECTMA), Recife.
- Souza AHC, Lima AMA, Benicio JRW, Silva LP, Kerber L, Fritsch LPA, Gallina MRP, Rempel C, Périco E, Ferla NJ. 2013. Distribuição espacial de epífitas sobre um forófito exótico e outro nativo na borda de uma trilha no jardim botânico de Iajé. *Revista Destaques Acadêmicos* **5**:163-172.
- Souza VC, Lorenzi H. 2008. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado no APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Thébault E, Fontaine C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* **329**: 853–856.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

**LIVRES**

# 6

**FLORIVORIA EM**  
*Ipomoea subincana*  
**(CONVOVULACEAE)**  
**EXPLICADOS PELA**  
**TEORIA DO**  
**FORRAGEAMENTO**  
**ÓTIMO**

## 6 FLORIVORIA EM *Ipomoea subincana* (CONVOVULACEAE) EXPLICADOS PELA TEORIA DO FORRAGEAMENTO ÓTIMO

Alencar, H. N<sup>1</sup>; Silva, L. A. P<sup>1</sup>; Menezes, A. G. S<sup>1</sup>; Bombi-Haedo, K<sup>2</sup> & Yule, T. S<sup>3</sup>

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

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

<sup>3</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS (Campo Grande/MS)

### RESUMO

Animais tendem a forragear em locais com maior oferta de alimento, diminuindo o dispêndio de energia na obtenção do mesmo. Este processo denominado forrageamento ótimo pode ser empregado na interação entre plantas e animais, como a herbivoria e a florivoria. Soma-se a esse processo o remanejamento dos recursos da planta empregados da defesa para a reprodução, o que deixaria partes vegetativas mais vulneráveis em plantas com maiores números de flores. Aqui testamos como a interação entre os processos de forrageamento ótimo e do investimento em estruturas florais em detrimento da proteção de partes vegetativas determinam padrões de florivoria e herbivoria em *Ipomoea subincana*. Obtivemos a quantidade de estruturas florais e o percentual de área consumida em flores e folhas de indivíduos. Observamos que plantas com mais flores sofrem mais florivoria não ocorrendo o mesmo em relação à herbivoria.

**PALAVRAS-CHAVE:** batata-de-tatu, Caatinga, danos foliares, danos florais, interação planta-inseto, verticilos florais.

## INTRODUÇÃO

A teoria do forrageamento ótimo determina como é a eficiência na captação de recurso, considerando o custo-benefício entre a quantidade de energia despendida para o forrageamento (coleta de alimento) em relação à energia obtida após o seu consumo (Begon et al. 1994; Townsend et al. 2006; Alock, 2011). Esta teoria explica em qual local o predador concentra o seu forrageio dentro do habitat. Dessa forma, ambientes com maior disponibilidade de recursos poderiam concentrar maiores índices de forrageio (Townsend et al. 2006; Alock, 2011). Uma das formas de interação em que podemos indicar esse tipo de processo é a relação planta-inseto.

Plantas e insetos coexistem a cerca de 100 milhões de anos, evoluindo em grandes variedades de relações. Entre essas relações estão as positivas (e.g. polinização) e negativas (e.g. herbivoria, que gera danos às estruturas não reprodutivas; e florivoria, com danos aos verticilos florais) (Stotz et al. 1999). A herbivoria pode implicar muitas vezes em danos deletérios as plantas (Coley & Barone, 1996) e representa processo chave que influencia a história de vida dos ecossistemas (Wirth et al. 2008), uma vez que esta interação afeta a organização de comunidades de plantas e seus padrões de diversidade (Leal et al. 2007). Adicionalmente, a limitação de recursos pode determinar o investimento em defesa, uma vez que ambientes com maior disponibilidade de recursos podem favorecer o consumo da planta (Söber et al. 2009).

Especificamente, a florivoria envolve danos em botões florais e/ou flores durante seu período de antese, com ação direta na qualidade da flor e na presença de recursos florais disponíveis para o polinizador (Söber et al. 2009). Os florívoros podem atuar diretamente, quando os danos em estruturas florais se concentram nos verticilos reprodutivos, diminuindo e/ou inviabilizando a reprodução; ou indiretamente, quando os verticilos vegetativos sofrem danos (Burgess, 1991; Del-Claro & Torezan-Silingardi, 2009). Quanto aos danos causados em estruturas reprodutivas, a florivoria pode acarretar diminuição no número de grãos de pólen e no número de grãos por flor inviabilizando-os para a fertilização (Ruane et al. 2014; Söber et al. 2009).

É diante deste contexto que partimos das seguintes problemáticas: como o forrageamento ótimo pode explicar os danos causados por florívoros em *Ipomoea subincana*? Acreditamos que indivíduos com maior número de flores apresentam maiores danos por florívoros por serem mais atrativos. Por outro lado, esperamos que indivíduos com mais flores e botões florais apresentam mais florivoria.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizamos este estudo em uma área de vegetação de Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau, no município de Buíque-PE, entre 14 e 20 de maio de 2017. Nesse ambiente o clima é semiárido, tipo BSh (Kottek et al. 2006). A pluviosidade média varia entre 650 e 1100 mm anuais e, somado à temperatura média de acima de 18°C (Cavalcanti & Corrêa 2014), determina o predomínio de vegetação Savana Estépica (IBGE 2012).

Para realizarmos o estudo, utilizamos a espécie *Ipomoea subincana* (Convolvulaceae) como modelo. *I. subincana* é uma planta arbustiva escandente comum na Caatinga, com inflorescências do tipo dicásio, de uma a três flores por inflorescência, flores tubulares com sépalas externas ovais e pétalas maiores e glabras com estames inclusos (Delgado-Júnior 2014). Em relação a distribuição da espécie, a mesma encontra-se em manchas de maneira aparentemente aleatória, com indivíduos de médio porte ocorrendo isolada e/ou muitas vezes sobre outros indivíduos.

Selecionamos 15 indivíduos em uma área, os quais estavam no mínimo a 5 m de distância entre eles. Para cada indivíduo, medimos o diâmetro na altura do solo (DAS), a quantidade de estruturas reprodutivas (flores e botões somados) e quantas delas apresentaram sinais de danos por herbivoria. Posteriormente selecionamos aleatoriamente até três flores por indivíduo, e as respectivas três folhas subsequentes para cada flor selecionada. Utilizamos o método proposto por Dirzo & Domínguez (1995) para estimar a herbivoria e florivoria em todas as folhas e flores coletadas. Classificamos as folhas e flores de cada indivíduo visualmente em seis categorias: 0 (intacto), 1 (até 5%), 2 (5,01-

10%), 3 (10,01 - 25%), 4 (25,01 - 50%), 5 (>50%), sendo o índice de herbivoria (IH) ou índice de florivoria (IF) de cada indivíduo a média dos valores destas categorias.

Para avaliarmos o efeito da quantidade estruturas reprodutivas e tamanho de indivíduo sobre o IF, realizamos um teste de regressão múltipla. Para testarmos como o IH responde ao tamanho do indivíduo, realizamos um teste de regressão linear simples.

## RESULTADOS

A porcentagem de flores danificadas por indivíduo foi de  $34,46 \pm 27,97\%$ , já para as folhas o valor foi de  $6,26 \pm 6,32\%$ . Em relação ao IF, encontramos um valor de  $2,79 \pm 1,78$ , e para o IH um valor de  $0,75 \pm 0,43$ . Os indivíduos amostrados apresentaram valor médio de DAS de  $47,92 \pm 20,32$  mm e produziram  $3,46 \pm 27,97$  flores por indivíduo. O número total de flores apresentou relação positiva com o IF ( $R^2=0,2954$ ,  $p=0,021$ ) (Figura 1). Não encontramos relação significativa para as demais variáveis independentes quanto ao IF e IH.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que as estruturas reprodutivas de *I. subincana* estavam mais danificadas que as folhas, o que sugere que os insetos florívoros são mais ativos e predominantes que os demais insetos herbívoros. Isto pode estar relacionado as folhas serem mais bem defendidas em relação as outras estruturas vegetais (Coley & Barone 1996). Quanto ao índice florivoria, uma maior disponibilidade de recurso em flores por indivíduo pode torná-lo mais atrativo aos florívoros, que tendem a preferir plantas com mais flores (Söber et al. 2009).

Dessa forma, o investimento energético em forrageamento será mais eficiente, elevando o fitness dos florívoros (Alcock 2011). Como consequência, as flores perdem atratividade pela ação de florívoros, reduzindo a visitaçao e

consequentemente o sucesso na reprodução das plantas em decorrência do consumo de recursos (Söber et al. 2009; Althoff et al. 2005; Ashman et al. 2004).

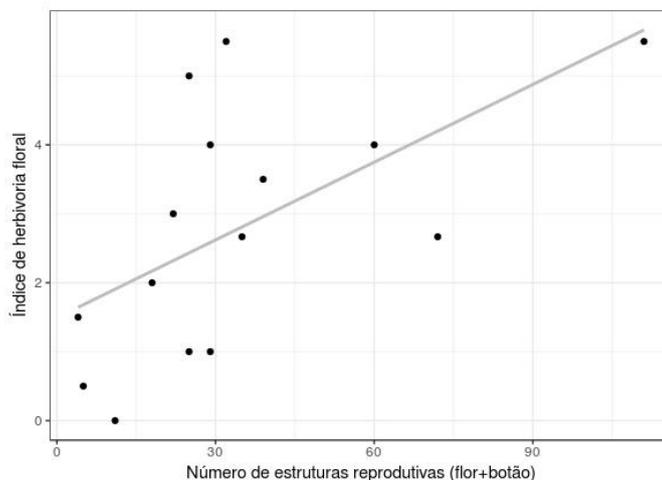


Figura 1. Relação entre a média ponderada do índice de florivoria e o total de estruturas florais (flores + botões florais) por indivíduo ( $R^2=0,2954$ ;  $p=0,021$ ) em uma área no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

Em observações pessoais, constatamos que neste período, *I. subincana* foi um dos poucos recursos disponíveis para forrageio de polinizadores na região, o que pode ter sido um fator limitante para eles. Por essa razão, flores de *I. subincana* estavam mais danificadas, o que sugere que florívoros também interferem no recrutamento de recursos para os polinizadores (Althoff et al. 2005).

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do X-ECCA. Agradecemos também aos docentes responsáveis pelo Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, à professora Inara Leal pelo auxílio na elaboração das ideias para desenvolvimento deste projeto, ao Prof. Felipe Melo pela ajuda na elaboração de projetos e execução dos testes estatísticos e a Genivaldo, guia no Parque

Nacional do Catimbau, pelo suporte em campo e aos monitores Arthur de Melo, Davi Jamelli e Pedro Santos Neto pelo apoio e suporte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcock, IJ. 2011. Comportamento animal: uma abordagem evolutiva. 9ª ed. Porto Alegre.
- Althoff et al. 2005. Community and context of an obligate mutualism: pollinator florivore effects on *Yucca filamentosa*. *Ecology* **86**: 905-913.
- Ashman et al. 2004. Pollen Limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology* **85**: 2408-2421.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. *Ecologia de Indivíduos a ecossistemas*. 4ª ed. Porto Alegre.
- Burgess KH. 1991. Florivory: the ecology of flower feeding insects and their host plants. Tese de Doutorado. Harvard University, Cambridge.
- Cavalcanti LCS, Corrêa ACB. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. *Geografia* **23**: 133–156.
- Coley PD, Barone JA. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review Ecology and Systematics* **27**: 305–335.
- Del-Claro K, Torezan-Silingardi HM. 2009. Insect-plants interactions: new pathways to a better comprehension of ecological communities in neotropical savannas. *Neotropical Entomology* **38**: 159–164.
- Delgado-Júnior GC, Buriel MT, Alves M. 2014. Convolvulaceae do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia*. **65**: 261-278.
- Dirzo R, Domínguez CA. 1995. Plant-herbivore interactions in mesoamerican tropical dry forest Páginas 304–325 in: Bullock SH, Mooney HA, Medina E, editores. *Seasonal dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Endress, PK. 1994. Diversity and evolutionary biology of tropical flowers. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press, Cambridge.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Kottek M. et al. 2006. World map of Köppen – Geiger Climate Classification. Meteorol. Z. **15**:259–263.
- Leal IR, Wirth RM, Meyer ST, Tabarelli M. 2007. Proliferação de herbívoros em bordas de florestas. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil.
- Ruane LG, Rotzin AT, Congleton PH. 2014. Floral display size, conspecific density and florivory affect fruit set in natural populations of *Phlox hirsuta*, an endangered species. Annals of Botany **113**: 887–893.
- Söber V, Teder T, Moora M. 2009. Contrasting effects of plant population size on florivory and pollination. Basic and Applied Ecology **10**: 737–744.
- Stotz HU, Kroymann J, Mitchell-Olds T. 1999. Plant-insect interactions. Current Opinion in Plant Biology **2**: 268-72.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL. 2006. Fundamentos em Ecologia. 2ª ed. Porto Alegre.
- Wirth RM, Meyer ST, Leal IR, Tabarelli M. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. Progress in Botany **69**: 423–448.

7

**ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE DE  
NEMATOIDES EM  
ÁREAS PRESERVADA  
E ANTROPIZADA  
NA CAATINGA**

## 7 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE NEMATOIDES EM ÁREAS PRESERVADA E ANTROPIZADA NA CAATINGA

Sinzingando Lima<sup>1</sup>, Juliane Carneiro<sup>2</sup>, Mariana Gonçalves<sup>1</sup>, Rodrigo Carmo<sup>2</sup> & David dos Santos<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Recife, Brasil

### RESUMO

Alterações no solo afetam a comunidade de nematoides, tornando-os bons indicadores de perturbação. Assim, nematoides tem sido utilizados com sucesso como bioindicadores em diversos ambientes. Contudo, pouco se conhece sobre a nematofauna da Caatinga. Buscamos então validar a influência da ação antrópica sobre as comunidades dos nematoides de solo nesse domínio fitogeográfico. Desenvolvemos o estudo no Parque Nacional do Catimbau, comparando duas áreas (i.e. conservada e não conservada) através de amostras de solo, para as quais avaliamos a comunidade de nematoides. Registramos 151 nematoides, distribuídos em cinco hábitos alimentares. Os bacteriófagos apresentaram dominância (69,5%), seguidos dos fitófagos (12,6%) e fungívoros (10,5%). Não houve diferença nas abundâncias de nematoides entre áreas ou entre hábitos alimentares. A composição funcional tampouco diferiu entre as áreas. Concluimos que a comunidade de nematoides, na escala espacial avaliada e comparando os extremos de perturbação escolhidos pelo trabalho, não parece sofrer alterações nas suas variáveis de biodiversidade em resposta a mudanças do uso do solo. Na perspectiva prática, essa constatação também nos permite questionar a eficácia desse grupo como bioindicadores, ao menos em ambientes de floresta seca.

**PALAVRAS-CHAVE:** nematoda, bioindicador, perturbação, cadeia trófica, abundância.

## INTRODUÇÃO

Os nematoides constituem o grupo de metazoários mais abundantes e um dos mais diversificados do planeta. Geralmente, com suas dimensões microscópicas, ocupam qualquer habitat terrestre, de todas as latitudes, onde haja a presença de carbono orgânico (Cares & Huang 2010). Como consequência dessa capacidade de adaptação, desenvolveu-se nesse grupo de organismos uma diversidade de funções em ambientes aquáticos e terrestres, nas quais se estabelecem múltiplas interações entre si, com a biota e com o ambiente. Assim, adaptações corporais, principalmente as do aparato alimentar, permitiram aos nematoides explorar as diversas fontes de alimentos, por meio do parasitismo de vegetais e de animais, da ingestão de micróbios (bactérias e fungos) e da predação de nematoides e outros microinvertebrados (Cares & Huang 2008).

A composição de espécies de nematoides responde aos fatores como o tipo de substrato, a textura do solo e os distúrbios naturais e antrópicos (Yeates 1984; Neher 2001). Consequentemente, algumas mudanças no manejo e na cobertura do solo ocasionam as alterações na oferta de seus recursos, refletindo na estrutura da comunidade de nematoides (Ferris & Ferris 1974; Wasilewska 1989). Com a intervenção humana nos ecossistemas terrestres, por meio de atividades como a da agricultura de corte e queima, muitas espécies de nematoides e de diferentes guildas, podem sofrer alterações em sua abundância pela perda de habitat. Entretanto, algumas espécies podem ser favorecidas pelas novas condições ecológicas estabelecidas, seja pelo cultivo agrícola contínuo ou queima da área (Freckman & Caswell 1985). Por outro lado, nematoides associados à vegetação nativa apresentam uma maior riqueza de espécies e uma maior diversidade de hábitos alimentares (Cares & Huang 2008).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da ação antrópica sobre as comunidades dos nematoides em uma área de Caatinga. A hipótese do trabalho é de que a perturbação antrópica afeta negativamente a comunidade de nematoides do solo. Isso pode ser observado através de uma menor diversidade e abundância, além de uma distinção funcional de nematoides em áreas perturbadas em comparação com áreas preservadas.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizamos o estudo no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (Pernambuco, Brasil), que abrange uma área de 62.300 ha (Silva & Maia 2011). A área está coberta por uma fitofisionomia caracterizada por um estrato arbustivo-arbóreo com espécies decíduas e perenifólias (Athiê-Souza et al. 2019). A média da temperatura é de 25 °C e um intervalo de precipitação anual de 300 a 900 mm com maior pluviosidade registrada de abril a junho (Ibama 2007).

A região do parque é caracterizada por áreas de vale apresentando solo mais profundo com maior capacidade de retenção de água e de sedimentos lixiviados da região de topo e vegetação com porte elevado. A região do topo caracteriza-se por solo raso, arenoso, lixiviado, com pouca retenção de água, pobre em nutrientes e vegetação predominantemente arbustiva (Prado 2003). Sabe-se que o Parque Nacional do Catimbau apresenta impactos antrópicos difusos causados pela presença de herbívoros domésticos, poluição, corte e queima, corte seletivo de árvores, dentre outros (Ribeiro 2015).

Para avaliar o efeito da perturbação sobre a comunidade de nematoides, coletamos as amostras de solo em duas áreas distintas. A primeira área, com vegetação conservada, se caracteriza por uma área de vegetação que não sofreu com corte e queima, mostrando-se como uma área mais fechada e com plantas com hábito arbustivo-arbóreo. A segunda área apresenta uso agropecuário, com pasto baixo, poucos remanescentes da flora original da área, mostrando que a área foi desmata há alguns anos. Essa área possui indivíduos de cajueiro (*Anacardium occidentale*) que foram plantados em meio ao pasto. Em cada área, estabelecemos um transecto de 50 m de comprimento por 20 m de largura, no qual amostramos o solo de 0-15 cm de profundidade em 10 pontos distantes 10 metros entre si (N=20).

Extraímos os nematoides de 80 cm<sup>3</sup> de solo por meio da técnica de funil de Baermann (Baermann 1917). Posteriormente, retiramos 3 ml da suspensão de cada amostra para avaliação da nematofauna sob microscópio de luz. A partir dessa amostra, quantificamos a abundância absoluta (N) de cada um dos seguintes hábitos alimentares: Parasitas de plantas (PI), bacteriófagos

(BA), micrófagos (FU), Onívoros (OM) e carnívoros (CA), de acordo com a classificação proposta por Yeates et al. (1993).

Analisamos a abundância média de nematoides através de uma análise de variância (ANOVA) fatorial, considerando os hábitos alimentares e o nível de antropização como fatores preditivos. Transformamos os dados de abundância por ambiente em raiz quadrada, para a obtenção da matriz de similaridade e a partir do índice de Bray-Curtis realizamos o escalonamento multidimensional não paramétrico NMDS para avaliar o quão similar são as áreas amostradas, seguida da análise de similaridade ANOSIM. Realizamos as análises estatísticas no software *Statistic 7.0* e as análises ecológicas no *Primer 6.0*.

## RESULTADOS

Registramos um total de 151 nematoides, distribuídos em cinco hábitos alimentares: bacteriófagos (69,5%), fitófagos (12,6%), fungívoros (10,5%), onívoros (6,6%) e carnívoros (0,8%). No entanto, quando comparados os hábitos alimentares, os bacteriófagos apresentaram dominância em relação aos outros somados ( $F_{4,90}$  (interação)=0,102;  $p=0,041$  – Fig. 1). A abundância média por amostra foi semelhante entre as áreas conservadas (14,8  $\square$  21,55) e não conservadas (15,4  $\square$  20,8) ( $F_{1,90}=0.055$ ;  $p=0,813$ ). Os valores oriundos da ANOSIM validaram a ausência de distinção funcional entre a comunidade de nematoide (Figura 2).

## DISCUSSÃO

Os resultados apresentados nesse trabalho indicam que não há diferença entre a abundância e a composição trófica de nematoides entre as áreas consideradas perturbadas e as áreas conservadas. Contudo, houve maior abundância de bacteriófagos em ambas as áreas. Os nematoides bacteriófagos representam os níveis inferiores das cadeias alimentares. Assim, sua abundância elevada pode indicar solos sob condições de distúrbio ambiental. Essa situação ocorre, especialmente, frente à implementação de cultivos agrícolas, queima de áreas ou corte raso da vegetação nativa da Caatinga

(Yeates 1999).

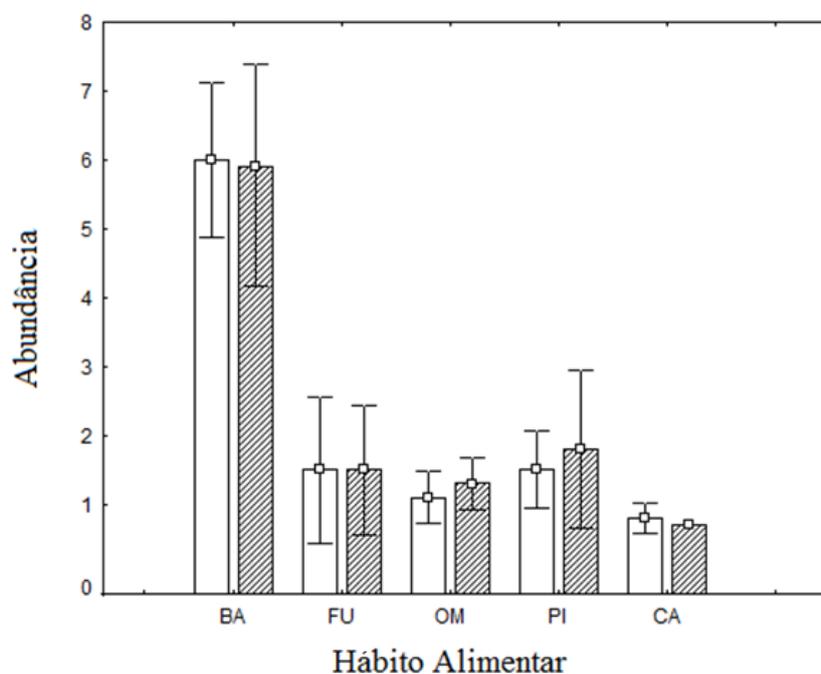
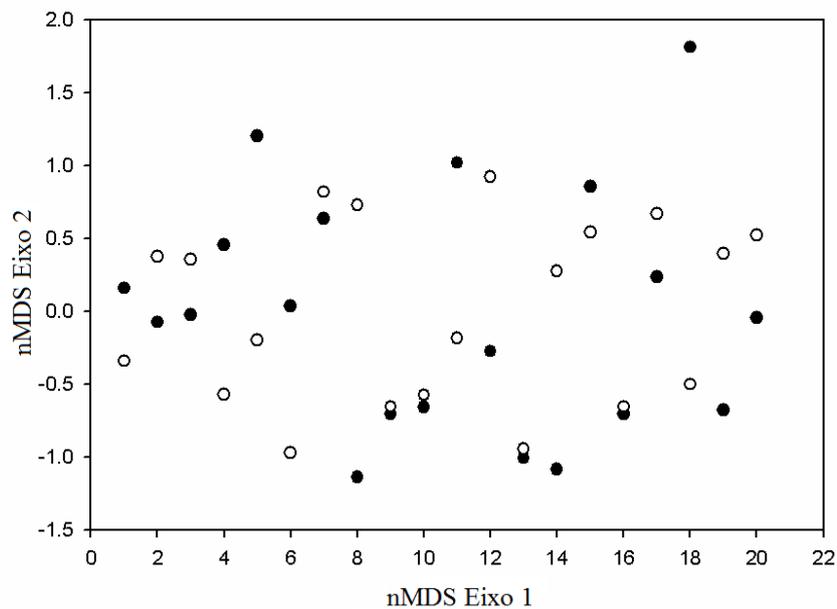


Figura 1. Média de número de espécimes de nematoides do solo em uma área de Caatinga, classificados quanto ao hábito alimentar, em áreas conservadas (i.e. fechadas) e perturbadas (i.e. abertas) do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. BA=Bacteriófagos, PI=Parasitas de planta, OM=Omnívoros, FU=Fungívoros, CA=Carnívoros.

A proporção de grupos tróficos dos nematoides encontrados nas diferentes áreas não se mostraram eficientes indicadores da qualidade do solo na Caatinga. Tal fato pode ser explicado pelos atributos do solo neste domínio. Em regiões áridas, os solos são rasos e influenciados por baixa precipitação. Além disso, a rocha matriz se decompõe lentamente, acrescentando poucos nutrientes ao solo (Prado 2003, Ricklefs 2003) que, por sua vez, influencia na estruturação das comunidades dos nematoides.

Como outras florestas tropicais secas que apresentam histórico de populações humanas dependentes dos recursos naturais, a Caatinga é um domínio com uma grande quantidade de áreas degradadas, o que demanda intensos esforços conservacionistas (Tabarelli & Silva 2003). Por outro lado, a determinação destas áreas degradadas é um desafio em si, mesmo frente à sua

paisagem altamente heterogênea, que possui áreas conservadas com estruturas de vegetação variadas (Prado 2003). Assim, a ausência de relação da perturbação e a comunidade de nematoides evidencia a dificuldade de se avaliar o papel do distúrbio na Caatinga para comunidades de nematoides. Desta forma, acreditamos que é de fundamental importância entender as idiosincrasias desta floresta seca e ajustá-las em relação às métricas convencionais de distúrbio.



*Figura 2. Análise de NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) baseado na composição funcional da nematofauna do solo em área conservada (i.e. fechada) e perturbada (i.e. aberta), em área de Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil*

Por fim, concluímos que a comunidade de nematoides, na escala espacial e comparando áreas conservadas e áreas perturbadas escolhidos pelo trabalho, não parece sofrer alterações nas suas variáveis de biodiversidade e hábitos alimentares em resposta a mudanças do uso do solo. Na perspectiva prática, essa constatação também nos permite questionar a eficácia desse grupo como bioindicadores, ao menos em ambientes de floresta seca.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos organizadores do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga, Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela oportunidade e aprimoramento do conhecimento científico em áreas de Caatinga. Aos Monitores, Arthur Domingos, Pedro Santos e Davi Jamelli pelo suporte técnico-científico ao longo do curso. Agradecemos também órgãos de fomento ICMBio, PPGBV\_UFPE, CNPq, PELD, PRONEX.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Athiê-Souza S.M, Melo JIM, Silva LP, Santos LL, Santos JS, Oliveira LSD, Sales, MF. 2018. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica* **19**: 1-27.
- Baermann, G. 1917. Eine einfache method zur auffindung von ankvlostomum (Nematoden) larven in erdproben. *Ned. Indie* **57**: 131-137.
- Cares JE, Huang SP. 2008. Comunidades de nematoides de solo sob diferentes sistemas na Amazônia e Cerrados brasileiros. Páginas 409-444 in Moreira FMS, Siqueira JO, Brussaard L, editores. *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. 1ª ed. Editora UFLA, Lavras.
- Cares JE, Huang SP. 2010 Nematoides de solo. Páginas 151-163 in Moreira MS, Bignell DE, editores. *Manual de Biologia de solos tropicais: Amostragem e caracterização da biodiversidade*. Editora UFLA, Lavras.
- Ferris VR, Ferris JM 1974. Inter-relationships between nematode and plant communities in agricultural ecosystems. *Agroecosystems* **1**: 275-299.
- Freckman DW, Caswell EP. 1985. The ecology of nematodes in agroecosystems. *Annual Review of Phytopathology* **23**: 275–296.
- Freckman DW, Ettema CH. 1993. Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **45**: 239-261.
- IBAMA. 2007. Parque Nacional do Catimbau. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/siucweb/mostraUc.php?seqUc=1438>. (Acessado em: março de 2017).

- Neher DA. 2001. Role of nematode in soil health and their use as indicator. *Journal of Nematology* **33**: 161-168.
- Prado D. 2003. As Caatingas da América do Sul. Páginas 3-74 in Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC, editores. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Ribeiro EMS. 2015. Efeito de perturbações antrópicas crônicas sobre a diversidade da flora lenhosa da Caatinga. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.
- Ricklefs R.E. 2003. *A Economia da Natureza*. 5 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Tabarelli M, Silva MC. 2003. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Páginas 777-796 in Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC. Editores. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE. Recife.
- Silva JH, Maia FBA. 2011. Organização local e gestão participativa do turismo em unidades de conservação: a difícil tarefa de integração no Parque Nacional do Catimbau (PE). *Caderno Virtual de Turismo* **11**: 36–48.
- Wasilewska L. 1989. Impact of human activities on nematode communities in terrestrial ecosystems. Páginas 123-132 in Clarholm M, Bergstrom L, editores. *The ecology of arable land*. Dordrecht, Kluwer.
- Yeates GW, Bongers T, De Goede RGM, Freckman DW, Georgieva SS. 1993. Feeding habits in nematode families and genera: an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* **25**: 315–331.
- Yeates GW. 1994. Modification and qualification of the nematode maturity index. *Pedobiologia* **38**: 97-101.
- Yeates GW. 1999. Effects of plants on nematode community structure. *Annual Review of Phytopathology* **37**: 137-149.

8

VARIAÇÃO DA  
EXPRESSÃO  
FENOTÍPICA DE  
ATRIBUTOS FOLIARES  
DE *Jatropha mutabilis*  
L. EM FUNÇÃO DO  
GRADIENTE  
ALTITUDINAL

## 8 VARIAÇÃO DA EXPRESSÃO FENOTÍPICA DE ATRIBUTOS FOLIARES DE *Jatropha mutabilis* L. EM FUNÇÃO DO GRADIENTE ALTITUDINAL

Luanda A. P. da Silva<sup>1</sup>, Haymée N. de Alencar<sup>1</sup>, Artur G. S. Menezes<sup>1</sup>, Katherine Bombi-Haedo<sup>2</sup> & Tamires S. Yule<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, UFPE (Recife/PE)

<sup>2</sup> Programa de pós-graduação em Biologia Animal, UFPE (Recife/PE)

<sup>3</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS (Campo Grande/MS)

### RESUMO

Pressões ambientais e mudança no habitat permitem que espécies componentes de uma comunidade apresentem variações relativas sob diferentes condições abióticas e bióticas. Fatores abióticos podem influenciar na expressão fenotípica de plantas, alterando diversos atributos, dentre eles os atributos foliares. Testamos como um gradiente altitudinal influencia a variação fenotípica entre organismos da espécie *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae). Para isso coletamos folhas e amostramos o vigor (diâmetro na altura do solo) de indivíduos ao longo de um gradiente de altitude no Parque Nacional do Catimbau, em Buíque-PE. Observamos que os indivíduos de *J. mutabilis* apresentaram variação fenotípica de acordo com a altitude, onde indivíduos das áreas mais elevadas apresentaram folhas menores, menos espessas, porém com mais acúmulo de massa seca em relação aos que habitam menores altitudes. Nossos resultados evidenciaram que *J. mutabilis* adota estratégias mais conservativas em gradientes altitudinais maiores.

**PALAVRAS-CHAVE:** altitude, Caatinga, folha, recursos, temperatura.

## INTRODUÇÃO

As mudanças de habitat e pressões ambientais podem favorecer variação nos fenótipos dos organismos, sendo eles a limitação de recursos (disponibilidade de água no solo, nutrientes, incidência de luminosidade) e/ou fatores ambientais (temperatura, pluviosidade) (Sultan 2000; Volis 2009; Nicotra et al. 2010). Essas variações podem estar relacionadas com estratégias adaptativas de diversos organismos distribuídos em ambientes distintos, sob diferentes regimes abióticos e bióticos (Whitman & Agrawal 2009).

As variações ambientais atuam de forma contínua ao longo de gradientes geográficos, determinando que locais mais distantes tendam a serem menos similares entre si (Legendre 1993). Os gradientes geográficos como a altitude sumarizam fatores bióticos e abióticos (Rahbek 2005) e dessa forma influenciam a estrutura das comunidades, através, por exemplo, da limitação de recursos (Janzen 1967). Dentre estes fatores, com o aumento da altitude, por exemplo, observamos aumento da umidade, diminuição da temperatura e da área disponível para o estabelecimento no habitat, ocorrendo também redução na complexidade de comunidades vegetais (Santos et al. 2007). Algumas folhas apresentam variações morfológicas, anatômicas e fisiológicas sob diferentes condições (e.g. água, luminosidade, solo) (Gomes et al. 2008; Apaza-Quevedo et al. 2015; Wigley et al. 2016). Mudanças na quantidade e qualidade de recursos nutricionais, bem como da disponibilidade hídrica (Siqueira & Rocha 2013), podem influenciar atributos funcionais dos indivíduos distribuídos ao longo de gradientes, como a redução do tamanho dos indivíduos e da área e massa foliar (Lohbeck et al. 2013).

A Caatinga apresenta temperatura média anual mais alta em relação a outros domínios fitogeográficos (e.g. Mata Atlântica), baixa umidade relativa e precipitação anual média irregular. Estes ambientes secos são mais restritivos para o estabelecimento de algumas espécies, especialmente pelo regime de precipitação, atributos de solo e incidência solar. Além disso, as regiões de *Canyons* da Caatinga apresentam paredões rochosos com pouca formação de substrato ideal para o estabelecimento de diversas espécies, além de apresentar maiores altitudes, podendo reduzir a complexidade de comunidades

estabelecidas nessas regiões (Leal et al. 2003). Desenvolver estudos que tentem compreender como um gradiente altitudinal influencia a expressão fenotípica (funcional) de uma espécie ligada a ambientes distintos é de suma importância, pois pode responder como fatores relacionados à altitude estão relacionados aos atributos funcionais foliares.

Dessa forma, questionamos se ocorre variação fenotípica em *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill (Euphorbiaceae) distribuídas ao longo de um gradiente altitudinal na Caatinga. Testamos a hipótese que a variação altitudinal influencia a expressão fenotípica de atributos foliares de *J. mutabilis*. Assim, esperamos que com o aumento da altitude haja redução no comprimento, na largura, espessura foliar e na massa seca. Além disso, também esperamos que folhas de maiores altitudes tendam a ser mais conservativas do que aquisitivas.

## MATERIAL E MÉTODOS

Conduzimos o estudo em uma área de caatinga no Parque Nacional do Catimbau, no município de Buíque-PE. O domínio fitogeográfico Caatinga possui clima semiárido, tipo BSh (Kottek et al. 2006), com vegetação de Savana Estépica (IBGE 2012). Tem solos predominantes arenosos (Sociedade Nordestina de Ecologia 2002), com coloração variando de esbranquiçado a róseo avermelhado (Ribeiro 2007) e com vegetação do tipo Savana Estépica (IBGE 2012). Realizamos a coleta ao longo de uma trilha na Serra de Jerusalém, em diferentes gradientes de altitudes (758m, 768m, 830m e 853m). Escolhemos como objeto de estudo *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill, espécie endêmica distribuída em regiões de solo arenoso na caatinga e representante da família Euphorbiaceae, sendo esta a segunda família mais representativa na Caatinga, atrás apenas de Fabaceae (Santos et al. 2005).

Para cada estrato, coletamos amostras de solo próximo aos indivíduos de *J. mutabilis* para determinação do percentual de água contida no solo. Avaliamos os atributos de solo nos quatro estratos de altitude. Para isso, amostramos a superfície do solo em cada estrato, medimos com auxílio de uma balança de precisão o peso úmido do solo e em seguida desidratamos as amostras em forno convencional a 180°C por uma hora. Com estes resultados estabelecemos a

diferença entre o peso úmido, o peso seco e o percentual de água presente no solo de cada estrato.

Em cada estrato amostramos dez indivíduos, tomando medidas de diâmetro à altura do solo (DAS) de cada indivíduo amostrado. Em cada indivíduo, tomamos aleatoriamente três ramos, nos quais coletamos uma folha do sexto entrenó. Analisamos atributos foliares de dez indivíduos por estrato (N=40), um total de três folhas por indivíduo (N=120). Mensuramos o comprimento, a largura e a espessura das folhas em cada indivíduo com auxílio de paquímetro digital. Determinamos a massa seca das folhas através da diferença percentual entre o peso das folhas frescas e o peso seco. Para isso, aferimos o peso fresco das folhas com auxílio de balança de precisão, em seguida submetemos as amostras em forno convencional a 180°C por 30 minutos para retirada do conteúdo de água e, por fim, aferimos o peso das amostras com balança de precisão.

Para as análises estatísticas, realizamos o teste ANOVA para comparar as médias do comprimento, espessura foliar e massa seca entre os estratos altitudinais. Verificamos também através do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis a diferença entre as amostras da largura foliar. Em seguida, realizamos regressões múltiplas e avaliamos a relação os atributos foliares (comprimento, largura, espessura e massa seca – variáveis dependentes) em função do DAS (variável independente). Verificamos também a relação entre o percentual de água do solo (variável dependente) e os estratos altitudinais (variável independente). Executamos os testes de variância com auxílio do programa Bioestat (v.5.0) e no programa R (The R Project for Statistical computing, v.3.4.0), realizamos as regressões múltiplas.

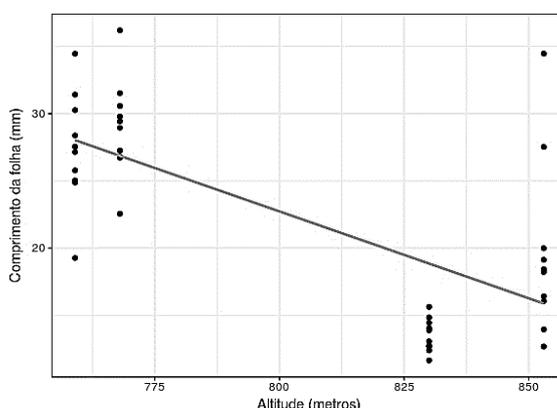
## RESULTADOS

O percentual de água do solo aumentou da menor à maior altitude, entre 1,1% a 1,62%. *Jatropha mutabilis* apresentou redução no comprimento foliar ( $F=30,75$ ;  $p<0,001$ ;  $GL=3$ ) em gradientes altitudinais mais elevados (Tabela 1; Figura 1) ( $R^2=0,45$ ;  $p<0,001$ ) e apresentou diferença significativa no comprimento foliar entre os gradientes altitudinais 853 e 830 m ( $p<0,05$ ), 853 e

768 m ( $p < 0,01$ ), 853 e 759 m ( $p < 0,01$ ), 830 e 768 m ( $p < 0,01$ ) e 830 e 759 m ( $p < 0,01$ ), mas não foi significativo entre menores altitudes (768 e 759 m).

**Tabela 1. Atributos foliares de *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae) em um gradiente altitudinal no Parque Nacional Vale do Catimbau; Buíque – Pernambuco.**

Atributos foliares (M ± DP)	Altitude (m)			
	853	830	768	759
Comprimento	19,68±6,58	13,54±1,23	27,50 ±3,58	27,41±0,04
Largura	20,56±7,43	13,60±2,4	20,31±2,75	30,85±3,75
Espessura	0,193±0,07	0,13±0,008	0,281±0,024	0,278±0,15
Peso seco	78,11±1,97	77,25±1,005	77,25±2,68	74,43±1,36



*Figura 1. Relação entre o comprimento foliar (mm) de *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae) e a altitude (m) ( $R^2=0,45$ ;  $p < 0,001$ ) na Serra de Jerusalém no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.*

Observamos o mesmo padrão para as medidas de largura foliar ( $H=27,13$ ;  $p < 0,001$ ;  $GL=3$ ), ocorrendo uma redução nos locais de maiores altitudes (Tabela 1; Figura 2) ( $R^2=0,26$ ;  $p=0,001$ ), sendo os valores médios das amostras significativos entre as altitudes 853 e 830 m ( $p=0,01$ ), 853 e 759 m ( $p=0,007$ ), 830 e 768 m ( $p=0,003$ ), 830 e 759 m ( $p < 0,0001$ ) e 768 e 759 m ( $p=0,02$ ). No entanto, a diferença entre as médias não foi significativa entre as amostras das altitudes 853 e 768 m.

Em gradientes altitudinais maiores, as folhas foram menos espessas ( $F=28,30$ ;  $p<0,001$ ;  $gl=3$ ) (Tabela 1; Figura 3). A diferença entre as médias foi significativa entre os gradientes altitudinais 853 e 830 m ( $p<0,05$ ), 853 e 768 m ( $p<0,01$ ), 853 e 759 m ( $p<0,01$ ), 830 e 768 m ( $p<0,01$ ) e 830 e 759 m ( $p<0,01$ ), mas não foi significativo entre as altitudes 768 e 759 m.

No entanto, *J. mutabilis* apresentou maior massa seca foliar em maiores altitudes ( $F=7,12$ ;  $p=0,001$ ;  $GL=3$ ), em que a diferença média entre as amostras foi significativa entre as altitudes 853 e 759 m ( $p<0,01$ ), 830 e 759 m ( $p<0,01$ ) e 768 e 759 m ( $p<0,05$ ). Contudo, não houve diferença significativa entre as demais variações altitudinais ( $R^2=0,23$ ;  $p=0,001$ ) (Figura 4).

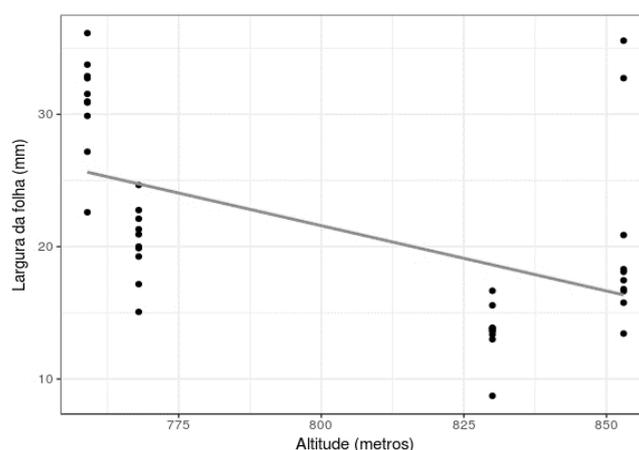


Figura 2. Relação entre largura foliar (mm) de *Jatropha mutabilis* (*Euphorbiaceae*) e a altitude (m) ( $R^2=0,26$ ;  $p=0,001$ ) na Serra de Jerusalém no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstraram que *Jatropha mutabilis* apresentou variação fenotípica para os atributos foliares avaliados em um gradiente altitudinal. Indivíduos de maiores altitudes apresentaram uma redução no tamanho foliar (comprimento e largura) e maior massa seca (i.e. menor conteúdo de água). Enquanto folhas de indivíduos provenientes de ambientes mais baixos apresentaram maiores folhas e menor massa seca. Observamos também que *J. mutabilis* apresentou variação em seus atributos foliares entre ambientes com

maior retenção de umidade (região com maior altitude) e de menor umidade (região com menor altitude).

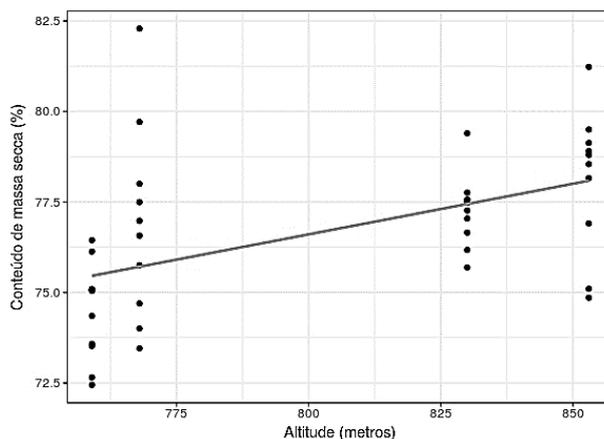


Figura 3. Relação entre a espessura foliar de *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae) e a altitude (m) ( $R^2=0,48$ ;  $p<0,001$ ) na Serra de Jerusalém no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

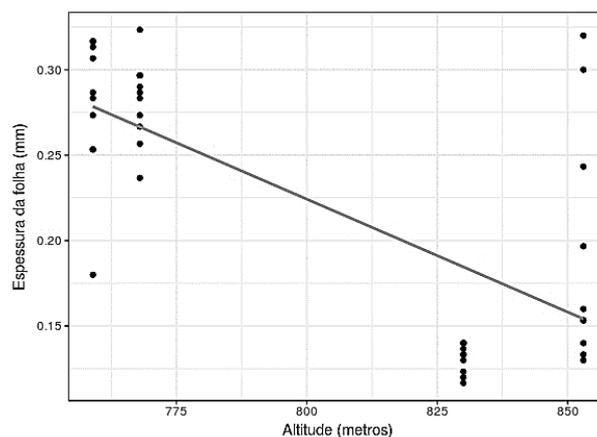


Figura 4. Relação entre a massa foliar seca (%) de *Jatropha mutabilis* (Euphorbiaceae) e a altitude (m) ( $R^2=0,23$ ;  $p=0,001$ ) na Serra de Jerusalém no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

Resultados similares foram observados por Barbosa (2013), que conduziu um estudo sobre a ocorrência de plasticidade fenotípica em *J. mutabilis* em Caatinga, especificamente em áreas de vale e de topo, relacionando as variações foliares com o conteúdo hídrico do solo, intensidade luminosa, temperatura e umidade relativa em cada região. Barbosa (2013) categorizou a

região em estudo de acordo com a umidade relativa durante o dia nas regiões de topo (maior umidade no período da manhã) e de vale (menor umidade no período da manhã) e descreveu que apenas o conteúdo hídrico estava relacionado com a variação na morfologia foliar de *J. mutabilis*. A autora encontrou indivíduos com área foliar média menor em regiões de vale (pouca umidade) e apresentaram menor massa seca.

Em nossos resultados, as folhas de gradientes altitudinais menores apresentaram um aumento no tamanho foliar, este resultado foi o oposto ao encontrado por Barbosa (2013). Isso pode estar relacionado com a preferência de *J. mutabilis* por ambientes mais abertos e arenosos (Gallindo 1985). Em nossa área de estudo, as regiões com menores altitudes são mais abertas e possuem solo mais arenoso, podendo explicar o aumento foliar e a menor disponibilidade de água no solo (Santos et al. 2007). Entretanto, com relação à massa seca, Barbosa (2013) também evidenciou um aumento no investimento da massa foliar em regiões mais úmidas, com maior altitude. Apesar de uma maior retenção hídrica, indivíduos presentes nestas regiões podem estar expostos a uma maior incidência luminosa. Estes resultados indicam a adoção de estratégias conservativas em ambientes com maior umidade e em maiores altitudes (Lohbeck et al. 2013).

As variações nas medidas foliares respondem às características do solo e aos atributos sumarizados pela altitude (e.g. temperatura, umidade, vento e outros fatores abióticos) (Sultan 2000; Apaza-Quevedo et al. 2015). Nossos resultados corroboram a hipótese proposta e evidenciou que *J. mutabilis* em regiões de maiores altitudes adotam estratégias mais conservativas. Apesar da maior retenção hídrica no solo, a espécie está exposta a uma maior incidência luminosa, podendo explicar a adoção desta estratégia em gradientes altitudinais maiores. Para trabalhos futuros, seria interessante avaliar se a luminosidade tem sido um dos fatores responsáveis pela adoção de uma estratégia mais conservativa por *J. mutabilis*.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos órgãos financiadores ICMBio, PPGBV/UFPE, CNPq e PELD-Pronex. A F. Melo, I. Leal e M. Hirschfeld pelas contribuições, e Genivaldo pelo apoio técnico em campo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Apaza-Quevedo A, Lippok D, Hensen I, Schleuning M, Both S. 2015. Elevation, topography, and edge effects drive functional composition of woody plant species in tropical montane forests. *Biotropica* **47**:449–458.
- Barbosa B de C. 2013. Plasticidade fenotípica de *Jatropha mutabilis* (Pohl) Bail. (Euphorbiaceae) em relação ao conteúdo hídrico do solo na Caatinga. Páginas 365-373. J. C. Sfair, T.G. Calaça, T. C. Colares, J.D Ribeiro-Neto, F. Melo, I. Leal, M. Tabarelli, editores. *Ecologia da Caatinga: Curso de campo 2013*. UFPE, Recife.
- Gallindo FAT. 1985. O gênero *Jatropha* L. (Euphorbiaceae) no Estado de Pernambuco. UFRPE, Recife, Brasil.
- Gomes IAC, Castro EM de, Soares AM, Alves JD, Alvarenga MIN, Alves E, Barbosa JPRAD, Fries DD. 2008. Alterações morfofisiológicas em folhas de *Coffea arabica* L. cv. "Oeiras" sob influência do sombreamento por *Acacia mangium* Willd. *Ciência Rural* **38**:109-115.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro.
- Janzen DH. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist* **101**:233–249.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* **15**:259–263.
- Leal IR, Tabarelli M, Da Silva JMC. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE, Recife, Brazil.

- Legendre P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* **74**:1659–1673.
- Lohbeck M, Poorter L, Lebrija-Trejos E, Martínez-Ramos M, Meave JA, Paz H, Pérez-García EA, Romero-Pérez IE, Tauro A, Bongers F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* **94**:1211–1216.
- Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius U, Poot P, Purugganan MD, Richards CL, Valladares F. 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in plant science* **15**:684–692.
- Rahbek C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology letters* **8**:224–239.
- Santos MJ, Machado IC, Lopes AV. 2005. Biologia reprodutiva de duas espécies de *Jatropha* L. (Euphorbiaceae) em Caatinga, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **28**:361–373.
- Santos BA, Barbosa DCA, Tabarelli M. 2007. Directional changes in plant assemblages along an altitudinal gradient in northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* **67**(4): 777-779.
- Siqueira CC, Rocha CFD. 2013. Diferentes altitudes: conceitos e implicações sobre a biologia e distribuição e a conservação dos anfíbios anuros. *Oecologia Australis* **17**:282–302.
- 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. SNE, Recife, PE.
- Sultan SE. 2000. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends in plant science* **5**:537–542.
- Volis S. 2009. Plasticity, its cost, and phenotypic selection under water and nutrient stress in two annual grasses. *Biological Journal of the Linnean Society* **97**:581–593.
- Whitman DW, Agrawal AA. 2009. What is phenotypic plasticity and why is it important. Páginas 1–63 in D.W. Whitman, T.N. Ananthkrishnan, editores.

Phenotypic plasticity of insects: Mechanisms and consequences. Science Publishers, Enfield, NH.

Wigley BJ, Slingsby JA, Díaz S, Bond WJ, Fritz H, Coetsee C. 2016. Leaf traits of African woody savanna species across climate and soil fertility gradients: evidence for conservative versus acquisitive resource-use strategies. *Journal of Ecology* **104**:1357–1369.

# 9

**RELAÇÃO DA  
COMPOSIÇÃO DE  
ESPÉCIES ASSOCIADAS  
AO LICURI (*Syagrus  
coronata*) E SUAS  
SÍNDROMES DE  
DISPERSÃO COM  
DIFERENTES  
ESTRUTURAS DE  
VEGETAÇÃO NA  
CAATINGA**

## 9 RELAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES ASSOCIADAS AO LICURI (*Syagrus coronata*) E SUAS SÍNDROMES DE DISPERSÃO COM DIFERENTES ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO NA CAATINGA

Renato S. Vanderlei<sup>1</sup>, Maria N.C. Hirschfeld<sup>2</sup>, Breno A. S. Gonçalves<sup>1</sup>, Francisca R Oliveira<sup>1</sup> & Jakelyne S. B. de Sousa<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 Biologia Animal, Departamento de Ecologia e Taxonomia de Insetos, Universidade Federal de Pernambuco.

### RESUMO

A composição de comunidades é classicamente explicada por processos determinísticos (filtros ambientais) e estocásticos (limites de dispersão). *Syagrus coronata* é uma espécie chave que atua como forófito na Caatinga, abrigando comunidades vegetais e estando presente em diferentes fisionomias do ecossistema. Neste trabalho, verificamos como a estrutura da vegetação circundante, ao filtrar a dispersão de diásporos, determina a composição da comunidade de espécies associadas à *S. coronata*. Para isso, classificamos áreas circundantes aos indivíduos de *S. coronata* quanto à complexidade de vegetação. Comparamos as abundâncias e o número de espécies nas comunidades de plantas associadas e classificamos suas síndromes de dispersão. Encontramos uma preponderância de espécies anemocóricas em áreas abertas e um agrupamento nas comunidades de cada área. Não houve correlação entre as distâncias dos indivíduos e a composição das comunidades, evidenciando atuação de filtro ambiental. Isto implica na importância de esforços conservacionistas similares para a biodiversidade em diferentes estruturas vegetacionais.

**PALAVRAS-CHAVE:** montagem de comunidades, dispersão de diásporos, complexidade de vegetação, epífitas, floresta seca

## INTRODUÇÃO

A distribuição não homogênea dos organismos no planeta levanta questões sobre quais processos regem padrões de montagem de comunidades. Teorias ecológicas como a de Clements (1916) e a de Gleason (1926 apud Götzenberger et al. 2012) embasam as ideias desses processos de montagem de comunidades. Enquanto na primeira, as comunidades são tidas como “organismos complexos” que têm sua composição influenciada por fatores bióticos e abióticos (processos determinísticos), a segunda propõe um conceito oposto, na qual “*uma associação não é um organismo... mas uma mera coincidência*” (processos estocásticos) (Menezes et al. 2016; Derroire et al. 2016).

Florestas tropicais sazonalmente secas (*sensu* Pennington et al. 2009) possuem características estruturais importantes para o processo de sucessão de comunidades vegetais. Estas características, como menor estatura e densidade de copa e distribuição segregada de plantas geram mudanças extensivas das condições ambientais durante o processo de sucessão (Reid et al. 2008; Lebrija-Trejos et al. 2011). A caatinga, apesar da descrição geral da sua estrutura e clima, apresenta diferentes fisionomias (Andrade-Lima 1981) que podem ter estruturas de vegetação naturalmente mais abertas ou fechadas, gerando variações locais nestes padrões de dispersão.

Diante disto, determinados atributos das espécies vegetais que ocorrem em ambientes de Caatinga são mais expressivos que outros. Dentre os quais, a alta proporção de dispersão abiótica (anemocórica e barocórica), o grande número de sementes produzidas e de tamanho pequeno, permitem maiores distâncias de dispersão e possibilidade de colonizar locais em início de sucessão (Vieira & Scariot 2006). Em contrapartida, existe uma preponderância de dispersão biótica em áreas mais fechadas devido à maior disponibilidade de recursos para animais. A vegetação mais densa pode dificultar a chegada de diásporos dispersos pelo vento ou por autocoria (Ferreira & Borghetti 2004).

Uma espécie chave na manutenção da diversidade da Caatinga é a palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. (Arecaceae), conhecida popularmente como Ouricuri ou Licuri (Siqueira-Filho 2012). Essa espécie apresenta folhas

com até três metros de comprimento que duram entre 3 a 4 anos, proporcionando sombreamento ao redor da mesma. Além disso, quando ocorre a senescência, há a retenção da bainha e pecíolo no estipe, o que proporciona o acúmulo de matéria orgânica e manutenção da umidade (Gonçalves 2016). Esta estrutura permite a queda e germinação de sementes e estabelecimento de plântulas associadas aos indivíduos da espécie, podendo ser considerados manchas de habitat discretas, definindo assim comunidades fechadas associadas a cada um deles. Essa espécie constitui uma mancha de habitat discreta no espaço, sustentando comunidades inteiras em seus ramos (Gonçalves 2016). Por ocorrer tanto em áreas abertas quanto em áreas fechadas, *S. coronata* garante um modelo factível que replica as condições de diferentes composições vegetacionais de caatinga.

Considerando que a vegetação pode atuar como uma barreira ou como promotora na chegada de diásporos de síndromes de dispersão específicas e, frente aos diferentes tipos de estrutura vegetal da Caatinga, tomamos *S. coronata* como modelo para entender os processos determinísticos e estocásticos na montagem de comunidades desse domínio fitogeográfico. Neste trabalho, testamos as seguintes hipóteses: 1) a complexidade da vegetação determina a composição da comunidade de espécies associadas à *S. coronata*; 2) áreas abertas e fechadas possuem espécies com diferentes predominâncias de síndromes de dispersão e 3) a riqueza e a abundância das espécies diferem entre as áreas. Esperamos encontrar diferenças na composição taxonômica das espécies entre as áreas; maior predominância de espécies dispersas de forma abiótica em áreas abertas, e maiores riqueza e abundância nas áreas abertas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

Realizamos o estudo em uma área próxima à Pedra do Camelo no Parque Nacional (Parna) do Catimbau, coordenadas 8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" O. O clima na região é do tipo Bsh, com transição para tropical chuvoso do tipo As' de acordo com escala de Köppen (SNE 2002). A precipitação média anual varia de 650 a 1100 mm, a temperatura média anual é de 23 °C. Os solos são compostos predominantes por areias quartzosas (AQ) que ocupam

72,30% do total da área do Parna (SNE 2002). A estrutura da vegetação é composta por um mosaico de diferentes fisionomias arbustivas e arbóreas (Nogueira et al. 1994).

A espécie escolhida como modelo, *Syagrus coronata* (Mart.) Becc., apresenta filotaxia em roseta, com folhas de pecíolos longos, com bainha sólida e espessa, que podem atingir até três metros de comprimento e duram entre 3 a 4 anos. Quando senescentes, as folhas caem, mas as bainhas permanecem presas ao estipe, as quais acumulam umidade e matéria orgânica, formando um micro-habitat propício para a instalação e desenvolvimento de diásporos de outras espécies que ali chegam (Pott & Pott 1994 apud Ferreira et al. 2001; Gonçalves 2016). Além disso, *S. coronata* produz frutos continuamente, mesmo em períodos de condições adversas. Isso ressalta sua importância tanto ecológica (como recurso e atrativo de dispersores), quanto econômica (na produção de alimentos e produtos artesanais) (Aroucha et al. 2013).

Definimos duas áreas de ocorrência de *S. coronata* como aberta (A) e fechada (B) de acordo com diferentes níveis de complexidade da vegetação circundante. Tomamos 13 indivíduos em cada área, com distância mínima de 5m entre si. Estimamos a medida de complexidade utilizando um bastão retrátil de 2m de comprimento com quatro marcações a cada 0,50m. Posicionamos o bastão verticalmente em oito pontos ao redor do forófito (distância de 2m do tronco) e verificamos quais porções do bastão eram tocadas pela a vegetação (Figuras 1). Utilizamos o número total de toques no bastão para indicar a complexidade ao redor dos forófitos. Em seguida, realizamos o levantamento da composição (riqueza e abundância) e identificação das espécies associadas ao *S. coronata* utilizando bibliografia especializada (Souza & Lorenzi 2008). Classificamos as espécies encontradas de acordo com as síndromes de dispersão biótica (DB) e abiótica (DA) (*sensu* Barroso et al. 1999). Registramos as coordenadas geográficas de cada palmeira utilizando aparelho GPS.

Utilizamos os pontos do GPS de cada indivíduo para gerar uma matriz de distância. Para diferenciar as áreas em “abertas” e “fechadas” de forma não-arbitrária, usamos o teste t para comparar as médias das variáveis de complexidade da vegetação, e realizamos a análise de escalonamento não

métrico (NMDS) com base no índice Bray-Curtis para detectar possíveis separações entre as comunidades de plantas. Para analisar se havia algum viés na predominância das síndromes de dispersão entre as áreas, realizamos o teste de Chi-quadrado. Comparamos a riqueza e abundância das espécies utilizando teste t entre as áreas. E, para checar se há correlação espacial entre as áreas, utilizamos o teste de Mantel para testar se havia correlação entre as matrizes de distância e de similaridade. Realizamos as análises estatísticas utilizando os programas R (3.0) e Bioestat (5.0).

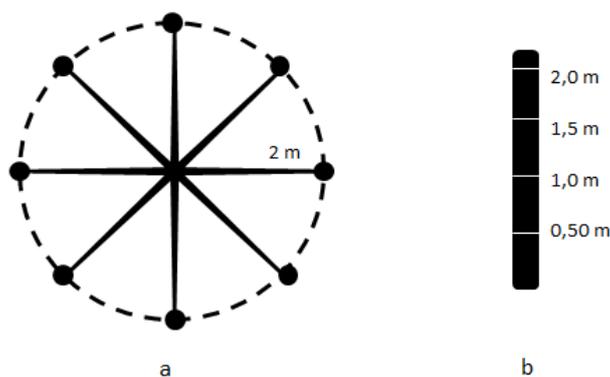


Figura 1. Ilustração do método utilizado para medição de complexidade. (a) Foram estabelecidos 8 pontos a uma distância de dois metros ao redor dos indivíduos de *S. coronata* amostrados (indicados no centro, quadriculado) e, em cada ponto, (b) um bastão com quatro divisões de 0,5m foi posicionado de forma vertical no solo.

## RESULTADOS

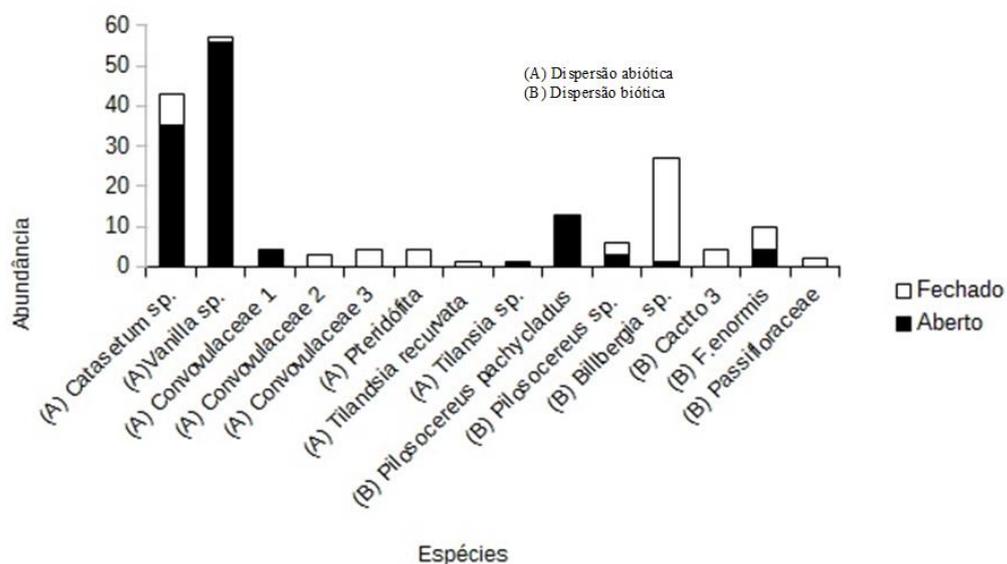
Confirmamos a diferença na complexidade da vegetação entre áreas abertas e fechadas ao redor dos indivíduos de *S. coronata* ( $t=-6,4$ ;  $p=0,0001$ ,  $gl=1$ ). Registramos 179 indivíduos pertencentes a 14 espécies associadas à palmeira, entre plantas vasculares sem sementes e angiospermas. Do total, 117 estavam na área aberta (82% DA e 18% DB) e 62 (34% DA e 67% DB) na fechada (Figura 2). Dentre as espécies encontradas, oito são anemocóricas e seis zoocóricas. Não houve diferença entre a riqueza e abundância de espécies nas duas áreas ( $t=-0,71$ ;  $p=0,243$ ;  $gl=24$  e  $t=2,06$ ;  $p=0,101$ ;  $gl=24$ ). Apesar disso,

há mais espécies de dispersão abióticas ocorrendo em áreas abertas que o esperado pelo acaso ( $\chi^2=44,75$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,05$ ) (Tabela 1).

**Tabela 1. Valores observados para o teste de Chi-quadrado. Valores esperados entre parênteses. ( $\chi^2=41,55$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,05$ ).**

	Área aberta	Área fechada
Dispersão abiótica	96 (76,47)	21 (40,52)
Dispersão biótica	21 (40,52)	41 (21,47)

Podemos observar formação de agrupamento em relação à composição de espécies das áreas abertas e fechadas (Figura 3). Não houve correlação entre a distância e a similaridade entre as comunidades da área aberta ( $r=0,119$ ;  $p=0,148$ ) nem das fechadas ( $r=-0,066$ ;  $p=0,68$ ).



*Figura 2. Abundâncias por espécie e síndrome de dispersão nas áreas aberta e fechada.*

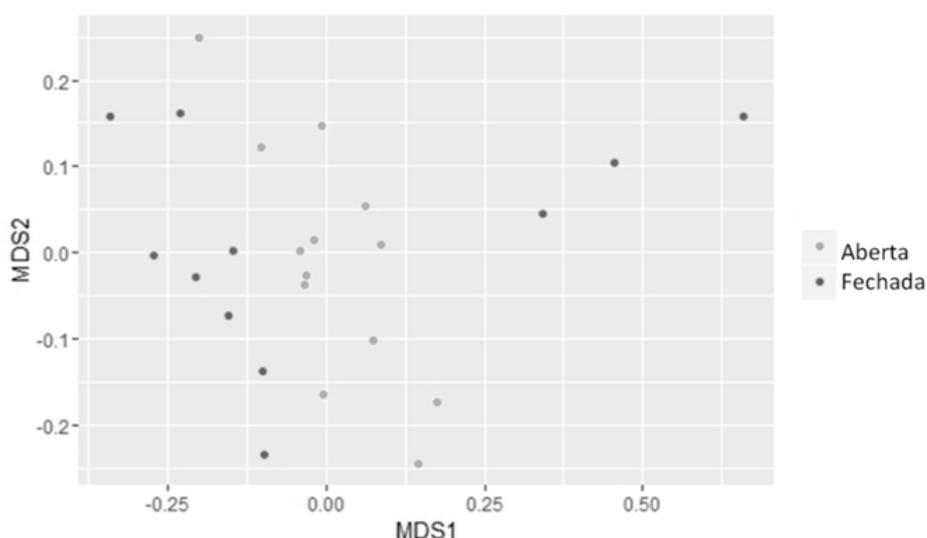


Figura 3. Ordenamento multidimensional não métrico baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis das comunidades associadas a *Syagrus coronata* (Arecaceae) em áreas abertas e fechadas.

## DISCUSSÃO

Os nossos resultados sugerem que 1) a complexidade da vegetação influencia a composição das espécies das áreas observadas e 2) a preponderância de síndromes de dispersão é diferente entre as áreas, corroborando nossas duas primeiras hipóteses. Como esperado, o agrupamento gerado pela composição de espécies nas diferentes áreas evidencia a formação de dois grupos. O primeiro deles ocorre em áreas abertas com uma comunidade caracterizada pela preponderância de espécies de dispersão abiótica. Já o segundo, ocorre em áreas fechadas onde ambas as síndromes se distribuem de forma equivalente. Em relação a nossa terceira hipótese, a complexidade da vegetação não influenciou a riqueza ou abundância. Estes resultados são ratificados pelo teste de Mantel, onde a falta de correlação espacial entre a composição de espécies aponta processos determinísticos atuando na montagem das comunidades em ambas as áreas.

Nossos resultados chamam atenção para a separação da composição entre as áreas observadas. Embora a caatinga possua naturalmente áreas com estrutura de vegetação abertas e fechadas (Gariglio et al. 2010), apenas áreas

fechadas com apelo visual aparente para preservação tornam-se focos de esforços conservacionistas. Uma vez que essa distinção foi constatada, reforçamos a necessidade da preservação de áreas abertas, uma vez que a mesma apresenta uma biodiversidade particular (Primack & Rodrigues, 2001).

Finalmente, podemos reforçar o papel da espécie *Syagrus coronata* como espécie importante para a sustentação de outras espécies da Caatinga e que o grau de complexidade da vegetação ao entorno dos seus indivíduos influencia na montagem de comunidades de plantas associadas a esta espécie. Assim, temos um modelo que evidencia a singularidade da biodiversidade entre diferentes estruturas vegetacionais de Caatinga, e dando ênfase ao fato que ambos os tipos de vegetação são igualmente importantes para esforços de conservação.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV(UFPE) e às Instituições financiadoras ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ) pelo apoio logístico e financeiro para a realização do X Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, aos professores Inara Leal e Felipe Melo pela orientação, aos monitores Davi Jamelli Santos, Artur Domingos de Melo e Pedro Elias Santos Neto pelo auxílio indispensável e parceria, ao guia Genivaldo pela ajuda em campo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima L. 1981. The caatinga dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4: 149-163.
- Aroucha EPTL, Aroucha ML. 2013. Boas Práticas de Manejo para o Extrativismo Sustentável do Licuri. Em Edvalda Pereira Torres Lins e Maurício Lins Aroucha – Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza.
- Barroso GM, Marli PM, Peixoto AL, Ichaso CLF. 1999. Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática e dicotiledôneas. Editora UFV, Viçosa.

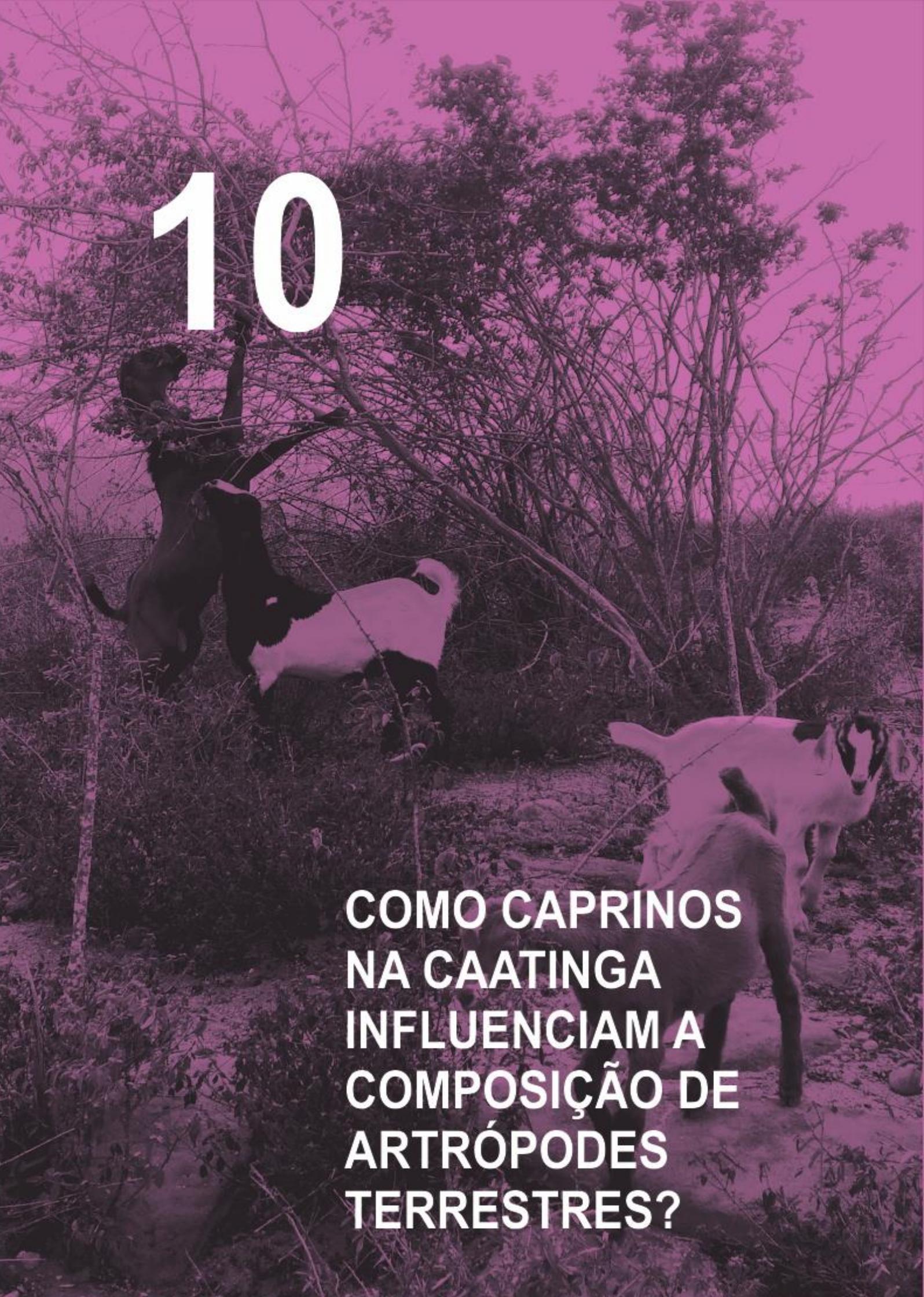
- Clements FE. 1916. Plant succession: an analyses of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, Washington.
- Derroire G, Balvanera P, Castellanos-Castro C. et al. 2016. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos* **125**: 1386–1397.
- Ferreira AG, Borghetti F. 2004. Germinação: do básico ao aplicado. Artmed, Porto Alegre.
- Ferreira FF. et al. 2001. Efeito de um gradiente de umidade na riqueza de espécies associadas a *Attalea phalerata* (Mart.) Palmae. In: Camargo G. et al. editores. Ecologia do Pantanal: Curso de Campo 2001. Editora Oeste, Campo Grande.
- Gariglio MA, Sampaio EVSB, Cestaro LA, Kageyama PY. 2010. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília.
- Gonçalves LJB. 2016. Perturbações antrópicas, a proliferação da palmeira licuri (*Syagrus coronata*) e a comunidade de epífitas em uma paisagem antrópica na caatinga. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.
- Götzenberger L, Bello FDE, Brathen KA. 2012. Ecological assembly rules in plant communities - approaches, patterns and prospects. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* **87**: 111–27.
- Lebrija-Trejos E, Pérez-García E, Meave J, Poorter L, Bongers F. 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* **27**: 477-489.
- Menezes BS, Martins FR, Araújo FS. 2016. Montagem de comunidades: conceitos, domínio e estrutura teórica. *Oecologia Australis* **20**: 1-17.
- Nogueira MJS, Martins MLR, Soarez, ZML, Freitas Filho MR, Almeida MAG, Sampaio MAB, Carvalho GBS, Soares AMR, Gomes SCB, Silva EA. 1994. Conferência nacional e seminário latino-americano da desertificação.

- Redimensionamento da região semiárida do nordeste do Brasil. FUCEME, Fortaleza.
- 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**: 437–57.
- Primack RB, Rodrigues E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina.
- Reid RS, Galvin KA, Kruska RS. 2008. Global significance of extensive grazing lands and pastoral societies: an introduction. Páginas 45-91 in Galvin K A, Reid RS, Behnke Jr RH, Hobbs NT, editores. *Fragmentation in semi-arid and arid landscapes: consequences for human and natural systems*. Springer, Dordrecht.
- Siqueira-Filho JA. 2012. *Flora das Caatingas do Rio São Francisco: História natural e conservação*. Andrea Jacobsson Estúdio, Rio de Janeiro.
- Souza VC, Lorenzi H. 2008. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado no APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- Vieira DLM, Scariot A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* **14**: 11–20.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

# INDIVIDUAIS

# 10



**COMO CAPRINOS  
NA CAATINGA  
INFLUENCIAM A  
COMPOSIÇÃO DE  
ARTRÓPODES  
TERRESTRES?**

## 10 COMO CAPRINOS NA CAATINGA INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DE ARTRÓPODES TERRESTRES?

Artur Gonçalves Menezes<sup>1</sup>

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

### RESUMO

Caprinos influenciam na degradação da Caatinga, causando compactação do solo e perda de habitat para artrópodes terrestres. Os artrópodes terrestres são sensíveis a mudanças ambientais. Buscando entender a relação entre a densidade de caprinos e a riqueza e abundância de artrópodes terrestres, quantifiquei as fezes de caprinos nas áreas como medida de densidade de caprinos. Investiguei se a quantidade se a densidade de caprinos refletia em compactação do solo e em perda de vegetação. Em seguida, amostréi os artrópodes terrestres utilizando armadilhas de *Pitfall*. Constatamos que a presença de bode leva a compactação do solo, o que pode de fato prejudicar a sobrevivência de espécies de artrópodes terrestres, e que a diminuição da densidade de vegetação influencia negativamente a riqueza destes artrópodes terrestres. Esse fator pode prejudicar a regeneração da floresta, uma vez que muitos artrópodes terrestres são importantes na regeneração de florestas, entre outros serviços.

**PALAVRAS CHAVE:** Catimbau, compactação do solo, fauna terrestre, *pitfall*.

## INTRODUÇÃO

Quase todos os processos antrópicos globais atuam sobre a degradação do meio ambiente, tal como alguns tipos de uso do solo que atuam fortemente na sua degradação (Travassos & Souza, 2011). Este problema pode ser mais crítico em regiões tropicais onde existe, de certa forma, negligência quanto aos investimentos na pesquisa e conservação destas áreas, entre elas a Caatinga (Santos et al., 2011). Na perspectiva de combater a degradação ambiental, convenções como a das Nações Unidas de Combate à Desertificação (CCD 1994) incluem o semiárido brasileiro como necessitado de políticas públicas urgentes, visando retardar estes processos (Travassos & Souza, 2011).

A Caatinga está em acelerada degradação, causando a perda de espécies vegetais e animais, agravada pelo insuficiente número de áreas protegidas e a grande pressão antrópica crônica (Leal et al., 2005). A degradação mais comum do solo na Caatinga advém da criação de caprinos, caracterizada pela falta de alternância de locais explorados, aumentando a pressão sobre as mesmas áreas (Moreira et al., 2006). Como consequência, a recuperação do solo é retardada ou mesmo impedida (Parente et al., 2010), prejudicando, entre outros aspectos, a sua biota. A biota do solo é uma medida de qualidade do substrato e do ecossistema, provendo serviços importantes na manutenção dos ciclos nutrientes, o que torna a preservação dessa biota um fator importante (Rousseau et al. 2014).

O pisoteio demasiado compacta o solo e impede o estabelecimento de muitos organismos componentes de sua biota, como os formadores de crostas biológicas (Belnap, 2003), além de plantas e animais, diminuindo assim a densidade das florestas e sua capacidade de se regenerar. Assim, utilizamos a fauna edáfica como indicadora de qualidade ambiental de áreas afetadas pelo homem (Baretta et al., 2006). A densidade de bodes de um ambiente pode ser detectada pela presença de trilhas e pela quantidade de fezes no ambiente. A presença intensa de caprinos pode afetar negativamente a fauna e flora nativa da Caatinga, desequilibrando as comunidades existentes, provendo perda de biodiversidade. Nesse trabalho eu testei se a densidade de caprinos afeta a fauna edáfica de artrópodes e a cobertura vegetal.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), região de Caatinga, em Buíque-PE. O clima da região é sazonalmente seco, com solos predominantemente arenosos (SNE, 2002), precipitação anual variando entre 450 e 1100 mm e temperatura média anual oscilando em torno dos 23°C (Sampaio, 1995; Cavalcanti & Corrêa, 2014). O período de realização desse estudo foi na estação chuvosa, que ocorre entre os meses de março e julho. Na Caatinga, há o predomínio de vegetação xerófila predominada por fabáceas e cactáceas (IBGE, 2012) em uma paisagem formada por um mosaico de caatingas arbóreas e arbustivas (Velloso et al. 1991).

### Delimitação amostral

Realizei as coletas ocorreram em dez parcelas de 10 x 10 m dispostas em uma região do parque que possui criadouros de caprinos fechados (propriedades rurais cercadas) com áreas de mata onde os caprinos forrageiam. Em cada parcela instalei cinco armadilhas de *Pitfall*, cada uma contendo 40 ml de uma solução de água, sal e detergente líquido neutro (1:0,1:0,01) para a coleta dos artrópodes que habitam as camadas superficiais do solo. As armadilhas foram preparadas com potes plásticos (modelo com tampa rosqueada), com capacidade para 80 ml, sendo disposta uma em cada vértice da parcela e uma no centro. O tempo de permanência das armadilhas foi de 24 horas.

Para detectar a densidade local de bode em cada parcela utilizei quatro quadrantes de 50 cm<sup>2</sup> para medir: (i) penetrabilidade do solo, utilizando um penetrômetro de impacto que consiste em uma vara de cano PVC 32 mm, 1,5 m de comprimento, que direciona uma haste metálica afiada contra o solo, solta sem forçá-la (Leal *et al.* 2007); (ii) a densidade de fezes de caprinos por quadrante; e (iii) a densidade de plantas arbóreas utilizando o método de ponto quadrante, onde se mede a distância do centro do quadrante para a planta mais próxima nas 4 direções. Incluí apenas plantas com diâmetro acima do solo (DAS) igual ou maior que 3 cm.

## Análise de dados

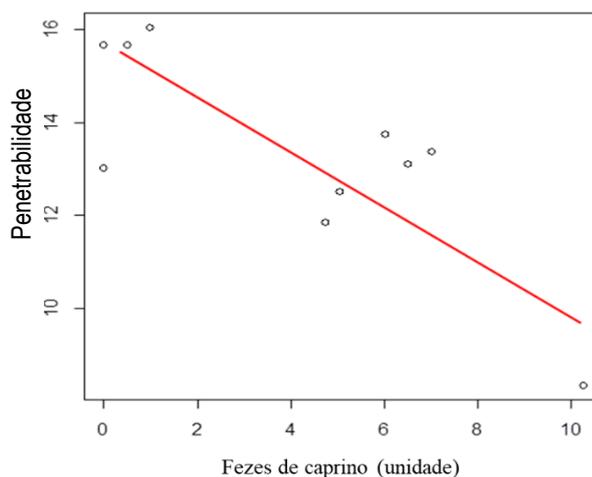
Utilizei um teste de regressão múltipla para avaliar a relação entre o impacto causado pela presença de caprinos com a riqueza e abundância de artrópodes. Utilizamos a compactação do solo, a densidade de fezes de caprinos e a densidade de plantas como variáveis explicativas e a riqueza e abundância de artrópodes como variáveis resposta. Utilizando Análise de Correspondência Canônica (CCA) com abundância de artrópodes e as variáveis explanatórias de penetrabilidade, diâmetro média de caules e densidade de árvores, investiguei se essas variáveis afetam a composição das diferentes espécies de artrópodes pelas áreas. Todos os testes foram conduzidos no Software R usando o pacote Psych.

## RESULTADOS

Encontrei um total de 1171 indivíduos, distribuídos em 54 morfoespécies, inclusas em 3 classes de Arthropoda: Insecta (mais representativa com 41 morfoespécies), Arachnida (com 12 morfoespécies) e Chilopoda (com apenas 1 morfoespécie). As formigas (Formicidae) constituíram o grupo mais capturado nas armadilhas, com 10 morfoespécies. Dentre elas, a espécie *Dinoponera quadriceps* foi bastante comum, com 12 indivíduos presente em 6 das 10 parcelas (Anexo 1).

**Tabela 1. Valores dos coeficientes para o teste de regressão entre a quantidade de fezes de caprinos e valores de penetrabilidade (cm). A correlação negativa entre as duas variáveis explanatórias pode indicar causa e efeito entre presença de caprino e compactação do solo (menor penetrabilidade) causada pelo pisoteio, no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.**

<b>Coeficientes</b>	<b>T</b>	<b>Erro</b>	<b>P (&gt;  t  )</b>
Intercepto	4.693	4.3171	0.00223
Penetrabilidade do solo	-3.872	0.3191	0.00612

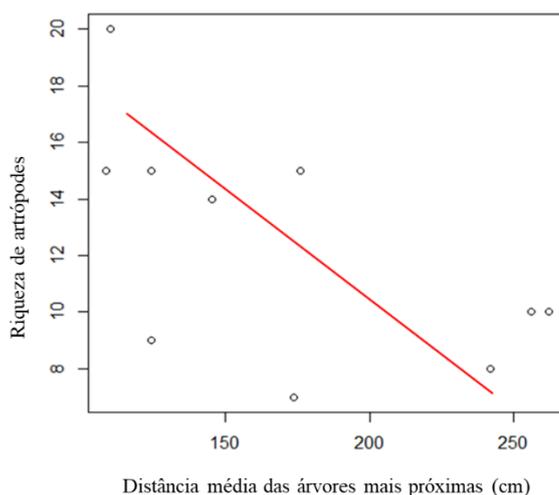


*Figura 1. Relação negativa entre a as variáveis penetrabilidade do solo (cm) e a quantidade de fezes de caprinos, indicando que nas áreas com mais caprinos os valores de penetrabilidade são menores, ou seja, o solo é mais compactado.*

**Tabela 2. Valores dos coeficientes para o teste de regressão entre a riqueza de artrópodes terrestres e a densidade florestal demonstrando relação negativa no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.**

<b>Coeficientes</b>	<b>T</b>	<b>Erro</b>	<b>P (&gt;  t  )</b>
Intercepto	5.113	61.959	0.00138
Densidade de árvores	-2.429	4.624	0.04547

Observamos que as variáveis explicativas densidade de fezes de caprinos e penetrabilidade do solo (em cm) (Tabela 1 e Fig. 1) são correlacionadas negativamente, indicando que solos de áreas com maior densidade de caprino possuem menor penetrabilidade. Não houve correlação entre as outras variáveis explanatórias e a densidade de árvores. A riqueza de artrópodes não sofreu efeito da densidade de fezes nem da penetrabilidade, mas apresentou relação negativa com a densidade de árvores (Tabela 2 e Fig. 2). A abundância de artrópodes e a composição de espécies (Fig. 3) não responderam às variáveis explanatórias.



*Figura 2. Relação negativa entre a riqueza de artrópodes e a densidade arvores (distância da árvore mais próxima em cm).*

## DISCUSSÃO

Era esperado que locais com intenso pastejo de caprinos apresentassem perda de riqueza e abundância de artrópodes do solo devido a alteração direta do seu habitat pelo pisoteio, mas não observamos esse resultado. A intensificação do uso do solo, por exemplo, pode interferir nas relações ecológicas entre estes artrópodes, quando diminui predadores, o que leva a um desequilíbrio nas populações da fauna edáfica (Rousseau et al. 2014). Porém observamos que a riqueza de artrópodes diminuiu com maior densidade de árvores. Este resultado pode ser explicado pela já pouca variação na densidade local de árvores, como se demonstrou em outros achados para a Caatinga (ver Albuquerque et al. 2003). Ainda se observou que o período da realização deste trabalho foi demarcado por intensas chuvas que, de certa forma, pode ter afetado a quantidade de indivíduos forrageando próximas as armadilhas.



exóticos, na Caatinga pode gerar perdas irreparáveis para a qualidade e funcionamento ecológico do solo (Rousseau et al. 2014). Assim, no contexto de degradação atual, é importante rever as práticas de manejo da vegetação da Caatinga que prejudicam o meio ambiente, mas recomendo que novos estudos abordem a qualidade da biota do solo relacionadas com as práticas de uso, como agricultura e pastagem.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ, ao ICMBio e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do X-ECCA (Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga). Agradeço também a I. Leal, ao M. Tabarelli, ao F. Melo, A. Melo, D. Jamelli e P. Santos-Neto pelo apoio e suporte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque SG, Soares, JGG, Guimarães-Filho C, De Oliveira, MC. 2003. Dinâmica do estrato herbáceo de uma vegetação de caatinga do Sertão de Pernambuco sob intensidade de uso por caprinos. In Embrapa Semiárido- Artigo em anais de congresso (ALICE). In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, Santa Maria, RS.
- Baretta D, Mafrá ÁL, Santos JCP, do Amarante CVT, Bertol I. 2006. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. Pesquisa Agropecuária Brasileira **41(11)**: 1675-1679.
- 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.
- Cavalcanti LC de S, Corrêa AC de B. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. Geografia **23**: 133–156.
- CCD. Convenção das Nações Unidas de Combate a Desertificação – UNCCD. 1994. Instituto de Promoção Ambiental, Lisboa.

- Chauvel A, Grimaldi M, Barros E, Blanchart E, Sarrazin M, Lavelle P. 1999. Pasture degradation by an Amazonian earthworm. *Nature* **389**: 32-33.
- Foster D, Swanson F, Aber J, Burke I, Brokaw N, Tilman. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience* **53**: 77–88.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ.
- Leal IR, Silva JD, Tabarelli M, Lacher Jr T. E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* **1(1)**: 139-146.
- Leal IR, Wirth R, Tabarelli M. 2007. Seed dispersal by ants in the semi-arid Caatinga of northeast Brazil. *Annals of Botany* **99(5)**: 885-894.
- Liiri M, Häsä M, Haimi J, Setälä H. 2012. History of land use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. *Applied Soil Ecology* **55**: 53– 61.
- Moreira JN, Lira MA, Santos MFS, Ferreira MA, Araújo GGL, Ferreira RLC, Silva GC. 2006. Caracterização da vegetação de Caatinga e da dieta de novilhos no Sertão de Pernambuco. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **41**: 1643-1651.
- Parente HN, Silva DS, Andrade AP, Souza ES, Araújo KD, Maia MO. 2010. Impacto do pisoteio caprino sobre atributos do solo em área de Caatinga. *Rev. Bras. Saúde Prod.* **11**: 331-341.
- Rousseau GX, Silva PRS, Celentano D, Carvalho CJR. 2014. Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. *Acta Amazonica* **44(4)**: 499-512.
- Santos JC, Leal IR, Almeida-Cortez JS, Fernandes GW, Tabarelli M. 2011. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science* **4(3)**: 276-286.
- Sampaio E. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. Páginas 39-47 in S.M. Bullock, H.A. Mooney e. Medina, editores. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. SNE. Recife, PE.

Travassos IS, Souza BI. 2011. Solos e desertificação no sertão paraibano. Cadernos do Logepa **6**: 101-114.

Veloso HP, Rangel-Filho ALR, Lima JCA. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE. Rio de Janeiro, RJ.

## Anexo 1

**Tabela 1. Lista taxonômica (composta principalmente por morfoespécies) e abundância dos artrópodes por parcela capturados pelas armadilhas de *Pitfall* durante o período de 24 horas no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.**

<b>Morfoespécies</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>Abundância</b>
Abelha sp1	0	3	6	0	0	0	0	0	0	0	9
Acaro sp1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4
Acaro sp2	27	0	2	0	0	0	0	0	0	0	29
Acaro sp3	0	1	6	0	0	5	7	0	0	1	20
Aranha sp2	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	3
Aranha sp3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Aranha sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Aranha sp5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Aranha sp6	0	0	0	2	0	0	0	1	3	0	6
Aranha sp7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Aranha sp8	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Aranha sp9	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
Coleóptero sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coleóptero sp2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Coleóptero sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Coleóptero sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Cupim sp1	4	0	0	0	0	1	1	0	0	0	6
Cupim sp2	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
Cupim sp3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
Cupim sp4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Cupim sp5	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
Cupim sp6	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Cupim sp7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Dinoponera quadriceps</i>	2	1	4	1	2	0	2	0	0	0	12
Diplópoda sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Díptera sp1	22	0	29	0	1	0	36	0	0	0	88
Díptera sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Díptera sp3	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3
Díptera sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Escorpião sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Formiga sp1	99	2	37	11	49	43	116	0	0	23	380
Formiga sp2	13	2	13	1	1	1	0	0	1	0	32
Formiga sp3	81	4	36	6	14	11	15	6	3	3	174
Formiga sp4	1	0	0	1	0	0	0	28	0	0	30
Formiga sp5	1	5	0	1	0	0	0	0	0	0	7

Formiga sp6	1	0	2	2	0	0	0	0	1	0	6
Formiga sp7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Formiga sp8	0	0	0	0	2	0	0	5	203	0	210
Formiga sp9	0	0	0	0	48	8	0	0	0	0	56
Grilo sp1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Grilo sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Himenóptera sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Inseto sp1	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	7
Inseto sp2	0	7	3	12	2	0	1	1	0	0	26
Inseto sp3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Inseto sp4	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Inseto sp5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Inseto sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
Inseto sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Larva sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Mosquito sp1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Quilópoda sp2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Tenebriontesp1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	3
Traça sp1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2

# 11

**EFEITOS DE  
CUPINZEIROS SOBRE A  
DIVERSIDADE DE  
PLANTAS NA CAATINGA**

# 11 EFEITOS DE CUPINZEIROS SOBRE A DIVERSIDADE DE PLANTAS NA CAATINGA

David J. dos Santos<sup>1</sup>

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

## RESUMO

Ambientes com maior quantidade de recurso proporcionam um maior número de nichos, podendo suportar comunidades mais diversas. Na Caatinga, assim como em outros ecossistemas, o recurso é um fator chave na riqueza e abundância de espécies vegetais. O objetivo deste trabalho foi avaliar qual a influência de cupinzeiros na riqueza e abundância de plantas na Caatinga. Para isso, analisamos atributos físicos do solo (i.e., penetrabilidade) e abundância e riqueza das espécies de plantas presentes em diferentes distâncias do centro de cupinzeiros. O estudo foi conduzido em uma área no Parque Nacional do Catimbau. Os resultados mostram que a riqueza foi similar nas diferentes distâncias, porém, a abundância foi maior quanto mais próximo do ninho. Nossos resultados indicam que pode haver um incremento de recursos fornecidos pelos cupinzeiros em áreas de Caatinga, permitindo que mais plantas se estabeleçam nos arredores de uma colônia.

**PALAVRAS-CHAVE:** cupins, floresta tropical seca, recursos, riqueza, abundância.

## INTRODUÇÃO

A facilitação é um processo que ocorre quando algumas espécies podem exercer efeitos positivos sobre outras ao tornar o ambiente mais propício para o desenvolvimento destas (Begon 2007). Este processo é reconhecido como um dos determinantes de padrões de biodiversidade em nível de população e comunidade, devido à sua influência no recrutamento de espécies e na organização local de comunidades (Callaway 1995).

Neste contexto, os cupins podem ser estudados como modelo de facilitação, visto que desempenham um papel chave no aumento da biodiversidade (DeSouza et al. 2012). Os cupins são considerados “engenheiros do ecossistema” (Jones et al. 1994), porque promovem aeração do solo durante a construção dos seus ninhos, contribuindo para a drenagem de água (DeSouza et al. 2009). Além disso, são capazes de movimentar a terra verticalmente de grandes profundidades para a superfície, resultando no enriquecimento do solo e renovação de nutrientes úteis para plantas (Wood 1988; Holt & Coventry 1990)

Os cupins são um grupo relativamente comum na Caatinga, uma das florestas secas das Américas. Como outros ambiente secos, a Caatinga é um ecossistema onde a temperatura e a água são recursos limitantes no recrutamento de plantas (Silva et. al., 2017). Alguns autores defendem que a facilitação é a interação predominante em ambientes áridos (Maestre et al. 2004), outros sugerem que há um gradiente entre a facilitação e as adversidades do ambiente (Lortie & Callaway 2006).

Diante deste contexto teórico, foi questionado neste estudo: qual o efeito facilitador da presença de cupinzeiros no recrutamento de plantas na Caatinga? Para isso, foi testada a hipótese de que as alterações físicas no solo causadas pela construção de cupinzeiros aumentam a fertilidade, e por consequência promovem aumento da riqueza e abundância de espécies vegetais na Caatinga.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo de campo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Buíque, Pernambuco), especificadamente na Trilha da Serrinha, região próxima do limite leste do parque. O local da coleta é caracterizado por apresentar um solo arenoso e a vegetação arbustiva espaçada (Leal et al. 2003). O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo “As”, segundo escala de Köppen (1939). Na região, a precipitação pluviométrica anual varia entre 450 e 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (Cavalcanti & Corrêa, 2014).

Para os dados de diversidade, registrei a riqueza e abundância de espécies vegetais próximas aos cupinzeiros. Foram escolhidos 15 cupinzeiros epígeos, com distância mínima entre eles de 50 metros. Ao redor de cada cupinzeiro delimiti três áreas com raios de 50, 100 e 150 centímetros de distância do centro do ninho. Em cada uma dessas distâncias contabilizei a quantidade de morfoespécies de plantas (i.e. a riqueza) e a quantidade total de indivíduos (i.e., abundância). Da mesma forma, em cada uma dessas distâncias measurei a penetrabilidade do solo com o uso de um penetrômetro.

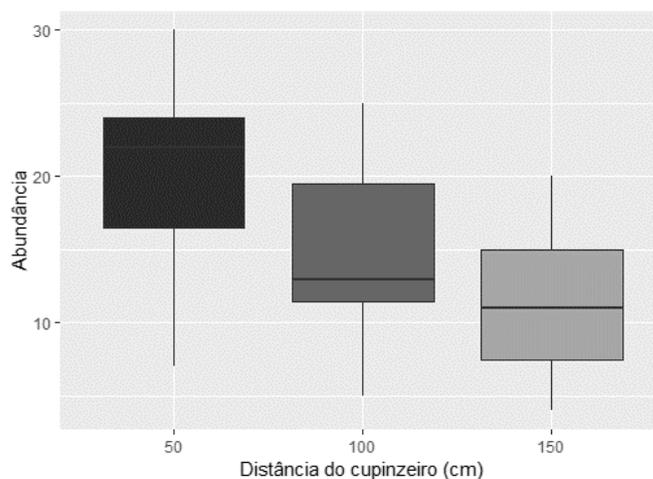
Para as análises estatísticas, utilizei uma análise de variância (ANOVA) para verificar como as diferentes distâncias ao redor do ninho (50, 100 e 150 cm) explicam a riqueza e abundância das espécies vegetais. Além disso, utilizei modelos de regressões múltiplas para avaliar se a presença do cupinzeiro influencia na penetrabilidade do solo, e adicionalmente, para verificar como a penetrabilidade do solo explica a riqueza e a abundância dessas espécies. As análises foram feitas no software R (R Core Team 2018).

## RESULTADOS

Contabilizei um total de 14 morfoespécies de plantas nas áreas amostradas ao redor dos cupinzeiros. A riqueza média foi de 4,6 morfoespécies nas amostras de 50 centímetros, 4,2 morfoespécies nas amostras de 100 centímetros e 3,6 morfoespécies nas amostras de 150 centímetros. A média da abundância de morfoespécies foi de 22, 14,5 e 11,3 indivíduos para as amostras de 50, 100 e 150cm, respectivamente. Já a média da penetrabilidade em cada

uma das áreas amostradas ao redor dos cupinzeiros foi de, respectivamente, 13,8; 12,7 e 12,8 cm de profundidade.

A abundância de plantas foi maior nas áreas mais próximas aos ninhos quando comparadas com as demais ( $gl=1$ ;  $F_{1,43}=15,07$ ;  $p<0,005$ ; Fig. 1). Em relação à riqueza de espécies vegetais, os resultados sugerem que não há diferença significativa para as diferentes classes de distância do cupinzeiro ( $gl=1$ ;  $F_{1,43}=1,59$ ;  $p=0,21$ ; Fig. 2). Houve uma diferença significativa da penetrabilidade do solo nas diferentes áreas ( $p=0,04$ ;  $R^2=0,09$ ) (Fig. 3), porém, a penetrabilidade do solo não esteve associada com a riqueza ( $p=0,585$ ,  $R^2=0,006$ ;) , nem a abundância ( $p=0,79$ ,  $R^2=0,003$ ) dessas espécies.



*Figura 1. Abundância de plantas nos raios de 50, 100 e 150 cm de distância dos cupinzeiros em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil.*

## DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que a presença de cupinzeiro parece afetar positivamente o estabelecimento de plantas na Caatinga, com maior número de indivíduos mais próximos aos ninhos. Entretanto, a presença do cupinzeiro não parece influenciar na riqueza de espécies. Todavia, os resultados corroboram com a hipótese de que a presença dos ninhos de cupins altera as características físicas do solo, visto que houve uma maior penetrabilidade mais próximo do

ninho. Mesmo sendo maior próximo ao ninho, a abundância de plantas não parece estar associada à mudança estrutural do solo, uma vez que a penetrabilidade não esteve associada com essa maior abundância, e nem com a riqueza dessas espécies.

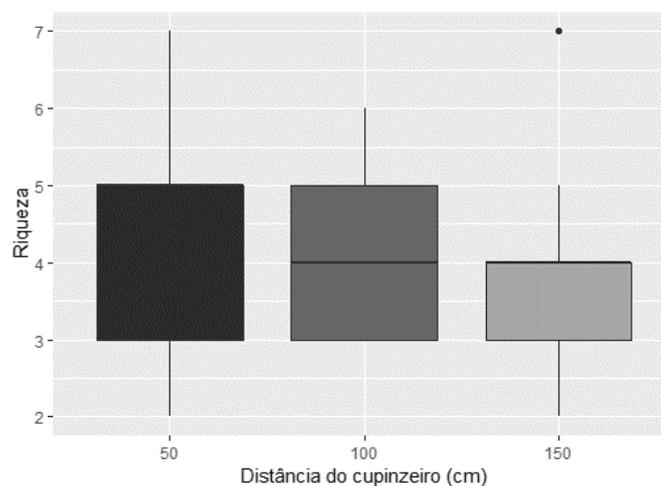


Figura 2. Riqueza de espécies de plantas nos raios de 50, 100 e 150 centímetros de distância dos cupinzeiros em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil.

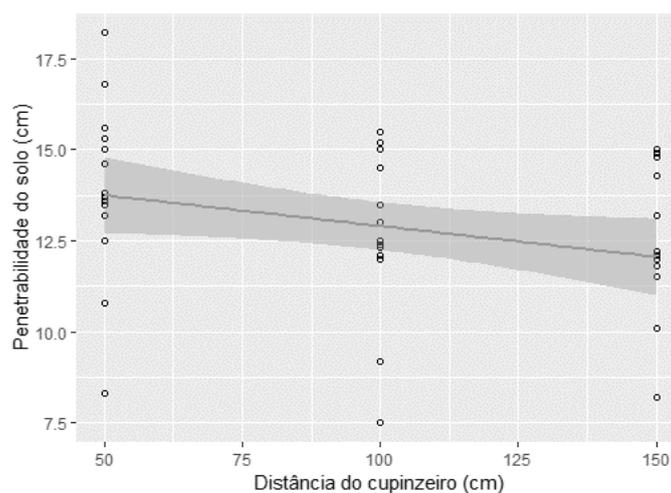


Figura 3. Penetrabilidade do solo nas diferentes distâncias entre os cupinzeiros ( $p=0,04$ ;  $R^2=0,09$ ) em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil.

De acordo com De Souza (2012), a maior abundância de plantas próximas aos cupinzeiros pode ser explicada pela atividade dos cupins, que ao construírem seus ninhos alteram as propriedades químicas do solo, degradando materiais lignificados e incrementando matéria orgânica humificada no solo. A concentração de matéria orgânica, e conseqüentemente maior quantidade de nutrientes nas paredes de seus ninhos, podem também resultar no aumento da fertilidade do solo (e.g. Jones et. al., 1994; De Souza et. al., 2012), facilitando o crescimento e o estabelecimento de plantas (Martius et. al., 1999).

A presença de ninhos de cupins não teve efeito na riqueza das espécies vegetais na Caatinga. Uma potencial explicação para esse fato é a presença de perturbações antrópicas crônicas. A área de estudo possui histórico de uso para agricultura, apresentando vegetação em baixa densidade. Estudos tem demonstrado que diferentes usos dos recursos naturais como uso da vegetação como forragem para animais doméstico (i.e. pecuária extensiva), extração seletiva de madeira ou agricultura de corte-e-queima (veja Rito et. al. 2017) causa um empobrecimento taxonômico e filogenético de espécies lenhosas na Caatinga (Ribeiro et. al., 2015, 2016) e na biodiversidade em todos os níveis de organização ( Tabarelli et. al., 2017); o que pode representar um *driver* mais predominante na paisagem, mascarando o efeito da presença de cupinzeiros na diversidade das espécies vegetais.

Em síntese, esse trabalho demonstra que a presença de cupinzeiros nessa área de Caatinga facilita estabelecimento e o aumento na abundância de plantas, podendo dessa maneira ser um fator importante, ao menos na escala estudada, na manutenção e equilíbrio desta biota. Todavia, ainda existem lacunas no entendimento da importância dos cupins, no recrutamento de plantas na Caatinga. Além da contribuição teórica, espero que este trabalho seja estímulo para desenhos experimentais mais complexos e no entendimento da relevância ecológica dos cupins para a Caatinga.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos órgãos financiadores (ICMBio, CNPq, PPGBV-UFPE, PELD-Pronex) que foram fundamentais para a realização do curso. Agradeço aos professores e aos monitores pelo conhecimento construído durante todo o curso. Agradeço, em especial, à Rodrigo Carmo pelo auxílio nas análises estatísticas deste projeto. Por fim, agradeço a todos os participantes do X-ECCA 2017, que fizeram o curso ser, sem dúvida, inesquecível.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon M, Townsend CR & Harper JL. 2007. Ecologia de indivíduos e ecossistemas. Artmed, 4ª ed. Porto Alegre.
- Callaway RM. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* **61**: 306–349
- Cavalcanti LC de S, Corrêa AC de B. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. *Geografia* **23**: 133–156.
- DeSouza O, Araujo A, Reis JR. 2009. Trophic controls delaying foraging by termites: reasons for the ground being brown? *Bulleting of Entomological Reserach* **99**: 603-609.
- DeSouza O, Cristaldo PF, Rosa CS, Florencio DF, Martins A. 2012. Cupins consumindo detritos vegetais: impactos ecológicos sobre a biota tropical. Páginas 201-213 in Del-Claro K, Torezan-Silingardi HM, editores. *Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem evolutiva*. 1ª ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Holt JA, Coventry RJ. 1990. Nutrient cycling in Australian Savannas. *Journal of Biogeography* **17**: 427-432.
- Holt JA, Lepage M. 2000. Termites and soil properties. Páginas 389-407 in ABE T. et al., editores. *Termites, evolution, sociality, symbiosis, ecology*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373-386.

- Köppen W. 1939. Handbuch der klimatologie. Borntraeger.
- Leal IR, Vicente A, Tabarelli M. 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. Páginas 695-715 in Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC, editores. Ecologia e Conservação da Caatinga. 1ª ed. Editora Universitária UFPE, Recife.
- Lortie CJ, Callaway RM. 2006. Re-analysis of meta-analysis: Support for the stress-gradient hypothesis. *Journal of Ecology* **94 (1)**: 7–16.
- Maestre FT, Cortina J. 2004. Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from a semi-arid steppe. *Proceedings. Biological Sciences* **271**: 331–S333.
- Martius C, Tabosa WAF, Bandeira AG, Amelung W. 1999. Richness of termite genera (Isoptera) in semi-arid region in NE Brazil. *Sociobiology* **33(3)**: 357-366.
- R-CoreTeam. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 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 EMS, Santos BA, Arroyo-Rodríguez V, Tabarelli M, Leal IR. 2016. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology* **97**: 1583–1592.
- Rito KF; Tabarelli M, Leal IR. 2017. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. *Plant Ecology* **218**: 749–759.
- Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M. 2017. Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America. Springer, Switzerland.
- Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC. 2017. The future of the Caatinga. In Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M, editores. Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. Springer, Switzerland.

Wood TG. 1988. Termites and the soil environment. *Biology and Fertility of Soils* **6**: 228-236.

# 12

**COBERTURA DE  
BRIÓFITAS SOBRE ILHAS  
DE VEGETAÇÃO EM  
AFLORAMENTO  
ROCHOSO NO  
PARQUE NACIONAL  
DO CATIMBAU,  
PERNAMBUCO – BRASIL**

## 12 COBERTURA DE BRIÓFITAS SOBRE ILHAS DE VEGETAÇÃO EM AFLORAMENTO ROCHOSO NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU, PERNAMBUCO – BRASIL

Francisca R. Oliveira<sup>1</sup>

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

### RESUMO

Afloramentos rochosos são ecossistemas marcados por oscilações de temperatura, ventos dessecantes, escassez hídrica e elevadas taxas de evaporação. Apresentam uma vegetação com características peculiares bem como elevado endemismo se comparado com a região do entorno. As espécies vegetais presentes nesses ambientes apresentam uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas para suportar condições limitantes, como o estresse hídrico e altas temperaturas. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi verificar como a profundidade do solo e a cobertura de espécies vasculares influenciam na cobertura (distribuição) de briófitas em ilhas de vegetação de afloramento rochoso no Parque Nacional do Catimbau. Selecionamos 20 ilhas de vegetação que foram divididas em 4 quadrantes e estimamos a cobertura vegetal de espécies vasculares, bem como cobertura de briófitas e profundidade do solo. As briófitas estiveram presentes em 12 das 20 ilhas amostradas, com uma cobertura média de 2,71%, enquanto a cobertura média de vasculares foi igual a 44,93%. A profundidade média do solo foi 7,52 cm. A profundidade do solo e a cobertura de plantas vasculares não tem relação significativa com a cobertura de briófitas. No entanto, outros fatores associados à estrutura das ilhas, como sombreamento e a inclinação, podem estar relacionadas com a distribuição das espécies avasculares.

**PALAVRAS-CHAVE:** plantas avasculares, cobertura vegetal, filtro ambiental, vegetação de inselberg, estrutura vegetacional

## INTRODUÇÃO

Afloramentos rochosos são ambientes com fisionomias e condições específicas que apresentam uma vegetação ligeiramente diferenciada do entorno (Conceição 2007). As espécies que ocorrem nesses ambientes apresentam características adaptativas peculiares para suportar condições limitantes, como temperaturas elevadas, maior incidência solar, solos rasos, escassez de nutrientes e restrições hídricas (Scarano 2007). Esses ecossistemas apresentam composição florística diversa e podem ser considerados como ilhas (Mack & Alonso 2001), permitindo a coexistência de muitas espécies. As fissuras nas rochas podem ser consideradas micro habitats, apresentando profundidades variáveis, acumulando solo, umidade e possibilitando assim a colonização por plantas pioneiras (Silva 2014), sejam avasculares (e.g. briófitas) ou vasculares.

As famílias vegetais vasculares mais relatadas nesses ambientes são as Bromeliaceae, Velloziaceae e Cactaceae (Oliveira 2007). Esses grupos possuem características adaptativas, como sistema radicular ramificado e superficial para possibilitar melhor absorção da água (Oliveira et al. 2011). Por outro lado, as briófitas, plantas avasculares, constituem outro grupo vegetal de ocorrência bastante comum em superfícies de rochas (Pôrto 1994; Frahm 1996; Raven 2014). Tais plantas são comuns em ambientes úmidos, apesar de poderem ser dominantes em algumas regiões como as turfeiras. Também podem ocorrer em locais extremamente secos, como desertos ou sobre superfícies rochosas, que chegam a atingir altas temperaturas (Raven 2014). Na Caatinga, uma floresta seca no nordeste brasileiro, podem formar tapetes de aproximadamente 3mm de espessura em rochas desnudas, retendo a umidade e permitindo a fixação de raízes de herbáceas, constituindo, assim, um importante grupo na colonização inicial de habitats rochosos (Araújo 2004).

Portanto, a inclusão desses micros habitats nas amostragens é relevante para o conhecimento da distribuição das espécies, bem como sua ecologia e conservação de táxons (Valente & Pôrto 2006; Silva & Germano 2013; Silva et al. 2014). Esses ecossistemas tem despertado o interesse científico (Silva 2014) por apresentarem grande diversidade e endemismo, possuindo dentre seus

principais componentes biológicos as cianobactérias, os líquens, as briófitas e plantas vasculares (Sarthou 2003, Porembski 2007). A riqueza de espécies vasculares sobre afloramentos rochosos está relacionada proporcionalmente com o aumento na área das ilhas (Meirelles et al.1999; Michelangeli 2000). Destacam-se também, espécies camefíticas e fanerófitas, as quais apresentam as maiores áreas de cobertura (Conceição 2007).

Diante do exposto, no presente estudo buscamos verificar o efeito da cobertura de espécies vasculares e a profundidade do solo sobre a cobertura de briófitas em ilhas de vegetação sobre afloramentos rochosos, em uma floresta tropical sazonalmente seca. Neste trabalho testamos a hipótese de que ilhas com maior cobertura vegetal de espécies vasculares beneficiariam as espécies de briófitas, assim como a profundidade de solo seria um indicador da disponibilidade de nutrientes e retenção hídrica, o que favoreceria o estabelecimento de ambas as espécies vegetais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em uma área conhecida popularmente como Trilha das Torres, uma região de afloramento rochoso no Parque nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. A região é marcada pela presença de paredões de arenito, possuindo altitudes que variam de 350 a 1100 m. O clima na região é do tipo semiárido e a temperatura média varia de 21 °C a 25 °C ao longo do ano. A precipitação média é de 650 mm e 1100 mm e, devido à sua altitude, esse regime pluviométrico é mais expressivo em relação a outras regiões do sertão. O período em que ocorre maior pluviosidade é nos meses de março a junho. Os solos são predominantemente arenosos, a vegetação é bastante diversificada, variando de Caatinga arbórea, nas áreas de maior precipitação, até vegetação arbustiva com muitas cactáceas e bromeliáceas nas áreas mais secas ou com afloramentos rochosos (SNE 2002).

## Desenho amostral

Definimos como ilhas de vegetação agrupamentos de espécies vegetais vasculares fixados em rochas ou em solos rasos e delimitados pela superfície da rocha (Conceição 2007). A partir de uma observação prévia das ilhas escolhemos as áreas. Dividimos cada ilha em quatro quadrantes e, através de estimativa visual, mensuramos o percentual de cobertura vegetal por briófitas e plantas vasculares em cada quadrante. Medimos também a profundidade do solo com uso de penetrômetro adaptado a partir de um bastão de madeira. As variáveis preditoras foram a cobertura de plantas vasculares e profundidade do solo e a variável explanatória a cobertura de briófitas. A análise de dados foi realizada através regressões múltiplas no Software JMP-8.0.

## RESULTADOS

Observamos a ocorrência da cobertura de briófitas em 12 ilhas de vegetação das 20 amostradas. A profundidade de solo nas ilhas foi de  $7,52 \pm 3,28$  cm (Média  $\pm$  DP). A percentagem média da cobertura vegetal de vasculares foi de  $44,93\% \pm 21,88\%$ . Já a cobertura média de briófitas foi de  $2,71\% \pm 4,14\%$ . Não houve relação significativa entre as variáveis explicativas profundidade do solo ( $p=0,82$  e  $R^2=0,002$ ) (Fig. 1) e cobertura de plantas vasculares ( $p=0,91$  e  $R^2=0,0005$ ) (Fig. 2) com a variável resposta cobertura de briófitas.

## DISCUSSÃO

A hipótese de que ilhas com maior cobertura vegetal de espécies vasculares e maior profundidade de solo apresentam uma maior cobertura de briófitas não foi corroborada nesse estudo. Nossa ideia inicial era de que a profundidade do solo seria um indicador da disponibilidade de nutrientes e retenção hídrica que favoreceria o estabelecimento de espécies vegetais. Também tínhamos como hipótese que as briófitas seriam beneficiadas pelo sombreamento das espécies vasculares. No entanto, através das análises realizadas, sugere-se que a distribuição de briófitas em ilhas de vegetação sobre

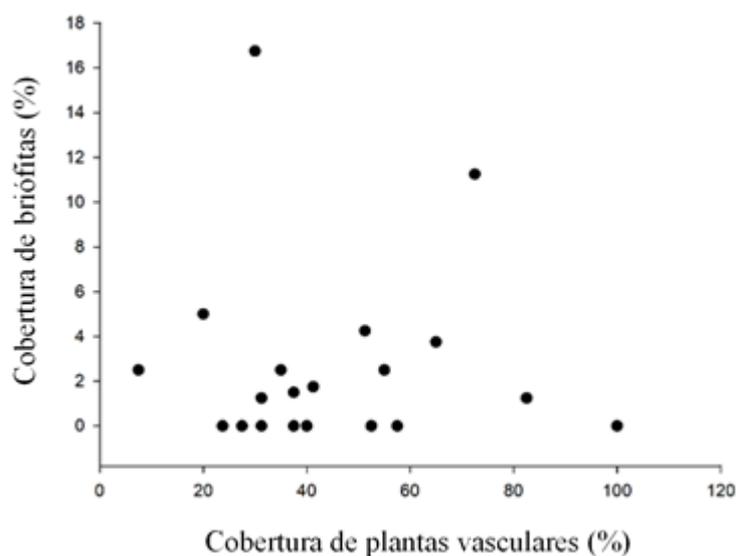


Figura 1. Relação da cobertura do solo por plantas vasculares e a cobertura de briófitas em ilhas de vegetação sobre afloramento rochoso, numa área de Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

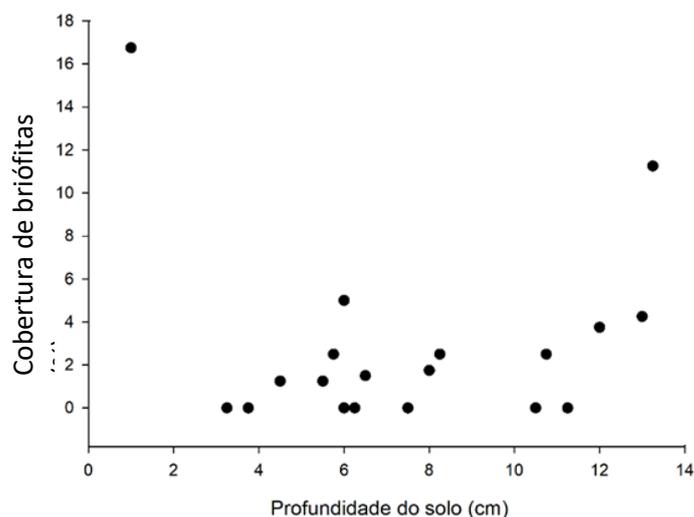


Figura 2. Relação entre profundidade do solo e cobertura de briófitas (%) em ilhas de vegetação sobre afloramento rochoso, numa área de Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

sobre afloramento rochoso ocorra independentemente da cobertura de outras espécies vegetais. Isso pode ser explicado devido às características adaptativas presentes nas briófitas de ambientes xéricos, como gametófitos com células especializadas na condução de água e nutrientes (como hidróides e leptóides);

células com papilas para estocagem de água; e arranjo dos filídios mais desenvolvidos (Silva 2014).

As ilhas amostradas apresentam condições abióticas semelhantes por fazerem parte da mesma rocha. No entanto, tais ilhas apresentam configurações variadas, podendo ser inclinadas ou planas. Essas características podem influenciar na retenção de água e nas condições de sombreamento ou exposição ao sol (Conceição 2007). Na Caatinga, briófitas ocorrem em locais menos expostos, como fendas de rochas, sob a copa de árvores e arbustos, sendo que a maioria encontrava-se colonizando, principalmente, substratos como rochas e solo (Pôrto 1994). No entanto, na área pesquisada o sombreamento por plantas vasculares não interferiu de forma significativa para a distribuição da cobertura de briófitas. No afloramento rochoso amostrado, a cobertura de briófitas era maior nas bordas das ilhas de vegetação. Por fim, a distribuição das espécies nesses microhabitats pode estar relacionada com o grau de decomposição do substrato e pela declividade (Oliveira 2007).

Nesses ecossistemas, os afloramentos rochosos são pouco explorados devido ao difícil acesso e, muitas vezes, os estudos nessas áreas não podem ser replicados devido às peculiaridades encontradas nos mesmos (Silva 2014). Destacamos a necessidade de mais estudos ecológicos, dada a importância desses ecossistemas, pois os afloramentos rochosos possuem alta diversidade e endemismos. Geralmente os afloramentos não estão inclusos como Unidades de Conservação, e embora essas áreas não sejam atrativas para a agricultura e urbanização, sofrem o impacto de diversas perturbações antrópicas (Silva 2014). No entanto, os afloramentos rochosos são verdadeiros refúgios de espécies vegetais ameaçadas (Oliveira 2007). Os aspectos relacionados à constituição físico-química deste tipo de microhabitat relacionados com os padrões populacionais e de comunidades de briófitas torna-se então objeto bastante promissor para ser pesquisado (Silva 2014).

Diante do exposto, conclui-se que a cobertura de briófitas em ilhas de vegetação sob afloramentos rochosos na área estudada não é influenciada pela profundidade do solo nem pela cobertura de plantas vasculares. Isso justifica-se pelo fato de que, as briófitas não necessitam de solos profundos para absorver

nutrientes e o sombreamento proporcionado pela própria rocha talvez apresente papel mais relevante do que o sombreamento das plantas vasculares.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV (UFPE), às instituições financiadoras ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ) pelo apoio logístico e financeiro. Aos professores Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela orientação e incentivo. Aos monitores Davi Jamelli Santos, Artur Domingos de Melo e Pedro Elias Santos Neto pela orientação e apoio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo EL, Silva KA, Ferraz EMN, Sampaio EVSB, Silva SI. 2005. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. *Acta bot. Bras.* **19 (2)**: 285-294.
- Conceição AA, Giuliatti AM, Meirelles ST. 2007. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta bot. bras.* **21(2)**: 335-347.
- Frahm JP. 1996. Diversity, life strategies, origins and distribution of tropical inselberg bryophytes. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* **67(1)**: 73-86.
- JMP®, Version<8>. SAS Institute Inc., Cary, NC, 1989-2019.
- Oliveira RB, Godoy SAP. 2007. Composição florística dos afloramentos rochosos do Morro do Forno, Altinópolis, São Paulo. *Biota Neotropica* **7(2)**: 37-48.
- Pôrto KC, Silveira MFG, Almeida PS. 1994. Briófitas da Caatinga 1. Estação Experimental de IPA, Caruaru– PE. *Acta bot bras* **8(1)**: 77-85.
- Raven PH, Evert, RF, Eichhorn S.E. 2007. *Biologia Vegetal* 7a. ed. Coord. Trad. Kraus JE. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. SNE, Recife, PE.

- Mack AL, Alonso LE. 2001. A biological assessment of the Wapoga River area of northeastern Irian Jaya, Indonesia. *Diversity and Distributions* **8(1)**: 45-48.
- Meirelles ST, Pivello VR, Joly CA. 1999. The vegetation of granite rock outcrop in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. *Environmental Conservation* **26(1)**: 10-20.
- Michelangeli FA. 2000. Species composition and species area relationships in vegetation isolates on summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* **16(1)**: 69-82.
- Oliveira EA, Junqueira SF, Mascarenhas RJ. 2011. Caracterização físico-química e nutricional do fruto da palma (*Opuntia fícus indica* L. Mill) cultivada no sertão do sub-médio São Francisco. *Holos* **27(3)**: 113-119.
- Porembski S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptative strategies and diversity patterns. *Revista Brasileira de Botânica* **30(4)**: 579-586.
- Sarthou C, Villiers JF, Ponge JP. 2003. Shrub vegetation on tropical granitic inselbergs in French Guiana. *Journal of Vegetation Science* **14(5)**: 645-652.
- Scarano FR. 2007. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. *Brazilian Journal of Botany* **30(4)**: 561-568.
- Silva JB, Germano SR. 2013. Bryophytes on rocky outcrops in the caatinga biome: A conservationist perspective. *Acta Botanica Brasilica* **27(4)**: 827-835.
- Silva TO, Silva MP, Pôrto KC. 2014. Briófitas de afloramentos rochosos do Estado de Pernambuco, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* **36**:85-100.
- Valente EB, Pôrto KC, Bastos CJP. 2011. Checklist of Bryophytes of Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Boletim do Instituto de Botânica* **21**: 111-124.



13

**INFLUÊNCIA DE DANOS  
NAS ESTRUTURAS  
FLORAIS NA VISITAÇÃO  
DE POLINIZADORES EM  
*Ipomoea subincana*  
(CONVOVULACEAE)**

## 13 INFLUÊNCIA DE DANOS NAS ESTRUTURAS FLORAIS NA VISITAÇÃO DE POLINIZADORES EM *Ipomoea subincana* (CONVOVULACEAE)

Haymée Nascimento de Alencar<sup>1</sup>

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

### RESUMO

A florivoria é uma interação em que insetos apresentam preferência no consumo de estruturas reprodutivas das plantas, prejudicando muitas vezes o seu sucesso reprodutivo. Diante disto, este trabalho teve como objetivo verificar se os insetos florívoros influenciam a visitação por polinizadores em *Ipomoea subincana*. Para isso, manipulei as flores dessa espécie gerando danos semelhantes aos dos florívoros e mantive flores sem danos ao lado da flor danificada. Este procedimento foi necessário para verificar se os danos artificiais tornariam as flores menos atrativas aos polinizadores e, assim, selecionarem flores sem danos. Diante disso, observei que as flores manipuladas e não manipuladas apresentaram número de visitas semelhantes. Além disso, verifiquei que os polinizadores mais frequentes foram a Abelha morfo3, Abelha morfo2 e *Chlorostilbon albiventris*. Em relação aos visitantes florais que apresentaram o comportamento de florivoria e pilhagem, constatei apenas nas espécies *Trigona spinipes* e *Xylocopa* sp. Assim, mesmo com danos nas estruturas reprodutivas, os polinizadores ainda foram frequentes nas flores danificadas, visitando-as mais de uma vez, ao longo do dia, e em horários diferentes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, interação planta-animal, florivoria, dano floral, sucesso reprodutivo

## INTRODUÇÃO

Das diversas interações que evoluíram entre plantas e insetos, a florivoria se especializou, ao longo do tempo, exibindo grande variedade de preferências alimentares (Ehrlich & Raven 1964). Essa variedade fez com que insetos oportunistas diversificassem os danos nas estruturas reprodutivas (i.e verticilos florais) (Ehrlich & Raven 1964; Krupnick et al. 1999). Entre as estruturas que compõe os verticilos florais, estão as brácteas, sépalas, pétalas, estames, pistilos, pólen e óvulos, sendo encontrado danos também nos botões florais e até flores em antese (Mcall & Irwin 2006).

Os danos provocados pelos florívoros podem prejudicar o sucesso reprodutivo das plantas, já que reduz a quantidade de pólen e flores disponíveis aos polinizadores se alimentarem e, ao mesmo tempo, realizar a polinização (Krupnick et al. 1999; Söber et al. 2009; Ruane et al. 2014). Assim, flores tornam-se menos atrativas para polinizadores, o que diminui a visitação dos mesmos, sendo uma das principais consequências da florivoria para as espécies vegetais (Nascimento & Del-Claro 2007).

Apesar de a florivoria estar intimamente relacionada com a evolução e radiação de plantas, impondo uma pressão em sua reprodução (Ehrlich & Raven 1964; Frame 2003), a mesma recebe pouca atenção mesmo podendo trazer danos severos sobre o sucesso reprodutivo das plantas, implicando em taxas similares ou até mais elevadas do que a herbivoria foliar (Mcall & Irwin 2006). A intensa pressão evolutiva pode gerar adaptações nas plantas que podem minimizar para minimizar seus efeitos (Frame 2003). Assim, é importante desenvolver estudos que tratem de entender como a florivoria influencia a visitação de polinizadores.

Diante desse contexto, proponho entender como os insetos florívoros influenciam o sucesso de visitação dos polinizadores. Espero que insetos florívoros, por danificar os verticilos florais, afetem a atratividade das flores e, conseqüentemente, que ocorra a redução da frequência de visitação por polinizadores.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizei o estudo em uma área no Parque Nacional do Catimbau, conhecida como Serra de Jerusalém (08°33'43,0" S e 37°14'25,7" O). A área está localizada a 827 m de altitude, com precipitação anual variando de 480 mm a 864 mm e temperatura média de 23°C (SNE 2002). Os solos predominantes são areias quartzosas, mas planossolos e litossolos também estão presentes (SNE 2002). A região apresenta uma variedade de fitofisionomias como caatinga arbustivo-arbórea, caatinga com elementos de cerrado caatinga com elementos de campos rupestres e caatinga arbustiva perenifólia (SNE 2002).

Como espécie modelo para desenvolvimento desse estudo, escolhi a espécie *Ipomoea subincana* (Choisy) Meisn (Convolvulaceae) que é nativa e endêmica do Brasil, ocorrendo apenas na região Nordeste, nos domínios fitogeográficos da Caatinga e Cerrado. *Ipomoea subincana* é uma espécie comumente encontrada como trepadeira, apresenta antese diurna, ocorrendo aproximadamente às 5h. As características estruturais das flores consistem em sépalas externas iguais às internas, com sépalas internas oblongas e ápices agudos, corola tubo infundibuliformes, limbo campanulados, coloração da corola rosa claro e com mesopétalas seríceas (ver *Ipomoea* in Flora do Brasil 2020).

Para avaliar se a florivoria influencia a frequência de visitantes forais nas flores de *I. subincana*, realizei marcações e manipulações no início da antese de cada flor monitorada. Com uma tesoura, simulei danos nas pétalas das flores de 0%, 10%, 15%, 25% e 50%. Para cada uma das porcentagens de danos nas pétalas, utilizei 16 flores como réplicas. No total, 80 flores foram manipuladas em campo e monitoradas durante 15 horas, entre os horários de 05h da manhã que corresponde à antese até às 11h da manhã, quando se iniciou o processo de desidratação das pétalas. Este monitoramento ocorreu durante o período de 22 a 24 de maio de 2017. Nas observações, os visitantes florais foram considerados como pilhadores (i.e. quando cortavam a corola em busca do néctar ou cortavam a estrutura reprodutiva) ou polinizadores (i.e. quando permanecia na flor por no mínimo três segundos e contactava a estrutura reprodutiva).

Para quantificação do número de visitas florais, duas categorias foram criadas: visitantes em flores sem danos e visitantes em flores com danos. Testei

os efeitos do grau de manipulação como fator e a frequência de polinizadores como variável resposta para obter a normalidade e as médias por meio do teste Anova e o teste Kolmogorov-Smirnov para comparação na similaridade entre as curvas de polinizadores e florívoros.

## RESULTADOS

O horário de maior atividade de florívoros e polinizadores foi entre as 8h e 9h da manhã ( $\chi^2=3,443$ ;  $gl=2$ ;  $p=0,05$ ) (Fig. 2). Dentre os visitantes florais, o mais frequentes foram *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793) (Apidae) e Abelha-morfo3. Os polinizadores florais apresentaram frequências diferentes de visitas em *I. subincana* ( $F=5,638$ ;  $gl=2$ ;  $p=0,005$ ). A abelha morfo3 foi o polinizador mais frequente, distinguindo-se da Abelha-morfo2 ( $F=5,508$ ;  $gl=2$ ;  $p<0,01$ ), do beija-flor1 ( $F=4,757$ ;  $gl=2$ ;  $p<0,05$ ) e borboleta1 ( $F=5,508$ ;  $gl=2$ ;  $p<0,01$ ).

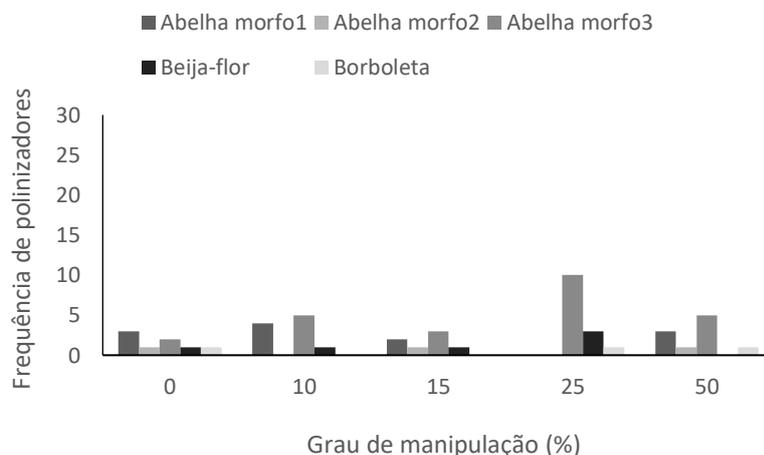


Figura 1. Frequência de visitantes florais (polinizadores e florívoros) nas flores de *Ipoema subincana* (Convolvulaceae) no Parque Nacional do Catimbua, Buique-PE. Foram simulados cinco categorias de dano nas pétalas: 0%, 10%, 15%, 25% e 50%.

Quanto ao comportamento dos visitantes florais, observei que o comportamento de florívoro foi demonstrado pela *T. spinipes* ao se alimentar do cálice e da corola. Já o comportamento de pilhador, verifiquei em *Xylocopa* sp. (Latreille 1802) (Apidae) ao recolher o néctar sem contatar as estruturas

reprodutivas mediante abertura externa na base da corola. Os demais visitantes florais enquadraram-se na categoria de polinizadores efetivos, os quais contatavam as estruturas reprodutivas, o que me permitiu registrá-los por mais de três segundos. Foram eles: *Chlorostilbon albiventris* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1838) (Trochilidae), Abelha morfo1, Abelha morfo2, Abelha morfo3 e *Phoebis sennae* (Linnaeus, 1758) (Pieridae).

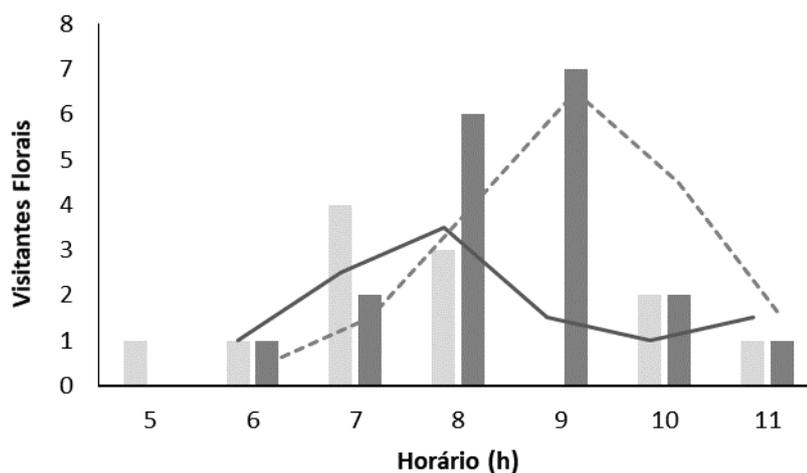


Figura 2. Visitantes florais em *Ipomea subincana* (Convolvulaceae) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE. O eixo x representa o período de observação ao longo do dia. Linha tracejada – visitação por polinizadores; linha contínua – visitação por florívoros.

No que se refere aos danos florais e a visita de polinizadores, não houve relação significativa entre essas variáveis ( $F=5,373$ ;  $gl=4$ ;  $p=0,064$ ) (Fig. 1). As flores de *Ipomoea subincana*, independentemente de serem manipuladas, apresentaram número de visitas florais semelhantes, com 26 visitas em flores não danificadas e 37 com flores danificadas.

## DISCUSSÃO

A hipótese de que os danos causados nas flores, representado pelos danos simulados nos verticilos florais, iria interferir na frequência de visitantes florais não foi corroborada. Os resultados mostram que os danos simulados não

reduzem efetivamente a visitação de polinizadores nas flores mesmo que estejam danificadas (Clementes 1993). Isto pode estar relacionado com a baixa disponibilidade de recurso (e.g. poucas espécies vegetais floridas), como encontrado ao longo do estudo, direcionando a busca por recursos pelos polinizadores em plantas disponíveis (Murray et al. 1987; Morato & Campos 2000). Além disso, os danos simulados ou causados pelos florívoros podem não ter interferido substancialmente na disponibilidade de pólen e néctar permitindo que visitantes florais, principalmente os polinizadores, pudessem buscar o néctar e o pólen (Malo et al. 2001).

Apesar de os danos nas pétalas de *I. subincana* (considerado um efeito direto sob o sucesso reprodutivo) não terem influenciado a visita de polinizadores, sabe-se que os florívoros podem exercer influência no desempenho reprodutivo mesmo que indiretamente (Mothershead & Marquis 2000; Malo et al. 2001). De acordo com McCall & Irwin (2006) os danos indiretos causados pelos florívoros são capazes de alterar a qualidade e a quantidade de caracteres florais importantes para as interações com outras espécies vegetais e animais.

Quanto aos visitantes florais, os florívoros pilhadores *Trigona spinipes* e *Xylocopa* sp. foram os que apresentaram pico de forrageamento mais cedo em flores de *Ipomoea subincana*, diferindo dos horários de pico de forrageamento dos polinizadores, que apareceram mais tarde. Todavia, ambos os grupos foram frequentes ao longo da manhã. As diferenças no horário de forrageamento entre pilhadores e polinizadores efetivos podem estar relacionadas à competição por esses grupos (Roubik 1978). Além disso, limitações fisiológicas como dependência da luminosidade e temperatura, podem interferir no comportamento de florívoros e polinizadores, os quais necessitam de determinadas faixas de temperaturas para desempenhar funções como o forrageamento (Ramalho et al. 1991).

Diante do exposto, vê-se que em condições de baixa disponibilidade de recurso, a procura pela mesma flor por polinizadores ocorra mesmo que essa esteja danificada. Assim, considero importante desenvolver mais estudos que contribuam para compreender a influência dos efeitos indiretos não tróficos dos florívoros sob as plantas bem como o forrageamento dos visitantes florais.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do X-ECCA. Agradeço aos colegas Rodrigo Carmo e Maria Hirschfeld pelo apoio em campo, como também aos docentes responsáveis pelo Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, à professora Inara Leal pelo auxílio na elaboração das ideias para desenvolvimento deste projeto e ao monitor Arthur de Melo, pelo apoio e suporte nas análises estatísticas e corpo teórico e ao Monitor Davi Jamelli pelo transporte as áreas de coleta.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Clements RE, Long FL. 1993. Experimental pollination: an outline of the ecology of flowers and insects. Carnegie Institute of Washington, Washington.
- Ehrlich PR, Raven PH. 1964. Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution* **18**: 586–608.
- Frame D. 2003. Generalist flowers, biodiversity and florivory: implications for angiosperm origins. *Taxon* **52**: 681–685.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB7065> (acessado em: 25 Mai. 2017).
- Krupnick et al. 1999. The consequences of floral herbivory for pollinator service to *Isomeris arborea*. *Ecology* **80**: 125–134.
- 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, Irwin RE. 2006. Florivory: the intersection of pollination and herbivory. *Ecol. Lett.* **9**: 1351–1365.
- Morato EF, Campos LAO. 2000. Partição de recursos florais de espécies de *Sida linnaeus* e *Mauvastrum coromandelianum* (Linnaeus) Garck (Malvaceae)

- entre *Cephalurgus anomalus* Moure & Oliveira (Hymenoptera, Andrenidae, Panurginae) e *Melissoptila cnecomala* (Moure) (Hymenoptera, Apidae, Eucerini). *Revista Brasileira de Zoologia* **17**: 705-727.
- Mothershead K, Marquis RJ. 2000. Fitness impacts of herbivory through indirect effects on plant–pollinator interactions in *Oenothera macrocarpa*. *Ecology* **81**: 30–40.
- Murray KG, Feinsinger P, Busby WH, Linhart YB, Beach JH, Kinsman S. 1987. Evaluation of character displacement among plants in two tropical pollination guilds. *Ecology* **68**: 1283-1293.
- Nascimento EA, Del-Claro K. 2007. Floral visitors of *Chamaecrista debilis* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) at Cerrado of estação ecológica de Jataí, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Entomology* **36**: 619–624.
- Ramalho, M, Imperatriz-Fonseca VL, Kleinert-Giovannini A. 1991. Ecologia nutricional de abelhas sociais. Páginas 225-252 in Panizzi AR, Parra JRP, editores. *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*. Editora Manole, Brasília.
- Roubik DW. 1978. Competitive interactions between neotropical pollinators and africanized honey bees. *Science* **201**: 1030-1032.
- Ruane LG, Rotzin AT, Congleton PH. 2014. Floral display size, conspecific density and florivory affect fruit set in natural populations of *Phlox hirsuta*, an endangered species. *Annals of Botany* **113**: 87–893.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- Söber V, Teder T, Moora M. 2009. Contrasting effects of plant population size on florivory and pollination. *Basic and Applied Ecology* **10**: 737–744.

# 14

**EFEITO DO PASTEJO  
POR CAPRINOS NA  
COMUNIDADE DE  
PLANTAS HERBÁCEAS  
NA CAATINGA**

## 14 EFEITO DO PASTEJO POR CAPRINOS NA COMUNIDADE DE PLANTAS HERBÁCEAS NA CAATINGA

Jakelyne S. B. de Sousa<sup>1</sup>

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

### RESUMO

Perturbações antrópicas causadas pelo pastejo por caprinos têm levado as florestas tropicais sazonalmente secas a uma coleção de florestas modificadas em termos de biodiversidade e funcionamento do ecossistema e com impactos desconhecidos na comunidade de plantas herbáceas. Nesse estudo, investiguei os efeitos da perturbação causada por caprinos sobre a comunidade de herbáceas em uma área de Caatinga. Amostrei 27 espécies de herbáceas distribuídas em parcelas de 1 x 1m ao longo de um gradiente de perturbação de 14 trilhas percorridas por caprinos. O aumento do gradiente de perturbação não afetou a riqueza de espécies, mas a abundância de indivíduos foi maior em gradientes mais perturbados com a ocorrência de gramíneas como espécies raras. Esses resultados sugerem que a perturbação causada por caprinos pode favorecer o estabelecimento de algumas espécies em detrimento de outras, o que num cenário futuro pode levar à homogeneização da comunidade de herbáceas da Caatinga.

**PALAVRAS-CHAVE:** Caatinga, gradiente de perturbação, forrageio, composição de espécies, perda de biodiversidade.

## INTRODUÇÃO

O pastoreio de grandes herbívoros tem levado as florestas tropicais sazonalmente secas a uma coleção de florestas modificadas em termos de biodiversidade e funcionamento do ecossistema, com impactos ainda desconhecidos sobre a composição de espécies (Watkinson & Ormerod 2001). Esse fenômeno global que ameaça a biodiversidade é particularmente prevalente onde populações rurais dependem de recursos florestais (por exemplo, corte seletivo de madeira e criação extensiva de animais), e afeta diretamente a comunidade de plantas (Singh 1998). Na floresta seca da Caatinga, os impactos das práticas de herbívoros (i.e., caprinos) são acentuados pela baixa produtividade e regeneração vegetal lenta tipicamente encontrada em florestas secas (Nilsson & Grelsson 1995; Singh 1998).

Quando grandes herbívoros, tais como caprinos, são introduzidos em uma paisagem, vários aspectos da estrutura da comunidade e funcionamento do ecossistema podem ser modificados (Eldridge et al. 2016). Essas mudanças estruturais podem reduzir a riqueza e abundância ou levar a extinções locais e empobrecimento filogenético nas comunidades vegetais através do consumo de plantas individuais (Santos et al. 2010; Adhiraki & Russel 2014; Aikens & Roach 2015; Gerstner et al. 2014, 2017). Além disso, o pastejo pode influenciar a relação as plantas e o funcionamento do ecossistema através de alterações em processos ecossistêmicos como produtividade primária, ciclagem de nutrientes e sucessão secundária (Tadey & Farji-Brener 2007; White 2012; DiTomasso et al. 2014).

Outras mudanças esperadas são os efeitos sobre o sucesso reprodutivo e estratégias de competição de espécies através da remoção de tecidos vegetais sem danos letais diretos (Adhiraki & Russel 2014; Aikens & Roach 2015). Nesses casos, a pressão de pastejo e preferência por plantas individuais é facilitada pela frequência de espécies e de plantas jovens que estão visualmente mais disponíveis no ambiente quando comparadas com a vegetação arbórea (Leal et al. 2003). Além disso, em curto prazo, essas pressões alterar a estrutura da vegetação com o beneficiamento de espécies generalistas. Enquanto que modificações no funcionamento dos ecossistemas, provocando efeitos cascata

na provisão de serviços ecossistêmicos, podem ser percebidas em maiores espaços de tempo (Eldridge et al. 2016).

As plantas herbáceas desempenham um papel importante em florestas secas atuando como uma das principais fontes de diversidade vegetal, componentes fundamentais para a ciclagem de nutrientes e condições de fertilidade do solo, através da liberação de nitrogênio e matéria orgânica (Peterson & Rolfe 1982).

Estudos sobre plantas herbáceas têm se concentrado basicamente na avaliação da composição de espécies em diferentes condições ambientais (Moro et al. 2015; Queiroz et al. 2015). Todavia, mesmo sabendo que os herbívoros são reconhecidos entre os principais controles alterando os ecossistemas terrestres, os impactos do pastejo intensivo por caprinos nas comunidades de herbáceas permanece desconhecido (Gabay et al. 2011; Laliberté et al. 2013; Araújo & Martins 2002). Compreender os impactos do pastejo por caprinos na comunidade de plantas herbáceas é um desafio científico urgente no contexto de manutenção da biodiversidade e pode nos ajudar a identificar grupos vulneráveis, especialmente em ambientes com risco de desertificação como a Caatinga (Ribeiro et al. 2016). Nesse estudo, investiguei o impacto das perturbações causadas por caprinos na comunidade de plantas herbáceas em uma área de Caatinga. Mais especificamente, testei a hipótese de que ao longo do gradiente de perturbação por caprinos, existe uma preferência no pastejo associada com a redução da riqueza de espécies e abundância de indivíduos de herbáceas conforme a distância das trilhas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

A Caatinga é um mosaico de florestas tropicais sazonalmente secas e vegetação arbustiva que vem sendo submetida ao desmatamento desde o século XVI pela pecuária extensiva e agricultura de corte-e-queima (Leal et al. 2005; Pennington et al. 2009). O clima é semiárido, com temperatura média de 26°C e precipitação média anual de 431 mm distribuídos entre os meses de janeiro e maio (IBGE, 1985). Os solos são formados predominantemente por

arenitos de granulação grosseira (Jacomine et al. 1972). Sua fitofisionomia é composta por espécies perenifólias expostas a diferentes gradientes de perturbação. A região de estudo está situada no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°0'30" e 37°1'40" W), região situada ao longo da bacia sedimentar do Jatobá, que compreende uma área de 62.000 hectares.

### **Desenho amostral**

Ao longo de uma área de Caatinga perturbada, utilizei trilhas percorridas por caprinos como sinais diretos da pressão de pastejo por caprinos. Para a atribuição do gradiente de perturbação levei em consideração a proximidade da trilha, onde quanto mais próximo à trilha mais perturbado seria o ambiente. No decorrer de 14 trilhas distribuí dois transectos de lados opostos e distantes cinco metros um do outro. Em cada transecto utilizei um quadrante de 1m<sup>2</sup> em diferentes distâncias da trilha (0,5m; 1m; 3m e 6m) onde identifiquei e contabilizei todos os indivíduos herbáceos para os cálculos de riqueza e abundância. O material coletado foi processado e morfotipado de acordo com as técnicas habituais em taxonomia vegetal.

### **Análises de dados**

Para avaliar se distâncias maiores em relação a trilhas percorridas por caprinos apresentariam maior riqueza e abundância, realizei Modelos Lineares Generalizados (GLM). Utilizei as medidas de riqueza e abundância como variável resposta e as distâncias das trilhas como variável explicativa. Já para avaliar a existência de grupos entre as parcelas observadas apliquei o método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) a partir de dados de abundância utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis.

## **RESULTADOS**

Registrei 27 morfotipos de plantas herbáceas, distribuídas ao longo de 14 trilhas percorridas por caprinos. A riqueza variou de uma a cinco espécies por

parcela. Já o número de indivíduos encontrados variou de um a 41 por parcela. Entre os morfotipos estudados, o mais frequente foi pertencente à família Poaceae. A riqueza dos morfotipos não teve relação com as quatro distâncias ( $Z=-0.161$ ,  $p=00.872$ ) (Fig. 1).

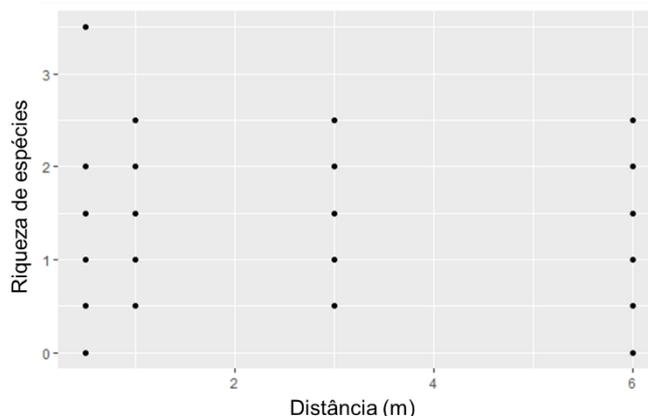


Figura 1. Riqueza de espécies de plantas herbáceas em relação à distância de trilhas percorridas por caprinos no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

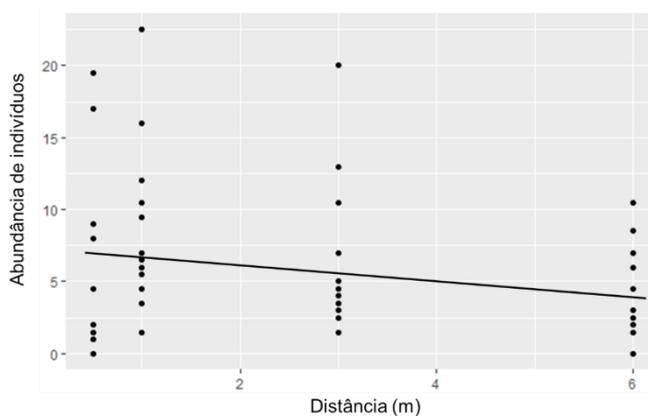


Figura 2. Abundância de indivíduos de plantas herbáceas em relação à distância de trilhas percorridas por caprinos no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

Entretanto, a abundância de indivíduos de herbáceas apresentou diferença inversa ao esperado, com maior ocorrência de indivíduos em menores distâncias em relação às trilhas de caprinos ( $Z=-2.968$ ,  $p=0.003$ ) (Fig. 2). A ordenação das parcelas não confirmou visualmente a existência de grupos em relação às distâncias das trilhas de caprinos.

## DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que o pastejo por caprinos não tem impacto sobre a comunidade de plantas herbáceas, o que é demonstrado através da distância que parece não afetar a riqueza de espécies, possivelmente porque os caprinos não apresentem preferência no forrageio em menores ou maiores distâncias das trilhas. O consumo de diferentes espécies pode estar relacionado ao conteúdo nutricional das plantas (Gabay et al. 2011). Quando as espécies de um ambiente apresentam grande conteúdo nutricional são esperadas menores taxas de consumo, enquanto que espécies mais pobres em conteúdo energético tendem a ser mais consumidas, fato que pode influenciar os padrões de riqueza tanto pelo consumo da área foliar como de sementes (Savadogo, 2000; Gabay et al. 2011).

A maior abundância de indivíduos encontrada em menores distâncias da trilha pode ser explicada pela predominância de espécies raras, tais como gramíneas, que provavelmente podem ter limitado o crescimento de muitos indivíduos de outras espécies. Isto por que, caprinos podem favorecer a predominância de gramíneas, uma vez que são mais tolerantes a pressão de pastejo e favorecer plantas com área foliar específica reduzida (Laliberté et al. 2013). Além disso, durante a estação chuvosa existe uma grande disponibilidade de recursos para caprinos, entretanto, a existência de espécies menos palatáveis pode restringir o número de espécies de consumo, enquanto indivíduos de outras espécies são mais consumidos (Provenza, 1995).

Outros fatores que também podem ser considerados são a disponibilidade de recursos para o estabelecimento de herbáceas e a estrutura da vegetação. Em menores distâncias, a composição de espécies pode ser alterada pela oferta de recursos (e.g. água, minerais) modulados pelo pisoteio (Osem et al. 2002). Enquanto que em maiores distâncias a estrutura do dossel de plantas lenhosas pode alterar as condições do microclima, nutrientes do solo e densidade de espécies vegetais (Araújo-Filho et al. 1998; Gabay et al. 2011).

O pisoteio excessivo causado por caprinos pode afetar indiretamente a comunidade de plantas herbáceas alterando as condições bióticas e abióticas e modulando a disponibilidade de nutrientes no solo para o crescimento e estabelecimento de outras espécies (Savadogo, 2000). Logo, esses herbívoros

atuam como engenheiros do ecossistema através do pisoteio em manchas florestais, o que também pode modificar as condições adjacentes e alterar composição de espécies vegetais (Gabay et al. 2011).

Nesse estudo, a perturbação causada por caprinos não afetou a riqueza de espécies. Entretanto, pode ter favorecido a ocorrência de espécies em áreas mais perturbadas em detrimento de outras. Somada à intensificação da criação extensiva de caprinos de forma generalizada em toda a Caatinga essas ações podem aumentar a abundância de alguns grupos vegetais e ocasionar a perda de outros. No futuro, os efeitos das ações de pastejo podem levar a extinção de algumas espécies e favorecer a ocorrência de poucas espécies que comumente são beneficiadas com a perturbação, levando assim a uma homogeneização da comunidade de herbáceas da Caatinga. Contudo, estudos em maiores escalas espaciais são necessários para melhor avaliar os impactos da perturbação por caprinos sobre a comunidade de espécies herbáceas em florestas sazonalmente secas.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores Marcelo Tabarelli, Inara Leal e Felipe Melo pelas contribuições no planejamento e discussão de ideias. Aos monitores Davi Jamelli, Pedro Santos e Arthur Domingos por toda assistência, dedicação e ajuda nas análises dos dados. Agradeço ao programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal pela oportunidade de fazer parte do X-ECCA.

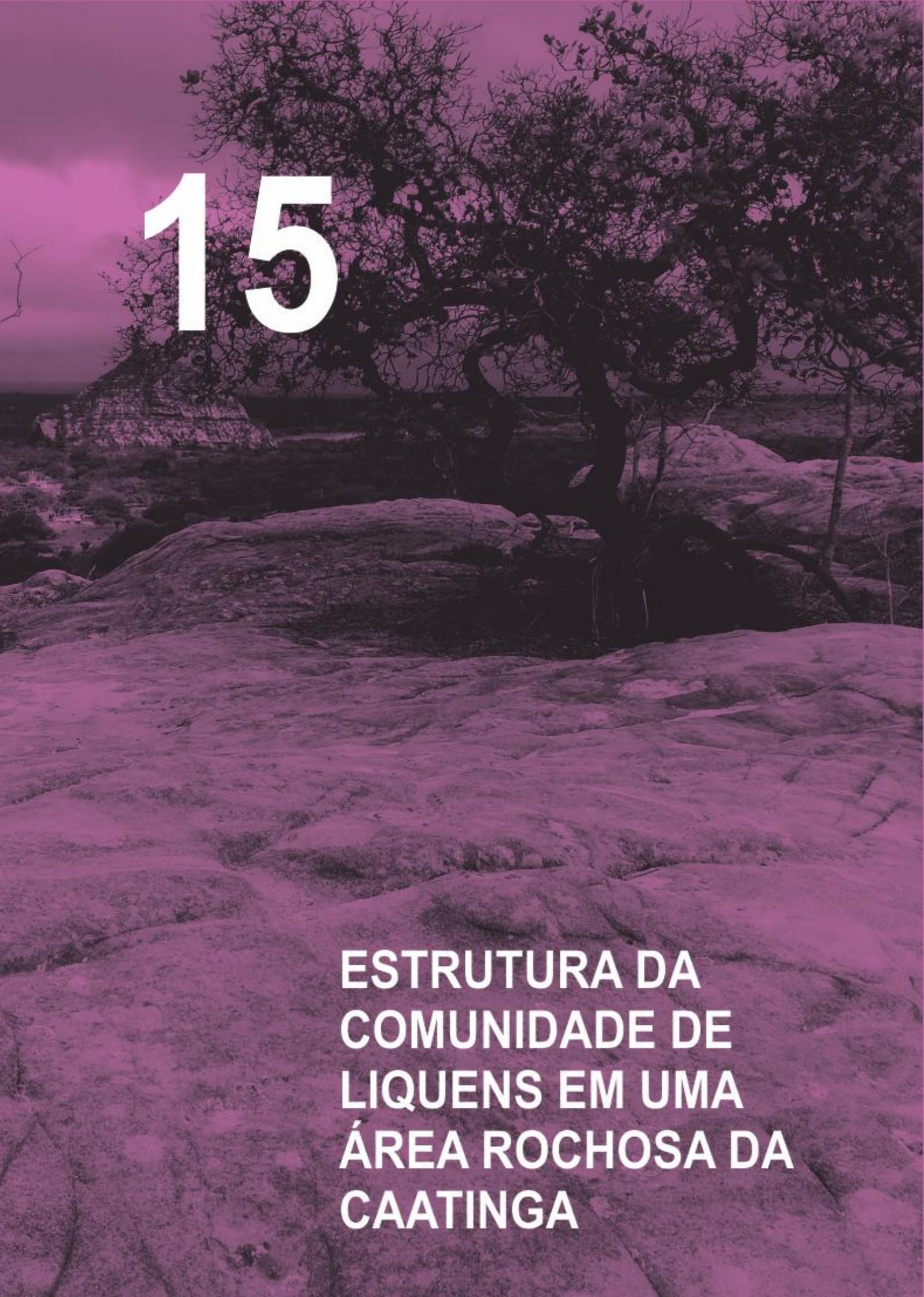
## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adhikari S, Russell FL. 2014 Effects of apical meristem mining on plant fitness, architecture, and flowering phenology in *Cirsium altissimum* (Asteraceae). *American Journal of Botany* **101**: 2079 – 2087.
- Aikens ML, Roach DA. 2015 Potential impacts of tolerance to herbivory on population dynamics of a monocarpic herb. *American Journal of Botany* **102**: 1901-1911.

- Araújo-Filho JA, Reis EL, Silva NL. 1998. Contribution of woody species to the diet composition of goat and sheep in caatinga vegetation. *Pasturas Tropicales* **20**: 41–47.
- Araújo FS, Martins FR. 2002. Fisionomia e organização da vegetação do carrasco no planalto do Ibiapaba, Estado do Ceará. *Acta Botânica Brasílica* **13**: 113.
- DiTommaso A, Morris SH, Parker JD. 2014. Deer Browsing Delays Succession by Altering Aboveground Vegetation and Belowground Seed Banks. *PLoS One* **9(2)**: e91155.
- Eldridge DJ, Poore M, Soliveres S. 2016 Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecological Applications* **26**: 1273–1283.
- Gabay O, Perevolotsky A, Massada AB, Carmel Y, Shachak M. 2011. Differential effects of goat browsing on herbaceous plant community in a two-phase mosaic. *Plant Ecology* **8**: 1007–9937.
- Gerstner K, Dormann CF, Stein A, Manceur AM, Seppelt R. 2014. Effects of land use on plant diversity – A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* **51**: 1690–1700.
- Gerstner K. 2017. The global distribution of plant species richness in a human dominated world. *Frontiers of Biogeography* **9**: 1–7.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1985. Atlas Nacional do Brasil: Região Nordeste. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- Jacomine PKT, Cavalcanti AC, Burgos N, Pessoa SCP, Silveira CO. 1972. Levantamento exploratório: reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco. SUDENE-DRN, Recife.
- Laliberté E, Norton DA, Scott D. 2013. Contrasting effects of productivity and disturbance on plant functional diversity at local and metacommunity scales. *Journal of Vegetation Science* **24**: 834–842.
- Leal IR, Vicente A, Tabarelli M. 2003. Herbivoria por caprinos na caatinga: uma estimativa preliminar. Páginas 695-715 in: I.R. Leal, M. Tabarelli e J.M.C.

- Silva, editores. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Leal IR, Silva JMC, Tabarelli M, Lacher TE. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* **19**:701–706
- Moro MF, Silva IA, Araújo FS, Lughadha EM, Meagher TR, Martins FR. 2015. The Role of Edaphic Environment and Climate in Structuring Phylogenetic Pattern in Seasonally Dry Tropical Plant Communities. *Plos One* **10**:119–166.
- Nilsson C, Grelsson G. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology* **32**: 677–692.
- Osem Y, Perevolotsky A, Kigel J. 2002. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology* **90**: 936–946.
- 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.
- Peterson DL, Rolfe GL. 1982. Nutrient Dynamics of Herbaceous Vegetation in Upland and Floodplain Forest Communities. *American Midland Naturalist* **107**: 325-339.
- Provenza FD. 1995. Postingestive feed back as an elemental determinant of food reference and intake in ruminants. *Journal Range Manage* **48**: 2–17.
- Queiroz TR, Moro FM, Loiola BM. 2015. Evaluating the relative importance of woody versus non-woody plants for  $\alpha$ -diversity in a semiarid ecosystem in Brazil. *Plant Ecology and Evolution* **148**:361–376.
- Ribeiro EMS, Santos BA, Arroyo-Rodríguez V, Tabarelli M, Souza G, Leal IR. 2016. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology* **97**:1583–1592.
- Santos BA, Arroyo-Rodríguez V, Moreno CE, Tabarelli M. 2010. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Plos One* **5**: e12625.

- Savadogo P, Tiveau D, Sawadogo L, Tigabu M. 2008. Herbaceous species responses to long-term effects of prescribed fire, grazing and selective tree cutting in the savanna woodlands of West Africa. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **10**: 179–195.
- Singh SP. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* **25**:1–2.
- Tadey M, Farji-Brener AG. 2007. Indirect effects of exotic grazers: livestock decreases the nutrient content of refuse dumps of leaf-cutting ants through vegetation impoverishment. *Journal of Applied Ecology* **44**: 1209–1218.
- Watkinson AR, Ormerod SJ. 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal Applied of Ecology* **38**: 233-237.
- White MA. 2012. Long-term effects of deer browsing: Composition, structure and productivity in a northeastern Minnesota old-growth forest. *Forest Ecology and Management* **269**: 222-228.



# 15

**ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE DE  
LIQUENS EM UMA  
ÁREA ROCHOSA DA  
CAATINGA**

## 15 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE LIQUENS EM UMA ÁREA ROCHOSA DA CAATINGA

Juliane Vanessa Carneiro de Lima da Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, UFPE

### RESUMO

Analisar uma comunidade na perspectiva de um grupo específico de organismos pode ser importante em auxiliar na sua descrição. Importantes grupos liquênicos na Caatinga ainda não foram devidamente estudados em nível de comunidade e não se conhece quais padrões ambientais podem afetar sua distribuição. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar quais fatores ambientais determinam a ocorrência de diferentes espécies. Para isso, registramos os morfotipos de líquen ao longo de transectos em associação com diferentes variáveis ambientais. Ao contrário do que esperava, a abundância e riqueza de morfotipos de líquens na camada rochosa não é afetada, em conjunto, pela presença das ilhas de areia e pisoteio por caprino. Contudo, cada morfotipo foi influenciado de maneira diferente ao longo do gradiente ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** bioindicadores, heterogeneidade, morfotipos, Parque Nacional do Catimbau, semiárido.

## INTRODUÇÃO

Os mecanismos pelos quais os organismos interagem com o ambiente físico nos ajudam a compreender por que são especializados a intervalos estreitos de condições ambientais, particularmente aqueles que vivem em condições extremas (Ricklefs 2003). Para alguns organismos as condições restritas podem exigir adaptações morfológicas adequadas a determinados micro-habitats (Odum 2008), como no caso dos líquens. O tipo de substrato em que um fungo liquenizado cresce pode ser importante na identificação, já que muitas vezes determinadas espécies são bastante seletivas (Marcelli 1993).

Aproximadamente 8% da superfície terrestre tem líquens como forma de vida dominante. Suas abundâncias são notáveis em ambientes onde as condições são extremas para a maioria dos organismos isoladamente, sendo capazes de viver em alguns dos mais inóspitos ambientes da terra, muitas vezes atuando como os primeiros colonizadores de áreas recém-expostas (Alexopoulos et al. 1996; Fleig et al. 2008). Os líquens claramente desempenham um papel muito importante no ecossistema: metabólicos secundários (ácidos liquênicos) produzidos pelos fungos, desempenham um papel na desintegração biogeoquímica das rochas e na formação dos solos. Os líquens também capturam o solo recém-formado, possibilitando a sucessão posterior de plantas (Raven et al. 2003).

A Caatinga, apesar de suas características extremas de temperatura e pluviosidade, abriga importantes grupos liquênicos que ainda não foram devidamente estudados no nível de comunidade. Do ponto de vista ecológico, pode-se dizer que os líquens apresentam adaptações à seca, uma vez que demonstram capacidade de se desenvolver em habitats onde a disponibilidade hídrica é baixa (Marcelli 1993). Contudo, é necessário estudar sobre a distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais, que representa um esforço inicial na descrição objetiva de comunidade (Ricklefs 2003).

Levando em consideração a grande diversidade de líquens na Caatinga (referência) e a presença de vários fatores que afetam a sua distribuição (e.g. pisoteio causado por animal, Belnap 1994), questionamos: como varia a

comunidade de líquens ao longo da camada rochosa em direção as ilhas de areia e em relação a trilhas de caprinos? Assim este trabalho testou a hipótese de que áreas mais próximas das ilhas de areia abrigam uma menor abundância e riqueza de líquens, dada a um maior acúmulo de substrato; sendo esta riqueza influenciada pelo pisoteio por caprinos que diminuiria a abundância e riqueza de líquens na camada rochosa.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, localizado no sertão de Pernambuco, no município de Buíque. O Parque apresenta vegetação hiperxerófila e subcaducifólia típica do domínio fitogeográfico Caatinga, embora também ocorram gramíneas, cactáceas, áreas de cultivo e uma grande diversidade de espécies animais e de fitofisionomias (Siqueira 2006). Possuindo 62.300 hectares, o Parque está inserido na bacia hidrográfica do rio São Francisco; atualmente é considerado área núcleo da Reserva da Biosfera da Caatinga. O clima dominante na região é o tropical semiárido, com temperaturas médias anuais variando entre 23°C em julho e 25°C em dezembro, podendo alcançar 45°C durante o dia. A altitude é de 700 m a 1100 m e o período de maior pluviosidade (60 a 75% das chuvas) acontece nos meses de março/abril e junho/julho com precipitação média anual entre 300 a 500 mm. Entre setembro e janeiro ocorre o período mais seco (Siqueira 2006).

Neste local, selecionei uma área popularmente conhecida como Trilha das Torres, com presença de um paredão composto de arenito (SNE 2002). Nas porções mais elevadas e planas dessa serra, é possível observarmos ilhas de vegetação que se desenvolveram em áreas que acumularam areia vinda do vento e/ou chuva, provenientes do intemperismo das rochas locais. A área também é caracterizada pela presença um gradiente horizontal de líquens na rocha. Além disso, observa-se trilhas de caprinos, indicando a presença de perturbação causada pelo pisoteio na área.

Para a coleta de material liquênico, delimittei uma área de 50x50m. Depois, estabeleci 10 transectos de 50m de comprimento e 5m de largura,

seguidos paralelamente. Em cada transecto, registrei se havia ou não a presença de trilha de caprino, além de contabilizar a quantidade de ilhas de areias que havia em cada transectos.

Os líquens foram analisados segundo o método quantitativo e qualitativo com quadrante de 25x25cm. De 10 em 10 metros foram utilizados 5 quadrantes para a avaliação da cobertura de líquen e também a identificação dos morfotipos de líquens. Para a análise macroscópica, foram observadas cor, forma e superfície do talo dos líquens.

Para testar o efeito das variáveis independentes (i.e., distância da cobertura de líquens até a área fonte, número de ilhas de areia e presença ou ausência de trilha de caprino) sobre a variável dependente (i.e. riqueza e frequência relativa de cobertura de líquens) utilizamos um Modelo Linear Generalizado realizado com auxílio do programa JMP versão 8.0.

## RESULTADOS

Na rocha exposta foram encontradas quatro morfoespécies: Morfotipo A (Verde Folioso - VF), com córtex folhoso e pouco definido, protalo frouxamente aderido ao substrato e de cor verde; Morfotipo B (Verde Plano - VP), com córtex folhoso amplo com protalo frouxamente aderido ao substrato e de cor verde; Morfotipo C (Marrom Crostoso - MC); e Morfotipo D (Laranja Crostoso - LC) com córtex crostoso firmemente aderido ao substrato.

A análise de GLM indicou que a distância até a área de vegetação arbustiva mais próxima (fonte de propágulos), presença de trilha de caprino e número de ilhas de areias não afetou o padrão de distribuição da cobertura de líquens quando as morfoespécies foram agrupadas ( $\chi^2=6,95$ ;  $gl=3$ ;  $P=0,07$ ). Contudo, quando as morfoespécies foram analisadas separadamente em função dessas variáveis, as relações entre elas apresentaram padrões bastante distintos.

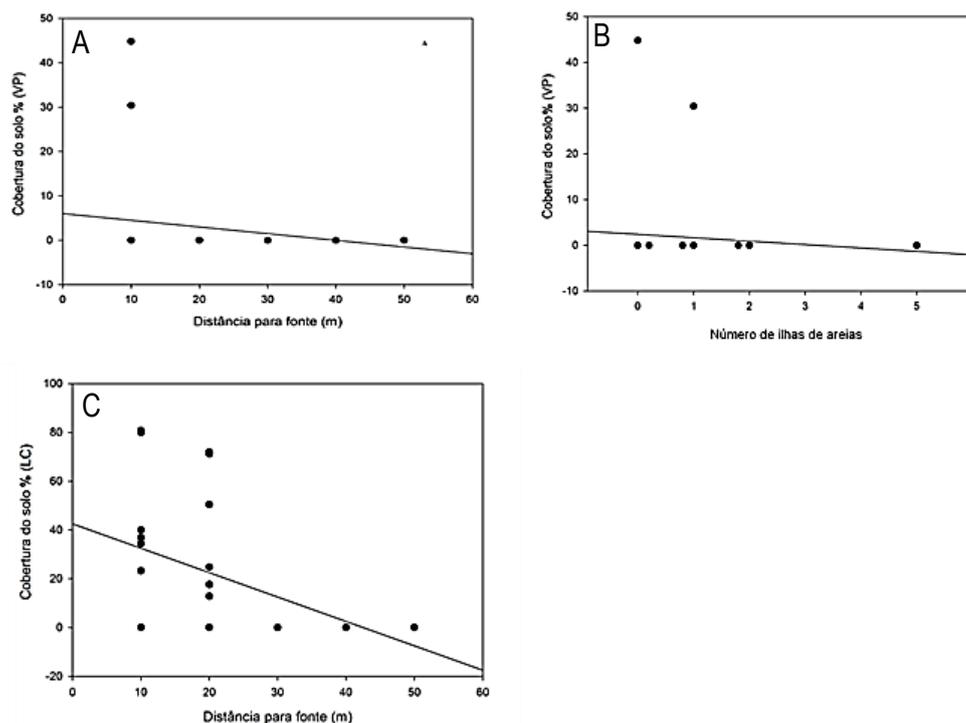


Figura 1. Área de cobertura de líquens do tipo Verde Plano (VP), ao longo de um gradiente horizontal rochoso, em função da distância da cobertura vegetal (A) e número de ilhas de areais (B). Área de cobertura de líquens do tipo Laranja Crostoso (LC), ao longo de um gradiente horizontal rochoso, em função da distância da cobertura vegetal (C), no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil

A distribuição do VF foi explicada pela distância da vegetação arbustiva e pela presença da trilha de caprino. Quanto mais próximo da vegetação arbustiva, menor sua distribuição ( $\chi^2=33,6$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ) e foram ausentes em locais que apresentaram trilha de caprino ( $\chi^2=7,2$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,007$ ). A distribuição da cobertura de VP foi explicada pela distância da vegetação arbustiva ( $\chi^2=127,00$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 1) e número de ilhas ( $\chi^2=50,4$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 1). O VP ocorreu em regiões mais próximas à vegetação arbustiva, em partes mais sombreadas, com ausência de trilha de caprino e com maior número de ilhas de areia. Já a distribuição da cobertura de LC foi mais influenciada pela distância até a vegetação arbustiva, onde quanto mais perto da mesma, maior sua cobertura ( $\chi^2=44,8$ ;  $gl= 3$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 1). Porém MC não respondeu a

heterogeneidade da área, apresentando uma distribuição variada ao longo do gradiente ( $\chi^2=4,5$ ; gl: 3;  $p>0,2$ ).

## DISCUSSÃO

O estudo rejeitou a hipótese de que a abundância e riqueza de morfotipos de líquens na camada rochosa é influenciada pela presença das ilhas de areia e pisoteio por caprino. Contudo, cada morfotipo foi influenciado de maneira diferente ao longo do gradiente ambiental, os quais puderam ser claramente identificados. A distribuição preferencial por parte de cada morfotipo é provavelmente o resultado da capacidade dos líquens de lidar com as diferentes condições ambientais. E essa capacidade de adaptação advém da variedade de estratégias fisiológicas e anatômicas (Demming-Adams et al. 1990 & Nash, 1996).

Na área de estudo, as coberturas por líquens morfotipos VF e VP foram influenciadas negativamente pela distância em relação área de vegetação arbustiva, pela formação de ilhas de areias e pela presença de trilha de caprino. Este tipo de talo (folioso), por ser frouxamente aderido ao substrato tende a ser mais suscetível a danos físicos (e.g. pisoteio causado por animais). O contrário se observa para os líquens crostosos que por ser fortemente aderido ao substrato e uma superfície baixa não é danificado facilmente por ação mecânica do tipo pisoteio (West 1990). O pisoteio causado por animais é o distúrbio mais comum que afeta as crostas biológicas de solo. As Crostas biológicas do solo são frequentemente compostas, em proporções variadas, por fungos, líquens, cianobactérias, briófitas e algas (Rosentreter et al. 2007) que vivem na superfície do solo em ecossistemas áridos e semiáridos. A suscetibilidade ao impacto físico é inversamente relacionada à capacidade dos vários componentes de se recuperar (Belnap 1994). Sendo assim, as crostas biológicas nas áreas de pastoreio apresentam menor diversidade de espécies do que em áreas não perturbadas (Kleiner & Harper 1972), o que implica que algumas espécies são mais suscetíveis ao pastoreio do que outras. Essa suscetibilidade não foi observada para os morfotipos crostosos (MC e LC), que ao contrário do líquen

folioso, são fortemente aderidos ao substrato (Marcelli 1993). Acreditamos ser este o fator a explicar a distribuição de líquens crostosos ao longo da camada rochosa.

Os resultados mostraram claramente o efeito negativo do pisoteio causado por caprino para o desenvolvimento da cobertura de líquens na camada rochosa na Caatinga. Tais observações são importantes para determinar quais fatores vem delimitando a comunidade de líquens na Caatinga. Além disso, os morfotipos fortemente afetados pelo pisoteio podem se tornar um bom indicador biológico na área. Uma superfície coberta por uma comunidade com diferentes tipos de líquens implica em diferentes propriedades hidrológicas e erosivas no substrato (Alexander & Calvo-Cases 1990). Portanto, a variação da composição da crosta de líquen e as coberturas ao longo do tempo podem ter consequências importantes para o processo de hidrologia e erosão na área.

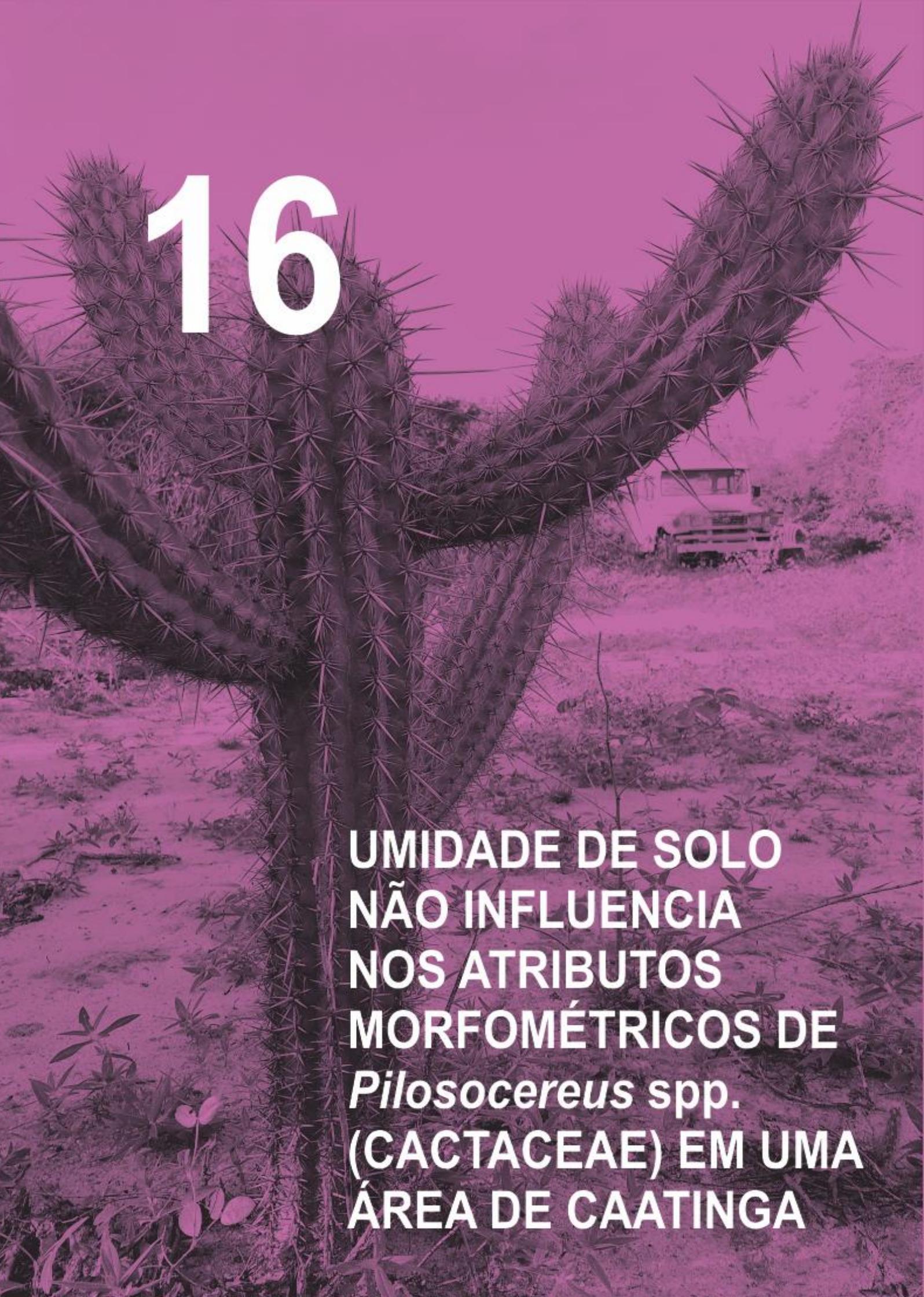
## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos organizadores do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela oportunidade e aprimoramento do conhecimento científico em áreas de Caatinga. Ao Monitor Davi Jamelli pelo suporte técnico-científico. Agradeço também órgãos de fomento ICMBio, PPGBV-UFPE, CNPq, PELD, PRONEX.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander RW, Calvo-Cases A. 1990. The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands. Páginas 385–398 in Thornes JB, editor. *Vegetation and Erosion*. Wiley, Chichester.
- Alexopoulos CJ, Mims CW, Blackwell M. 1996. *Introductory Mycology*. John Wiley, New York.
- Belnap J, Harper KT, Warren SD. 1994. Surface disturbance of cryptobiotic soil crusts: nitrogenase activity, chlorophyll content and chlorophyll degradation. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **8**: 1–8.

- Demming-Adams B, Maguas C, Adams WW III, Meyer A, Kilian E, Lang OL. 1990. High light effect on photochemical energy conversion efficiency in a variety of lichen species with green and blue-green phycobionts. *Planta* **180**: 400–409.
- Fleig M, Grüninger W, Mayer WE, Hampp R. 2008. Líquens da Floresta com Araucária no Rio Grande do Sul. Editora PUCRS, Porto Alegre.
- Kleiner EF, Harper KT. 1972. Environment and community organization in grasslands of Canyonlands National Park. *Ecology* **53**: 299–309.
- Marcelli MP. 1993. Pequenas Parmelia S.l. (Líquens: Ascomycotina) ciliadas dos cerrados brasileiros. *Acta Botânica Brasileira* **7**: 25-70.
- Nash TH. 1996. III *Biologia lichen*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Odum EP, Barrett GW. 2008. *Fundamentos de Ecologia*. 5ª edição. Cengage Learning, Stamford.
- Raven PH, Evert RF, Eichhrn SE. 1998. *Biologia Vegetal*. 5ª edição. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.
- Ricklefs RE. 2003. *A Economia da Natureza*. 5ª edição. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Rosentreter R, Bowker M, Belnap J. 2007. *A field guide to biological soil crusts of western U.S. drylands*. U.S. Government Printing Office, Denver.
- Siqueira GR. 2006. *Avaliação da implementação do Parque Nacional do Catimbau – PE: análise do desenvolvimento sustentável na perspectiva do ecoturismo e da comunidade local*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. *Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE*. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- West NE. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid and semi-arid regions. *Advances in Ecological Research* **20**:179–223.

A large, spiny cactus, likely a species of Pilosocereus, dominates the foreground. The cactus has several thick, columnar stems covered in numerous sharp spines. The background shows a sandy, arid landscape with sparse vegetation and a white vehicle parked in the distance. The entire image is overlaid with a semi-transparent pink filter.

# 16

UMIDADE DE SOLO  
NÃO INFLUENCIA  
NOS ATRIBUTOS  
MORFOMÉTRICOS DE  
*Pilosocereus* spp.  
(CACTACEAE) EM UMA  
ÁREA DE CAATINGA

## 16 UMIDADE DE SOLO NÃO INFLUENCIA NOS ATRIBUTOS MORFOMÉTRICOS DE *Pilosocereus* spp. (CACTACEAE) EM UMA ÁREA DE CAATINGA

Katherine Bombi-Haedo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco, UFPE.

### RESUMO

A Caatinga é um ambiente extremamente heterogêneo no qual a disponibilidade hídrica é um fator limitante para o estabelecimento das comunidades vegetais que ali ocorrem. As cactáceas são muito abundantes nesse tipo de ambiente e são amplamente adaptadas às condições de estresse hídrico, todavia elas podem variar morfológicamente dependendo das condições do ambiente. O objetivo deste trabalho foi entender como as características do ambiente afetam os atributos morfométricos em espécies de *Pilosocereus* spp (Cactaceae). Foram coletados indivíduos de duas espécies do gênero *Pilosocereus* no Parque Nacional do Catimbau. Para cada indivíduo, foi mensurado o diâmetro, a distância e a profundidade das costelas dos cladódios e testei sua relação com a umidade do solo onde ocorrem. Os resultados não mostraram variação significativa dos atributos morfológicos sob diferentes condições de umidade do solo. Outros estudos abrangendo diferentes escalas espaciais e outras variáveis ambientais são necessárias para verificar se essas espécies respondem ao ambiente em termos morfológicos ou anatômicos.

**PALAVRAS CHAVE:** condições do solo, facheiro, morfologia de cactos, *Pilosocereus pachycladus*, *Pylosocereus tuberculatus*, semiárido

## INTRODUÇÃO

A Caatinga é um ambiente bastante heterogêneo, caracterizado por apresentar uma longa estação seca e irregularidade pluviométrica, sendo a disponibilidade hídrica um fator limitante para o estabelecimento de comunidades vegetais (Hauff 2010). Uma família de plantas amplamente representada na Caatinga é Cactaceae, com 58 espécies para a região, muitas delas endêmicas (Lucena 2007) e com grande importância econômica e ecológica (Rocha & Agra 2002).

Estas plantas são amplamente adaptadas às condições de estresse hídrico, todavia elas podem variar morfológicamente dependendo das condições do ambiente (Silva & Alves 1999; Mauseth 2006; Menezes et al. 2015). A dominância ou subdominância de espécies de Cactaceae na fisionomia vegetacional da Caatinga tem reconhecida importância na manutenção de comunidades locais (Rocha & Agra 2002). Todavia, poucos são os trabalhos de variação anatômica e morfológica desenvolvidos sobre a família neste tipo de ambiente (Silva & Alves 1999; Arruda et al. 2005).

No caso de espécies do gênero *Pilosocereus* (Byles & Rowley), o qual é um dos mais representativos e importantes na Caatinga (Lucena 2007), a forma e a disposição dos seus ramos colunares – i.e. os cladódios – , embora tenha um controle genético, pode ser influenciada pelas condições ambientais (Silva & Alves 1999; Menezes et al. 2015). Menezes et al. (2015), por exemplo, observaram que a radiação solar e a disponibilidade de água influenciam na quantidade e no tamanho de costelas e na quantidade dos espinhos, o que pode refletir na capacidade de troca gasosa com o ambiente e na capacidade de armazenamento de água. Nesse mesmo trabalho os autores discutem que a altura e largura das costelas podem estar influenciadas pela chuva, uma vez que as dimensões das mesmas dependem de quão hidratado o tronco suculento possa se tornar durante a estação chuvosa (Menezes et al. 2015).

As cactáceas têm ramos suculentos, fotossintetizantes e com tecido de reserva, semelhante às folhas, e estas últimas respondem claramente a gradientes ambientais (Arellano & Casas 2003). Considerando isto, o objetivo

desde trabalho foi avaliar se as características do ambiente, como disponibilidade de água e profundidade do solo, afetam os atributos morfométricos (diâmetro do cladódio e forma das costelas) em duas espécies de *Pilosocereus*. Para responder à pergunta de como as características do ambiente afetam os atributos morfométricos em espécies de *Pilosocereus*, testei a hipótese de que, devido à variação na disponibilidade de recursos, os solos com características mais restritivas (i.e., solos mais rasos e secos) vão afetar de maneira negativa os atributos morfométricos dessas espécies.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizei o estudo em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" Sul, 37°0'30" e 37°1'40" Oeste), no município de Buíque – PE. A área se caracteriza por possuir clima sazonalmente seco (SNE 2002), com precipitação anual variando entre 650 e 1100 mm anuais (Alves et al. 2009) e temperatura média acima de 18°C (Cavalcanti & Corrêa 2014). Tem solos predominantes arenosos (SNE 2002), com coloração variando de esbranquiçado a róseo avermelhado (Ribeiro 2007) e com vegetação do tipo Savana Estépica (IBGE 2012).

Coletei ao longo de três áreas do parque 18 cladódios das espécies *Pilosocereus tuberculatus* e 21 cladódios de *P. pachycladus*. Padronizei a coleta tirando sempre um cladódio da terceira ramificação, com pelo menos 35 cm de comprimento. No local de cada indivíduo, measurei a profundidade do solo, utilizando um penetrômetro, e coletei uma amostra do solo para aferir a percentagem de água (ambas utilizadas como *proxy* da disponibilidade de recursos). Testei a correlação das variáveis ambientais mediante o teste de correlação de Pearson, as quais foram negativamente correlacionadas ( $R=-0,3997$ ;  $t=-2,6523$ ;  $p=0,0117$ ). Assim, utilizei a umidade do solo como variável explicativa nas análises de regressão porque, por ser um solo arenoso, a água percola rápido e pode ser então um atributo mais limitante do que a profundidade.

Cortei uma porção de cada cladódio ao redor dos 30 cm e fotografei cada um, utilizando uma escala para referência, a 15 cm de distância focal e com zoom 2x. Para cada indivíduo, contabilizei a quantidade de costelas. Digitalizei os marcos anatômicos de cada cladódio no software ZEN 2.3 lite (Zeiss Microscopy), que é especialmente desenvolvido para processamento e análise de imagens de microscopia digital. Mensurei, neste mesmo *software*, os seguintes atributos morfométricos: diâmetro dos cladódios, a distância entre os ápices e profundidade das costelas. A percentagem de umidade no solo foi calculada mediante a diferença entre o peso úmido e o peso seco (após ser secado durante uma hora em forno convencional a 180°C) para cada amostra.

Calculei a média de cada atributo para cada indivíduo. Em seguida realizei regressões lineares simples entre os atributos morfométricos e a variável explicativa (umidade do solo). Com o objetivo de analisar o grau de concentração dos valores avaliei também a curtose da curva de distribuição dos valores médios individuais de cada atributo para cada espécie no *software* R (R Core Team 2018).

## RESULTADOS

O tamanho dos cladódios de *Pilosocereus tuberculatus* foi de  $4,45 \pm 0,44$  cm, variando todos entre cinco e seis costelas. A distância entre os ápices das costelas foi de  $2,54 \pm 0,27$  cm, e a profundidade destas foi de  $0,29 \pm 0,11$  cm. Para *P. pachycladus*, o tamanho dos cladódios foi de  $6,03 \pm 0,75$  cm, a distância entre os ápices das costelas foi de  $1,89 \pm 0,27$  cm e a profundidade das costelas foi de  $0,71 \pm 0,19$  cm, variando de oito a 12 costelas por indivíduo. A umidade do solo variou de 3 a 13%, sendo em média de  $7,32 \pm 2,48\%$ , e a profundidade do solo foi de  $23,86 \pm 5,83$  cm.

Para *P. tuberculatus* os atributos medidos não se correlacionaram significativamente com os valores de umidade do solo (diâmetro:  $F=3,63$ ;  $R^2=0,185$ ;  $p=0,072$ ; distância entre os ápices das costelas:  $F=2,31$ ;  $R^2=0,162$ ;  $p=0,145$ ; profundidade das costelas:  $F=0,48$ ;  $R^2=0,029$ ;  $p=0,506$ ). O valor de

curtose para os dados de diâmetro foi de  $g^2=-0,889$ , para os dados de distância foi de  $g^2=-1,694$  e de profundidade das costelas foi de  $g^2=0,364$ .

Para o caso da espécie *P. pachycladus* os atributos morfométricos também não se correlacionaram significativamente com as variáveis ambientais (diâmetro:  $F=2,54$ ;  $R^2=0,118$ ;  $p=0,124$ ; distância entre os ápices das costelas:  $F=0,52$ ;  $R^2=0,027$ ;  $p=0,513$ ; profundidade das costelas:  $F=2,41$ ;  $R^2=0,113$ ;  $p=0,133$ ). O valor de curtose da distribuição dos dados de diâmetro foi de  $g^2=0,02$ , para os dados de distância foi  $g^2=-0,051$  e de profundidade das costelas foi de  $g^2=-0,629$ .

## DISCUSSÃO

Os dados obtidos a partir das análises indicam que nenhuma das duas espécies responde morfologicamente à variação nas condições do solo, ou seja, não existe uma tendência específica em mudar a forma ou tamanho como resposta à umidade do substrato. Essa falta de resposta poderia ser tanto por questões ontogenéticas e de reorganização a nível tecidual, tanto porque as variáveis e a escala estudada não foram as adequadas para refletir as mudanças na morfologia como resposta a condições ambientais.

Não só o tamanho, mas também a forma (neste caso quantidade e profundidade das costelas), influenciam na área fotossintética e capacidade de retenção de água deste tipo de cacto (Nobel 1980; Loik 2008). Em estudos realizados por Arruda & colaboradores (2005) foi visto que existem variações anatômicas a nível tecidual, as quais não necessariamente se refletem na morfologia. Silva & Alves (1999) mencionam que espécies do gênero *Pilosocereus* têm arranjos no parênquima que ampliam o volume das células especializadas no armazenamento de água, o que pode ser interpretado como uma grande adaptação a ambientes com déficit hídrico. A forma e a variação desta podem então ser consequência de processos ontogenéticos não relacionados à disponibilidade de recursos durante o desenvolvimento. Por tanto, para *Pilosocereus*, avaliar somente atributos morfológicos externos não

seja suficiente para inferir a respeito de mudanças morfológicas em resposta de condições ambientais.

Mauseth (2006) e Menezes & colaboradores (2015) mostram que o tamanho e grossura dos espinhos mudam entre indivíduos e populações como resposta às condições ambientais. Apesar destas estruturas não terem sido analisadas neste presente estudo, notou-se a variação no tamanho delas entre os diferentes indivíduos. Isto poderia estar relacionado com o grau de sombreamento ao qual estão submetidos, e pode ser reflexo de estratégias de otimização da eficiência fotossintética.

No estudo feito por Menezes & colaboradores (2015) foi encontrada variação morfológica em função da precipitação anual, no entanto, esse foi um trabalho de ampla escala geográfica e de ampla variação na precipitação (500 a 1500 mm). Diferentemente, este estudo foi feito em uma escala local, relativamente reduzida, onde talvez a amplitude da umidade do solo utilizada não conseguiu refletir uma possível variação morfológica.

Além da umidade do solo, outras variáveis ambientais podem ser importantes na determinação e na variação da forma dos cladódios de cactos. Exemplos disso são apresentados no estudo de Menezes e colaboradores (2015) onde viram que a incidência solar influencia no padrão de número e tamanho dos espinhos e costelas de cactos. Nesse trabalho os autores também discutem, embora não tenha sido estudado, a probabilidade de que a composição do substrato, pela textura e conteúdo de nutrientes, possa ter uma influência no crescimento dos cactos. Exemplos de variação morfológica de cactáceas sob diferentes condições de cultivo e manejo foram também vistos nos trabalhos de Casas & colaboradores (1999), Arellano & Casas (2003), e Schmalzel & colaboradores (2004).

Mesmo não tendo sido corroborada as mudanças na morfologia das espécies estudadas neste trabalho, existem muitas evidências de que as condições ambientais influenciam em esse tipo de atributos. Assim, outros estudos abrangendo diferentes escalas espaciais e outras variáveis ambientais, ou inclusive sob diferentes condições de cultivo, seriam necessários para

verificar se esses indivíduos respondem ao ambiente em termos morfológicos ou anatômicos.

## AGRADECIMENTOS

A autora agradece aos órgãos financiadores ICMBio, PPGBV/UFPE, CNPq e PELD-Pronex. A F. Melo, I. Leal, A. Domingos, T. Yule, R. Carmo e B. Gonçalves pelas contribuições e o apoio técnico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves JJA, Araújo MA, Nascimento SS. 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga* **22**.
- Arellano E, Casas A. 2003. Morphological variation and domestication of *Escontria chiotilla* (Cactaceae) under silvicultural management in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution* **50**: 439-453.
- Arruda E, Melo-de-Pinna GF, Alves M. 2005. Anatomy of the vegetative organs of Cactaceae of the caatinga from Pernambuco. *Brazilian Journal of Botany* **28**: 589-601.
- Casas A, Caballero J, Valiente-Banuet A, Soriano JA, Davila P. 1999. Morphological variation and the process of domestication of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in Central Mexico. *American Journal of Botany* **86**: 522-533.
- Cavalcanti LCS, Corrêa ACB. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. *Geografia* **23**: 133–156.
- Hauff SN. 2010. Representatividade do Sistema Nacional de Unidades de Conservação na Caatinga. Programa das Nações Unidas Para o Desenvolvimento, Brasília, DF.

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- Loik ME, 2008. The effect of cactus spines on light interception and photosystem II for three sympatric species of *Opuntia* from the Mojave Desert. *Physiol. Plant* **134**: 87–98.
- Lucena EARM. 2007. Fenologia, biologia da polinização e da reprodução de *Pilosocereus Byles & Rowley* (Cactaceae) no nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.
- Mauseth JD. 2006. Structure–function relationships in highly modified shoots of Cactaceae. *Annals of Botany* **98**: 901-926.
- Menezes MO, Taylor NP, Zappi DC, Loiola MIB. 2015. Spines and ribs of *Pilosocereus arrabidaei* (Lem.) Byles & GD Rowley and allies (Cactaceae): Ecologic or genetic traits? *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **214**: 44-49.
- Nobel PS. 1980. Interception of photosynthetically active radiation by cacti of different morphology. *Oecologia* **45**: 160-166.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ribeiro EMS. 2007. Parque Nacional do Catimbau. História, aspectos naturais e suas trilhas. IBAMA, Recife, PE.
- Rocha EA, Agra MDF. 2002. Flora of the Pico do Jabre, Paraíba, Brazil: Cactaceae juss. *Acta botanica brasílica* **16**: 15-21.
- Schmalzel RJ, Nixon RT, Best AL, Tress Jr JA. 2004. Morphometric variation in *Coryphantha robustispina* (Cactaceae). *Systematic Botany* **29**: 553-568.
- Silva D, Alves JL. 1999. Anatomia dos órgãos vegetativos de seis espécies de *Pilosocereus Byles & Rowley* (Cactaceae). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 53-60.

Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. SNE. Recife, PE.

# 17

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL  
E INVESTIMENTO  
REPRODUTIVO DE  
*Tillandsia recurvata* (L.) L.  
(BROMELIACEAE,  
TILLANDSIOIDEAE) EM  
UM AMBIENTE DE  
CAATINGA –  
PERNAMBUCO**

# 17 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E INVESTIMENTO REPRODUTIVO DE *Tillandsia recurvata* (L.) L. (BROMELIACEAE, TILLANDSIOIDEAE) EM UM AMBIENTE DE CAATINGA – PERNAMBUCO

Luanda Augusta Pinheiro da Silva

Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, UFPE (Recife/PE)

## RESUMO

Diferentes hábitos podem ser partilhados por espécies representantes da família Bromeliaceae. O epifitismo favorece a maior captação de nutrientes e luminosidade, fatores determinantes para o sucesso e estabelecimento no habitat. Contudo, luz não é um fator determinante em Caatinga e há uma grande diversidade de representantes de Tillandsioideae (Bromeliaceae), no Parque Nacional do Catimbau. A espécie *Tillandsia recurvata* (L.) L., representante deste grupo, pode ser ocorrente em diferentes substratos (rocha e forófito), mas pouco se sabe sobre o sucesso na captação de recursos, eficiência reprodutiva e a distribuição da espécie em cada substrato. Foi observado que indivíduos rupícolas da espécie apresentaram maiores agrupamentos com relação aos indivíduos epífitos, além disso indivíduos epífitos apresentaram maior investimento reprodutivo para a produção de botões florais e tamanho de frutos.

**PALAVRAS –CHAVE:** forófito, rupícolas, fixação, adaptação, recursos.

## INTRODUÇÃO

Espécies epífitas são conhecidas por possuírem estratégias adaptativas para captação de recursos, estabelecimento e sucesso no habitat (Granados-Sánchez et al. 2003), além de favorecerem a fauna e o microambiente no dossel de árvores (Bianchi et al. 2012). O epifitismo trata-se da interação e fixação de plantas em partes aéreas de outras espécies vegetais (forófito), sem parasitá-las (Bianchi et al. 2012; Granados-Sánchez et al. 2003). As adaptações morfológicas e fisiológicas desses representantes estão relacionadas com o forófito que, por sua vez, funciona como substrato para fixação de espécies epífitas. Diversas espécies que realizam epifitismo podem possuir ou partilhar preferências por outros substratos além do forófito, como por exemplo em rochas e em bancos de areia (Mondragón et al. 2015; Ritter et al. 2014).

É relatado que a taxa de luminosidade é determinante para o sucesso de espécies epífitas e podem afetar seus atributos morfológicos e seu desenvolvimento (Mondragón et al. 2015; Quaresma & Jardim 2013). Espécies epífitas competem por luz, um fator determinante em florestas úmidas (Ritter et al. 2014); no entanto, em ambientes secos a disponibilidade de luz não é um fator limitante, mas a disponibilidade de água e nutrientes podem determinar o sucesso dessas espécies (Bernal et al. 2005).

O grupo das angiospermas apresentam maiores registros de espécies epífitas, sendo as famílias mais representativas as Orchidaceae, Araceae, Piperaceae e Bromeliaceae (Granados-Sánchez et al. 2003; Mondragón et al. 2015). A família Bromeliaceae possui espécies que se distribuem em diversos hábitos sejam eles rupícolas, terrícolas e epífitas, sendo a última a mais representativa.

Em Caatinga já foi registrado a ocorrência de epífitas representantes da família Bromeliaceae; sendo elas *Tillandsia streptocarpa*, *T. loliaceae*, e *T. recurvata* apresentando hábito rupícola em diferentes altitudes e gradientes (vertical e horizontal) no Parque Nacional do Catimbau (Ferreira et al., 2015).

Contudo, poucos são os estudos comparando a distribuição espacial, a eficiência na captação de recursos e o investimento reprodutivo entre indivíduos nos dois substratos. Este experimento pretende responder como o tipo de

substrato influencia na distribuição espacial, eficiência na captação de recursos e no investimento reprodutivo de *T. recurvata*.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em uma área de Caatinga, onde coletas e experimentos foram conduzidos no Parque Nacional do Catimbau, que apresenta um período chuvoso entre janeiro e junho, sendo os maiores índices de chuva registrados entre abril e junho; com temperatura média anual de 25°C (Prado 2003).

Para avaliação da distribuição espacial da espécie em forófito, árvores foram amostradas (N=10) e o DAS (diâmetro da altura do solo) foi mensurado com auxílio de trena. Foi contabilizado o número de espécimes epífitos de *Tilandsia recurvata* por forófito e aleatoriamente foram escolhidos três ramos por árvore e mensurados o tamanho do ramo e a distribuição do indivíduo com auxílio de trena. Em seguida foram estabelecidos subtransectos de 5cm para avaliar a frequência de indivíduos agrupados nos ramos em cada subtransecto. Para a distribuição em substrato rochoso, foram consideradas apenas rochas verticais, no qual transectos foram estabelecidos (100cm a 200cm), e subtransectos de 5cm foram amostrados, onde foi contabilizada a ocorrência de indivíduos rupícolas de *T. recurvata* para cada subtransecto.

Para avaliação dos atributos morfológicos e foliares, 30 indivíduos epífitos e 18 indivíduos rupícolas em pelo menos um estágio reprodutivo foram coletados com auxílio de paquímetro digital foi mensurado o comprimento e diâmetro dos indivíduos. Como também foram estabelecidas as medidas foliares. Para isto, três folhas foram coletadas, a partir do terceiro par de folhas da roseta, e mensurados os atributos de comprimento e espessura foliar. Quanto ao investimento reprodutivo, foi contabilizado o número de estruturas reprodutivas por indivíduo epífito e rupícola (e.g. botões florais, flores, frutos verdes e frutos maduros), em seguida foi realizado uma razão entre o número de estruturas reprodutivas e o comprimento do indivíduo. Além destes protocolos, os frutos maduros que não estavam deiscentes, foram coletados e mensurados quanto ao seu comprimento (N=30).

Para avaliar a distribuição espacial de *T. recurvata* utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov para comparar o agrupamento entre os diferentes tipos de substratos (forófito e rupícola) através do ajuste de curvas de frequência (número de indivíduos por parcelas). Os dados de investimento reprodutivos foram obtidos através da razão entre o comprimento do indivíduo mensurado (vigor) e número de estruturas reprodutivas. Em seguida, a variação entre as médias do comprimento, diâmetro dos indivíduos, dos atributos foliares e do investimento reprodutivo foi determinado através do teste de normalidade Shapiro-Wilk. Para avaliar a distribuição dos dados, para dados com distribuição normal foi utilizado o teste-T e para dados com distribuição não-normal foi utilizado o teste Mann-Whitney. Os testes estatísticos e execução dos gráficos foram realizados com auxílio do programa Bioestat 5.0 e Statistica.

## RESULTADOS

*Tillandsia recurvata* apresentou maiores agrupamentos em substrato rochoso vertical. Não foram registradas na área de estudo ocorrência da espécie em um plano horizontal. Já em forófito, a espécie apresentou uma distribuição mais aleatória e com poucos agrupamentos ( $p < 0,01$ ) (Fig. 1). Quanto ao DAS do forófito, os experimentos revelaram que o tamanho do DAS estava correlacionado com o número de epífitos ( $R^2 = 0,57$ ;  $p = 0,0063$ ), mas não houve correlação entre o tamanho dos transectos em substrato rochoso com o número de indivíduos rupícolas ( $R^2 = -0,1104$ ;  $p = 0,94$ ), além disso, houve maior abundância de indivíduos epífitos com relação ao hábito rupícola (Fig. 2).

Quanto ao comprimento médio dos indivíduos epífitos e rupícolas, ambos não variaram significativamente ( $Z(U) = 1,28$ ;  $p = 0,19$ ) e apresentaram tamanho médio (Média  $\pm$  DP) de  $38,01 \pm 9,58$  mm e  $34,36 \pm 9,02$  mm, respectivamente. O mesmo padrão foi evidenciado para o diâmetro dos indivíduos ( $Z(U) = 1,68$ ;  $P = 0,09$ ), com médias para indivíduos epífitos e rupícolas, respectivamente, de  $48,75 \pm 16,46$  mm e  $41,45 \pm 16,77$  mm.

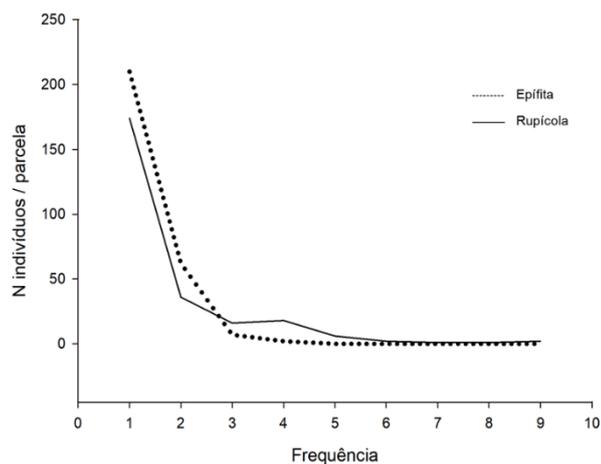


Figura 1. Distribuição espacial de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) ( $p < 0,01$ ), para indivíduos rupícolas e epífitos, realizados na Trilha do Camelo e na Trilha das Torres no Parque Nacional Catimbau, Buíque-PE.

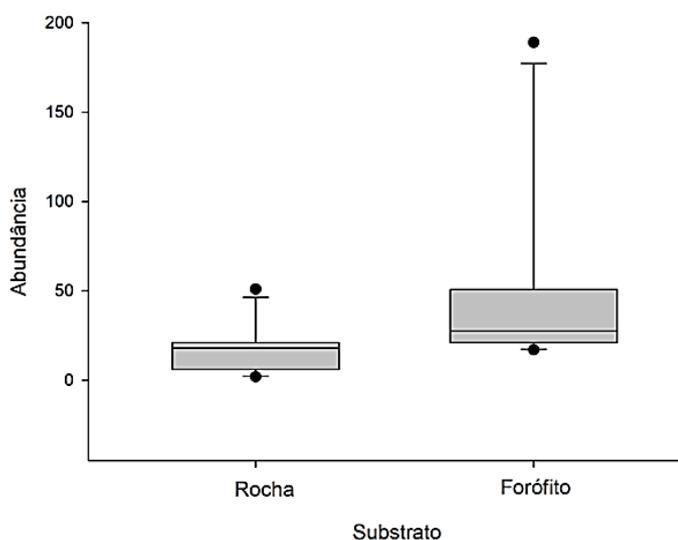


Figura 2. Abundância de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae), para os diferentes substratos, realizados na Trilha do Camelo e na Trilha das Torres no Parque Nacional Catimbau, Buíque-PE.

Quanto à eficiência na captação de recursos inferidos pelo comprimento foliar e espessura, indivíduos epífitos apresentaram tamanho foliar de  $30,08 \pm 7,26$  mm e rupícolas com  $32,06 \pm 10,36$  mm. *T. recurvata* não apresentou diferença significativa para o comprimento ( $T=1,23$ ;  $p=0,21$ ) e espessura ( $T=1,45$ ;  $p=0,14$ ).

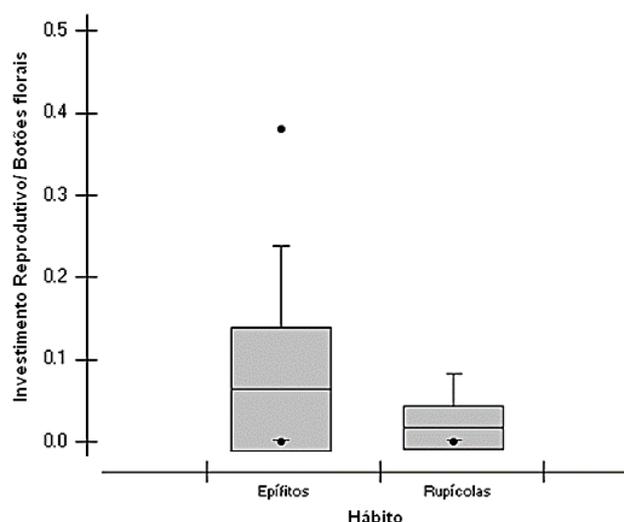


Figura 3. Investimento reprodutivo em botões de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) (Sendo,  $T_{1,2}$ ;  $p=0,03$ ), nos diferentes hábitos, realizados na Trilha do Camelo e na Trilha das Torres no Parque Nacional Catimbau, Buíque-PE.

Para o investimento reprodutivo, indivíduos epífitos apresentaram um maior investimento reprodutivo em botões com relação aos rupícolas  $0,08 \pm 0,13$  mm e  $0,02 \pm 0,03$  mm respectivamente ( $T=1,2$ ;  $p=0,03$ ). No entanto, para o investimento reprodutivo no número de flores, fruto verde e fruto maduro não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 1, Fig. 3).

**Tabela 1. Investimento reprodutivo de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) para indivíduos rupícolas e epífitos, realizados na Trilha do Camelo e na Trilha das Torres no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.**

Investimento reprodutivo	Epífitos (Média $\pm$ DP)	Rupícolas (Média $\pm$ DP)	Testes estatísticos
Botões	$0,08 \pm 0,13$	$0,02 \pm 0,03$	$T_{1,2}$ ; $p=0,03$
Flores	$0,038 \pm 0,05$	$0,015 \pm 0,029$	$T_{1,8}$ ; $p=0,08$
Fruto Verde	$0,056 \pm 0,07$	$0,052 \pm 0,07$	$T_{0,17}$ ; $p=0,85$
Fruto Maduro	$0,07 \pm 0,08$	$0,03 \pm 0,09$	$T_{1,48}$ ; $p=0,07$

Quanto ao tamanho dos frutos entre indivíduos epífitos e rupícolas, *T. recurvata*, apresentou comprimento médio dos frutos para indivíduos epífitos de

7,23 ± 1,26 e rupícolas com 5,8 ± 1,1 mm. Os indivíduos epífitos apresentaram frutos maiores em comprimento ( $Z(U)=1,28$ ;  $P<0,001$ ) com relação aos indivíduos distribuídos em rocha (Figura 4).

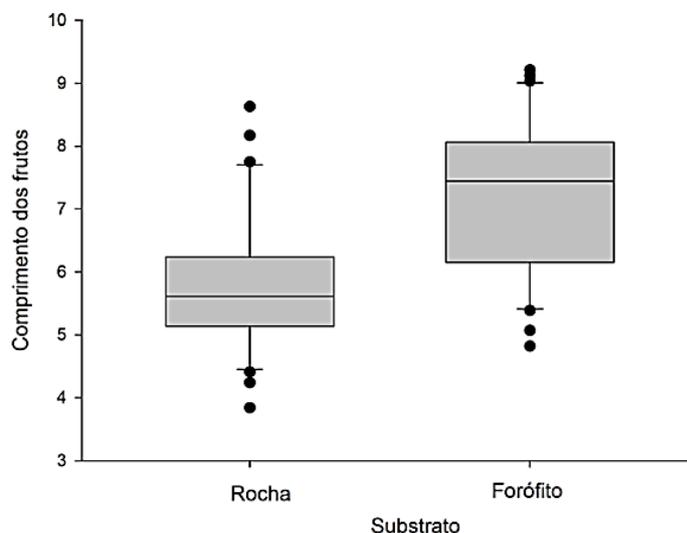


Figura 4. Comprimento dos frutos de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) nos diferentes substratos, realizados na Trilha do Camelo e na Trilha das Torres no Parque Nacional do Catimbau, Buíque-PE.

## DISCUSSÃO

A espécie alvo (*Tillandsia recurvata*) apresentou maiores agrupamentos em hábito rupícola com relação a indivíduos epífitos, corroborando com a previsão proposta. A distribuição dessas espécies em forófito favorece uma maior captação de recursos pela deposição de matéria orgânica nos ramos, mas a distribuição aleatória está relacionada com a área de adesão em ramos na planta hospedeira. Com relação aos indivíduos estabelecidos no gradiente vertical em rochas, o maior agrupamento permite maior umidade, maior acúmulo de matéria orgânica. Além desses fatores, a deposição de sementes e/ou reprodução vegetativa se dará, em sua maioria, em regiões côncavas das rochas (Braga et al.2013; Martinelli 2011).

Foi observado que quanto maior o diâmetro da altura do solo (DAS), maior a abundância de espécies epífitas; o mesmo processo foi relatado para espécies arbustivas de florestas secas com relação ao diâmetro altura do peito (Bernal et

al. 2005; Ritter et al. 2014). O DAS também está relacionado com a riqueza de espécies epífitas, já que um maior diâmetro indica maiores regiões de fixação por epífitos (Ritter et al. 2014).

Os indivíduos não diferiram significativamente para os atributos biológicos de tamanho e diâmetro do indivíduo, assim como para os atributos vegetativos de comprimento e diâmetro foliar. É sabido que a taxa de luminosidade pode afetar atributos morfológicos e o desenvolvimento de espécies epífitas (Quaresma & Jardim 2013). Algumas folhas apresentam variações morfológicas, anatômicas e fisiológicas quando expostas a diferentes intensidades luminosas (e.g. Gomes et al. 2008; Rosatto et al. 2010), mas já foi relatado que *T. recurvata* possui adaptações para ambientes mais restritivos e estão adaptadas à dessecação (Claver 1983).

Em Caatinga a luminosidade não é determinante para o sucesso destas espécies, já que este ambiente apresenta períodos chuvosos curtos ao longo do ano e as plantas são expostas a um período de luminosidade maior. Portanto, o que poderia determinar o sucesso destas espécies epífitas é a relação da disponibilidade de água no ambiente e/ou a capacidade de captação de umidade através das estruturas foliares. A espécie foi encontrada em maior abundância em um gradiente vertical em rochas, onde esse estrato permite que a espécie capte maior umidade devido a altura/altitude e este mesmo princípio foi encontrado para epífitos, que se beneficiam da altura do forófito para captação de recursos e umidade.

Os indivíduos epífitos apresentaram maior investimento na produção de botões florais com relação a indivíduos rupícolas. Para os atributos de flor e fruto maduro não houve diferença. Estes resultados corroboram com o que foi proposto, o forófito pode favorecer uma maior deposição de matéria orgânica e captação de nutrientes para a espécie comparada com indivíduos distribuídos verticalmente em rochas. Apesar de ocorrer agrupamentos para o hábito rupícola, o gradiente vertical não permite uma grande deposição de matéria orgânica nas regiões côncavas de estabelecimento quanto o que ocorre em um plano horizontal, como foi observado para os indivíduos epífitos (Bernal et al. 2005; Granados-Sánchez et al. 2003). Os frutos de indivíduos epífitos foram

relativamente maiores com relação aos rupícolas. O que nos permite dizer que há um maior investimento reprodutivo em indivíduos epífitos.

Estes resultados revelaram que a espécie está adaptada aos dois hábitos e que o adensamento dos indivíduos em rochas favorece um microhabitat ideal para a manutenção da espécie. Além disso, a maior disponibilidade de matéria orgânica tem favorecido indivíduos epífitos de *T. recurvata* em um plano horizontal, como foi esperado. Alguns aspectos permanecem em aberto, como por exemplo se há diferenças nos atributos florais, eficiência e sucesso reprodutivo para a espécie entre os hábitos.

## AGRADECIMENTOS

A autora agradece aos órgãos financiadores ICMBio, PPGBV/UFPE, CNPq e PELD-Pronex. A F. Melo, I. Leal e a M. Tabarelli pelas contribuições e a Genivaldo pelo apoio nas pesquisas de campo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bernal R, Valverde T, Hernández-Rosas L. 2005. Habitat preference of the epiphyte *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) in a semi-desert environment in central Mexico. *Can. J. Bot.* **83**:1238-1247.
- Bianchi JS, Bento CM, Kersten RA. 2012. Epífitas vasculares de uma área de ecótono entre as Florestas Ombrófilas Densa e Mista, no Parque Estadual do Marumbi, PR. *Estud Biol.* **34(82)**: 37-44.
- Braga C, Jamelli D, Ventura D.J, Reis TR, Londe V. 2013. Espécies do gênero *Tillandsia* L. (Bromeliaceae) compartilham os mesmos substratos no PARNA Catimbau? In Sfair JC, Calaça TG, Colares TC, Ribeiro-Neto JD, Melo F, Leal IR, Tabarelli M, editores. *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2013*. 1ª edição. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Claver FK, Alaníz JR, Caldíz DO. 1983. *Tillandsia* spp.: epiphytic weeds of trees and bushes. *Forest Ecology and Management* **6**: 367-372.

- Ferreira JVA, Fabricante JL, Filho JS. 2015. Checklist preliminar de Bromeliaceae do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. *Natureza On-line* **13 (2)**: 92-97.
- Gomes IAC, Castro EM, Soares AM, Alves JD, Alvarenga MIN, Alves E, Barbosa JPRAD, Fries DD. 2008. Alterações morfofisiológicas em folhas de *Coffea arabica* L. cv.“Oeiras” sob influência do sombreamento por *Acacia mangium* Willd. *Ciência Rural* **38**: 109-115.
- Granados-Sánchez D, López-ríos GF, Hernández-García MA, Sánchez-Gonzalo A. 2003. Ecología de las plantas epífitas. *Rev. Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* **9(2)**: 101-111.
- Martinelli FS. 2011. Distribuição espacial de *Vriesea minarum* l.b.sm. (Bromeliaceae) no Parque Estadual Serra do Ouro Branco, Minas Gerais, Brasil. X Congresso de Ecologia do Brasil, 2011, São Lourenço.
- Mondragón D, Valverde T, Hernández-Apolinar M. 2015. Population ecology of epiphytic angiosperms: a review. *Tropical Ecology* **56(1)**: 01-39.
- Prado DE. 2003. As Caatingas da América do Sul. In Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC, editores. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora UFPE, Recife.
- Quaresma AC, Jardim MAG. 2013. Fitossociologia e distribuição espacial de bromélias epífitas em uma floresta de várzea estuarina amazônica. *R. Bras. Bioci.* **11(1)**:1-6.
- Ritter CM, Santos FR, Crespão LMP, Ardengui TC. 2014. Levantamento de epífitas presentes na arborização urbana no município de Farol – Paraná. *REVSBAU* **9(3)**:18-28.
- Rosatto DR. et al. 2010. Características funcionais de folhas de sol e sombra de espécies arbóreas em uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot. Bras.* **24(3)**: 640-647.



18

**AVALIAÇÃO DO PAPEL  
FACILITADOR DE  
*Senegalia bahiensis*  
(FABACEAE) EM UMA  
ÁREA DE CAATINGA**

## 18 AVALIAÇÃO DO PAPEL FACILITADOR DE *Senegalia bahiensis* (FABACEAE) EM UMA ÁREA DE CAATINGA

Mariana S. S. Gonçalves

Programa de Pós-graduação em Biologia vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil

### RESUMO

A facilitação trata da capacidade de algumas espécies vegetais em promover o estabelecimento de outras, sendo um dos processos mais importantes para a estruturação da comunidade. Fabaceae é uma das principais famílias botânicas reconhecidas por desempenhar esse tipo de função em áreas de Caatinga, onde destaca-se o caso da espécie *Poincianella microphylla*. Frente a necessidade de elencar ferramentas para áreas degradadas, o objetivo do trabalho foi verificar como outras espécies desta família, tomando como modelo *Senegalia bahiensis*, apresentam potencial para desempenhar o mesmo papel no ecossistema. Comparei as espécies *P. microphylla* e *S. bahiensis* em relação aos dados de riqueza e abundância de plântulas e a produção de serapilheira abaixo da copa, bem como a temperatura abaixo e fora da copa. Ambas as espécies possuem riquezas e abundâncias abaixo da copa semelhantes. A produção de serapilheira (massa seca) foi maior para *P. microphylla*. Desta forma, concluímos que a *S. bahiensis* possui os mesmos padrões de diversidade sob sua copa que *P. microphylla*, apesar de uma menor produção de serapilheira. Esse resultado sugere que *S. bahiensis* pode ser considerada uma espécie propícia para futuros estudos testando processos de facilitação.

**PALAVRAS-CHAVE:** espécies enfermeiras, lenhosas, restauração, floresta seca, estresse abiótico;

## INTRODUÇÃO

As relações entre espécies vegetais contribuem para a definição da estrutura da comunidade de um local (Morin 2011). A exemplo disso, a competição apresenta-se como uma relação negativa e ocorre porque muitas espécies compartilham recursos semelhantes, como água, luz e nutrientes (Grime 1973). Somado a isso, a facilitação trata da relação positiva entre plantas e auxilia o estabelecimento de espécies, através de modificações no ecossistema geradas por uma espécie facilitadora. Essas modificações se devem principalmente a capacidade dessas espécies de estabilizar o solo, aumentar a disponibilidade de nutrientes e água, modificar da intensidade de luz incidente nas plantas abaixo delas e oferta de recursos para espécies dispersoras (Figueroa-Rangel & Oliveira-Vargas 2000; Gotelli 2007).

A atuação da facilitação depende do nível de estresse do ambiente e, apesar dessas interações se distribuírem em todos os ecossistemas, estudos mostram que em ambientes áridos e semiáridos a facilitação tem sido observada com maior frequência (Flores & Jurado 2003). Se sabe também que, a depender das condições adversas do ambiente, espécies com porte semelhante ao de espécies facilitadoras, podem assumir tal potencial (Callaway & Walker 1997). As florestas tropicais sazonalmente secas apresentam intrinsecamente estresses abióticos devido à pouca disponibilidade hídrica, altas taxas de evapotranspiração e temperatura do solo. A Caatinga, assim como outras florestas secas, apresenta, além desses estresses, um alto nível de perturbação antrópica, tendo suas áreas conservadas convertidas em geral para agricultura, pastagem e desmatamento para produção de lenha (Leal & Tabarelli 2005).

Devido a atenuação das condições ambientais adversas, proporcionada por essas espécies, a facilitação apresenta-se como um aspecto importante a ser considerado durante a escolha de espécies a serem utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas. Dessa forma as espécies facilitadoras atuam como um filtro ecológico, tendo influência direta no estabelecimento e composição de outras espécies (Menninger & Palmer 2006; Hobbs & Norton 2004).

Reconhecendo a importância do processo de facilitação, nota-se a relevância de conhecer o maior número de espécies possíveis que possam atuar como facilitadoras, buscando uma maior eficiência no manejo e recuperação de áreas degradadas de Caatinga. Diante disso, o presente estudo buscou verificar o potencial facilitador de um integrante da Família Fabaceae em uma área de Caatinga, verificando como a *Senegalia bahiensis* assemelha-se à uma espécie facilitadora modelo, da mesma família, a *Poincianella microphylla*, em relação aos padrões de diversidade e alteração do ecossistema.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (Buíque, PE, Brasil), em uma área conhecida popularmente como Trilha da Pedra do Cachorro, na parte baixa do parque. A área é caracterizada por solo profundo, com vegetação predominante do tipo arbóreo-arbustiva perenifólia (Gomes et al. 2006) e possui indícios de perturbação. A região do parque apresenta um clima semiárido, com transição para o tropical chuvoso e precipitações irregulares ao longo do ano (SNE 2002).

As duas espécies foram determinadas a partir da observação do local de estudo, apresentando-se de forma bem distribuída na área. Ambas pertencem a família Fabaceae (ver Fabaceae *in* Flora do Brasil 2020), que se destaca como uma das mais abrangentes para o ecossistema (Andrade et al. 2007). A *Poincianella microphylla*, considerada em estudos anteriores como uma espécie facilitadora (Carrión et al. 2017), é endêmica do Brasil e está distribuída entre os estados da Bahia, Pernambuco e Piauí. Possui porte arbustivo-arbóreo denso, e hábito semidecidual, permanecendo com folhas ao longo de todo o ano (IBGE 1992). Apresenta potenciais uso forrageiro e medicinal. A *Senegalia bahiensis* é amplamente distribuída no Brasil, pode ser encontrada em áreas de transição para florestas estacionais, e com grande efetividade no estabelecimento em áreas degradadas, devido à sua alta adaptabilidade à vários tipos de solo (Barros 2011b; Queiroz 2009). Apresenta porte arbustivo-arbóreo e hábito decidual, com potenciais uso forrageiro, medicinal e madeireiro (Santos 2009).

Para a comparação de *S. bahiensis* com a espécie *P. microphylla*, coletei dados de 10 indivíduos de cada espécie, com aproximadamente o mesmo tamanho de copa (média de 1,26 m de raio). Mensurei a abundância e riqueza de espécies de plântulas (caracterizadas por morfotipo) abaixo da copa com o auxílio de quadrantes (25/25 cm), que foram posicionados em 4 extremidades na área de projeção da copa, totalizando 40 quadrantes por espécie. O conteúdo de serapilheira presente dentro dos quadrantes foi coletado para posterior análise da produção de serapilheira (massa seca em gramas). Junto à isso, para avaliar se as condições ambientais tornavam-se melhores para as espécies facilitadas, medi a temperatura abaixo e fora da copa, utilizando um termômetro.

Para avaliar se as espécies estudadas apresentam similaridades nos parâmetros analisados, a fim de afirmar o potencial facilitador da *S. bahiensis*, realizei testes T para comparar médias. A normalidade de todos os dados foi confirmada previamente através do teste Kolmogorov-Smirnoff. As análises dos dados foram realizadas por meio do uso do pacote estatístico Statistica ® 7.0, adotando o nível de significância de 5%.

## RESULTADOS

Em média, os indivíduos apresentaram uma projeção de copa com 1,26 cm de raio, sendo consideradas de porte arbustivo-arbóreo. No total, observei uma riqueza de 26 espécies. Dessas, 12 delas apresentavam-se apenas sob *Poincianella microphylla*, 7 delas apenas abaixo dos indivíduos de *Senegalia bahiensis* e 7 ocorriam abaixo da copa das duas espécies. No entanto, as médias da riqueza (respectivamente  $4,3 \pm 1,4$  e  $5,1 \pm 2,1$ , média  $\pm$  dp) e abundância (respectivamente  $11,3 \pm 7,7$  e  $12,2 \pm 8,9$ ) foram semelhantes (Fig. 1A e 1B).

Em relação aos dados de serapilheira abaixo das copas, observei uma diferença significativa entre as massas secas acumuladas abaixo das copas de cada espécie, onde a *P. microphylla* apresentou maior valor médio em relação a *S. bahiensis* ( $52,824 \pm 21,4$  e  $15,4172 \pm 7,9$ , respectivamente – Fig. 2). A temperatura abaixo da copa e ambiente (Fig. 3) não apresentou diferença

significativa para nenhuma das espécies (*P. microphylla*:  $30,13 \pm 15,06$  e  $30,67 \pm 15,33$  - *S. bahiensis*:  $25,64 \pm 12,82$  e  $25,65 \pm 12,85$ , respectivamente).

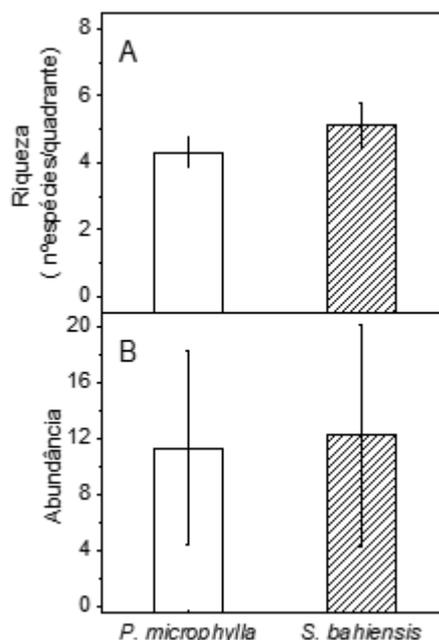


Figura 1. Parâmetros de diversidade calculados para duas espécies da família Fabaceae. A) Riqueza de espécies vegetais encontradas abaixo da copa de *Poincianella microphylla* e *Senegalia bahiensis* ( $F=1,562$ ,  $gl=2$ ,  $p=0,859$ ). B) Abundância das espécies encontradas abaixo das copas ( $F=1,234$ ,  $gl=2$ ,  $p=0,933$ ).

## DISCUSSÃO

De forma geral, os dados corroboram nossa hipótese, mostrando que a *Senegalia bahiensis*, apesar de não ser considerada até então uma espécie facilitadora (Carrion et al. 2017), tem parâmetros de diversidade (i.e., riqueza e abundância) semelhantes aos de *Poincianella microphylla*. Essa influência positiva sobre a vegetação, indica um possível poder de facilitação da *S. bahiensis*. Esse fato pode ser explicado porque, em condições adversas, como áreas perturbadas, a maioria das espécies de porte arbustivo-arbóreo e arbóreo adultas podem servir como meio de facilitação para o crescimento de espécies

vegetais abaixo da copa, uma vez que o sombreamento altera o microambiente (Callaway & Walker 1997).

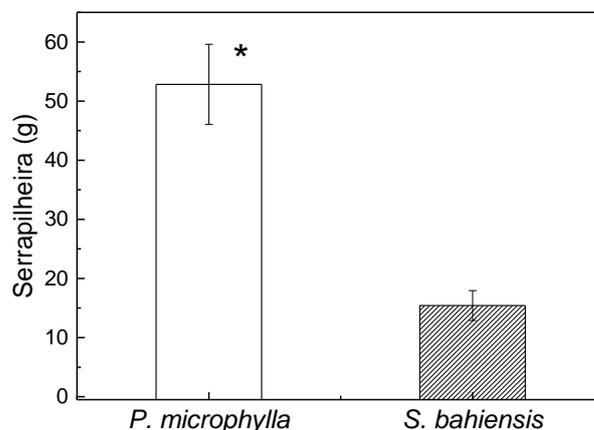


Figura 2. Produção serapilheira encontradas abaixo da copa de *Poincianella microphylla* (Fabaceae) e *Senegalia bahiensis* (Fabaceae) ( $F=7,2$ ,  $gl=2$ ,  $p=0,000065$ ).

Espécies consideradas facilitadoras caracterizam-se, além de outros aspectos, por melhorar as condições abióticas e a disponibilidade de recursos para as espécies consideradas “alvo” (Jankju, 2013). No presente estudo, as espécies em questão não parecem contribuir para a redução da temperatura ambiente. Entretanto, outros parâmetros relacionados, como uma redução das flutuações diárias da temperatura abaixo da copa, aqui não mensurados, podem apresentar influências no potencial facilitador, tanto para a *P. microphylla*, já considerada com tal, como para a *S. bahiensis*. Kos & Poschlod (2007), num estudo realizado em ambiente árido, encontraram que algumas espécies utilizam sinais, como as variações diárias na temperatura, para garantir a germinação sob a sombra de espécies facilitadoras, evitando assim, as condições de exposição direta ao sol.

Juntamente com outros parâmetros abióticos, como a temperatura, a produção de serapilheira, é um importante fator para o estabelecimento de espécies. Apresenta-se como a principal via de enriquecimento de nutrientes e conservação da umidade do solo em ambientes com limitação hídrica (Alvarez

et al. 2009). Quando comparamos os dados serapilheira, a *S. bahiensis* mostrou uma menor produção em relação a espécie já considerada facilitadora. Fatores como o tamanho reduzido da folha, que são facilmente carregadas pelo vento e a distância da copa com solo podem afetar a manutenção dessa biomassa abaixo dos indivíduos da espécie estudada. Entretanto, tanto a temperatura como a menor retenção de biomassa não foram suficientes para afetar o recrutamento de espécies abaixo da *S. bahiensis*, o que a torna uma espécie interessante para estudos futuros, que visem entender como essa espécie torna o microambiente abaixo da copa mais favorável para o estabelecimento das plantas.

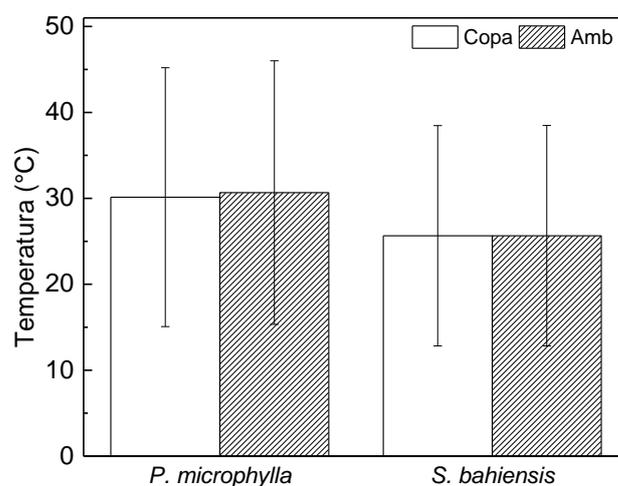


Figura 3. Temperatura abaixo da copa e fora da copa de *Poincianella microphylla* ( $F=2,8$ ,  $gl=2$ ,  $p=0,461$ ) e *Senegalia bahiensis* ( $F=7,9$ ,  $gl=2$ ,  $p=0,947$ ).

Os resultados do estudo conduzem a afirmar um possível potencial facilitador da *S. bahiensis*, ao menos com desempenho semelhante a uma facilitadora, podendo ser considerada em programas de recuperação de áreas degradadas. As condições proporcionadas, possivelmente, pelo seu porte arbustivo-arbóreo, auxiliaram no estabelecimento de espécies vegetais de forma semelhante a *P. microphylla* na Caatinga. Apresentou ainda espécies diferentes abaixo de sua copa, mostrando-se como um filtro importante na composição de espécies da comunidade. Fica evidenciado também, a importância de estender o conhecimento acerca do potencial de outras espécies da família Fabaceae na

Caatinga, tendo em vista que é uma família bem representativa para o ecossistema. Além disso, a maioria das fabáceas é tida na literatura como espécies fixadoras de nitrogênio, característica importante para o processo de facilitação, pois altera as propriedades físicas e químicas do solo.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos organizadores do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga, Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela oportunidade e aperfeiçoamento do conhecimento científico em áreas de Caatinga. Aos Monitores, Arthur Domingos, Davi Jamelli e Pedro Santos pelo suporte técnico-científico ao longo do curso. Agradeço também aos órgãos de fomento ICMBio, PPGBV-UFPE, CNPq, PELD, PRONEX

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez JA, Villagra PE, Rossi BE, Cesca EM. 2009. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology* **205**:295– 303.
- Andrade LA, Oliveira FX, Neves CML, Félix LP. 2007. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* **2**:135-142.
- Barros MJF. 2011b. *Senegalia Raf. (Leguminosae, Mimosoideae) do Domínio Atlântico*. Dissertação de Mestrado. Escola Nacional de Botânica Tropical do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- Callaway RM, Walker LR. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* **78**: 1958-1965.
- Carrión, JF, Gastauer M, Mota NM, Meira-Neto JAA. 2017. Facilitation as a driver of plant assemblages in Caatinga. *Journal of Arid Environments*. **X**: 1-9

- Fabaceae in Flora do Brasil 2020 em construção. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB109777>>. Acesso em: 18 Jul. 2017
- Figueroa-Rangel BL, Olivera-Vargas M. 2000. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak Forest in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, México. *Ecological Research* **15**: 249-261.
- Flores J, Jurado E. 2003. Are nurse protege interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* **14**: 911-916
- Gomes APS, Rodal MJN, Melo AL. 2006. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifolia da Chapada de São José, Buíque, Pe, Brasil. *Acta Botânica Brasil* **20**: 37- 48.
- Gotelli NJ. 2007. Sucessão. Editora Planta, Londrina, PR.
- Grime JP. 1971. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* **242**: 344-347.
- Hobbs NT, Hilborn R. 2006. Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology: a guide to self teaching. *Ecological Applications* **16**: 5-19.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- Jankju M. 2013. Role of nurse shrubs in restoration of an arid rangeland: Effects of microclimate on grass establishment. *Journal of Arid Environments* **89**: 103–109.
- Kos M, Poschlod P. 2007. Seeds Use Temperature Cues to Ensure Germination under Nurse-plant Shade in Xeric Kalahari Savannah. *Annals of Botany* **99**: 667–675.
- Leal IR, Da Silva JMC, Tabarelli M, Lacher TE. 2005b. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology* **19**: 701-706.

- Menninger HL, Palmer, MA. 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. Páginas 88-112 in D. Falk, M. Palmer, J. Zedler, editors. Foundations of restoration ecology. Island Press, Washington.
- Morin PJ. 2011. Community ecology. A John Wiley e Sons, New Jersey.
- Queiroz LP. 2009. Leguminosas da Caatinga. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- Santos LL. 2009. A contribuição de zonas antropogênicas na dinâmica de uso e consumo de recursos vegetais na caatinga. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.
- Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. SNE, Recife.



# 19

**O MANEJO DE FOLHAS  
DE LICURI (*Syagrus  
coronata*) NÃO ALTERA  
A COMUNIDADE DE  
PLANTAS ASSOCIADAS**

## 19 O MANEJO DE FOLHAS DE LICURI (*Syagrus coronata*) NÃO ALTERA A COMUNIDADE DE PLANTAS ASSOCIADAS

Renato Soares Vanderlei

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

### RESUMO

O extrativismo de produtos florestais não madeireiros é uma prática comum às populações humanas regiões de florestas secas. Determinadas espécies vegetais apresentam alto potencial de exploração (i.e. suas diferentes partes podem ser usadas para uso culinário, medicinal, econômico ou cotidiano). Algumas espécies, como a palmeira licuri (*Syagrus coronata*), são consideradas espécies-chave para a fauna e flora, pois sustentam comunidades de plantas em seus ramos. Diante disto, este trabalho tem como objetivo avaliar o impacto do manejo de folhas de *S. coronata* no sombreamento, na riqueza, na abundância e na composição das comunidades vegetais associadas aos forófitos. Amostrei o número total de bainhas, bainhas manejadas, número de folhas e suas medidas e a complexidade da vegetação circundante em 30 indivíduos de licuri e gerei índices de manejo, de sombreamento e de complexidade da vegetação. Posteriormente, amostrei a riqueza, a abundância e a composição taxonômica das comunidades vegetais presentes em suas bainhas. Não encontrei correlações significativas entre o manejo e as variáveis mensuradas, indicando que o manejo não influencia a diversidade das comunidades de plantas associadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** extrativismo, produtos florestais não madeireiros, ouricuri, floresta tropical sazonalmente seca, perturbação antrópica

## INTRODUÇÃO

O extrativismo de produtos florestais não madeireiros tem sido considerado uma alternativa na exploração comercial de florestas secas, uma vez que contribui à manutenção dos meios de subsistência nas zonas rurais de países em desenvolvimento (Martínez-Balleste et al. 2015; Heubach et al. 2011; Vallejo et al. 2014). A exploração desses recursos por comunidades tradicionais ou rurais tem como principais objetivos a subsistência, o consumo energético, o ganho nutricional, o uso medicinal, a promoção de segurança em épocas de estiagem, além de ser fonte de renda regular (Heubach et al. 2011).

A maior parte das florestas sazonalmente secas pode ser considerada como sistema socioecológico ancorado no extrativismo que sofre exportação contínua de recursos devido à produção agrícola e animal (Kauffman et al. 1993; Dryflor et al. 2016). De fato, parte deste ecossistema, atualmente, abriga uma vegetação arbustiva em detrimento da cobertura arbórea original (Nascimento et al. 2014), uma vez que sofre perturbação antrópica desde o século XVI (Coimbra-Filho & Câmara 1996). A agricultura de corte-e-queima e a criação de caprinos são exemplos de perturbações antrópicas já documentadas, que resultam em efeitos negativos na diversidade biológica, incluindo a homogeneização e a simplificação das comunidades e impedindo o avanço da regeneração natural (Rito et al. 2017).

Determinadas plantas podem ser exploradas de diversas formas, desde o tronco até os frutos, como a palmeira licuri, *Syagrus coronata* (Mart.) Beccari (Arecaceae). Esta é uma espécie-chave, de ampla ocorrência na Caatinga e apresenta alta importância econômica e ecológica, pois mantém contínua produção de folhas e frutos, mesmo durante os períodos de estiagem, provendo recursos para a fauna e flora associadas e às populações humanas. Tais características dessa espécie a classificaram como uma dentre as mais exploradas para o extrativismo, sendo incluída na lista das Espécies Vulneráveis (IUCN 1996 apud Gonçalves 2016).

Dada à importância de *S. coronata* às populações humanas e à fauna e flora da região, esse trabalho objetivou avaliar como o manejo das folhas do licuri afeta a comunidade de plantas associadas às suas bainhas. A partir disso,

elaborei as seguintes previsões: (1) o manejo das folhas influencia negativamente a riqueza, a abundância, o sombreamento e a composição da comunidade de plantas associadas à *S. coronata*, uma vez que o corte das folhas implica em maior exposição ao sol e redução de área para o acúmulo de matéria orgânica a chegada de propágulos; (2) indivíduos de *S. coronata*, em áreas com maior complexidade da vegetação circundante, são menos manejados, uma vez que essas áreas apresentam acesso limitado à população humana.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizei o trabalho no Parque Nacional do Catimbau (PARNA), localizado no Estado de Pernambuco, entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As', de acordo com escala de Köppen. O parque apresenta áreas com precipitação anual que varia de 650 a 1100 mm. O solo é predominante arenoso do tipo quartzênico, ocorrendo em 72,30% do total da área do Parque. A vegetação constitui de um mosaico de caatingas arbóreas e arbustivas (SNE 2002).

Embora o Parque tenha sido criado oficialmente em 2002, cerca de 300 famílias ainda vivem dentro de sua delimitação geográfica, uma vez que ainda não houve o processo de indenização das mesmas (Specht et al. 2019). Com isso, os moradores continuam sendo altamente dependentes dos recursos da Caatinga para sua subsistência, especialmente em relação à coleta de lenha, produtos florestais não madeireiros e pecuária extensiva. Tais práticas geram um mosaico na paisagem formado de áreas em uso agrícola, áreas em diferentes estágios de regeneração florestal e florestas maduras (Barros 2018).

*Syagrus coronata*, espécie escolhida como modelo, apresenta filotaxia em roseta, folhas de até três metros de comprimento, pecíolos longos, bainha sólida e espessa e duram até quatro anos e proporcionam sombreamento no seu entorno. Na senescência foliar ocorre retenção da bainha e pecíolo, que se mantêm presos ao estipe, proporcionando um micro-habitat que permite a germinação e o estabelecimento de diásporos, sustentando comunidades inteiras em seus ramos (Pott & Pott 1994 apud Ferreira et al. 2001; Gonçalves

2016). As folhas manejadas apresentam área muito menor que as não manejadas, com cortes das bainhas apresentando cicatrizes próximas ao estipe (Observação pessoal).

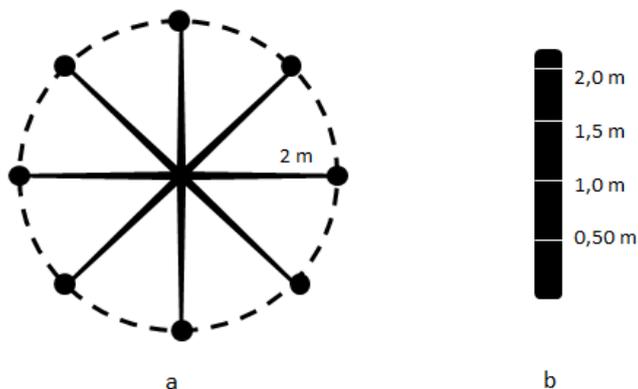


Figura 1. Ilustração do método utilizado para medição de complexidade da vegetação. (a) Estabeleci oito pontos a uma distância de dois metros ao redor dos indivíduos de *Syagrus coronata* amostrados (indicados no centro, quadriculado) e em cada ponto (b) um bastão com quatro divisões de 0,5 m foi posicionado de forma vertical no solo.

Deste modo, coletei dados morfológicos das folhas de 30 indivíduos de *S. coronata*, tais como total de bainhas, número de folhas vivas e o comprimento da maior e da menor folha de cada planta. Posteriormente, quantifiquei o total de bainhas manejadas através da observação dos padrões de corte e calculei um índice de manejo, a partir da razão entre o número de bainhas manejadas e o número total de bainhas. Adicionalmente, calculei o índice de complexidade da vegetação do entorno de cada indivíduo de *S. coronata*, utilizando um bastão de 2 metros de altura, graduado a cada 0,50m. Posicionei o bastão em oito pontos distantes 2 metros de cada palmeira (centroide) e observei a altura em que a vegetação tocava ao longo do bastão (Fig. 1). Assim, categorizei cada toque como “sim” e, ao final, somei todos os toques e dividi por 32 (quantidade máxima de toques possível). Calculei o índice de sombreamento através da razão entre o número de folhas vivas e a área da copa (área da elipse). Por fim, realizei o levantamento da riqueza de espécies estabelecidas (i.e. associadas) nas

bainhas do licuri, identificando ao menor nível taxonômico possível e quantifiquei a abundância de cada uma (Souza & Lorenzi 2008).

Realizei regressões lineares para avaliar se o manejo das folhas de licuri (variável independente) exerce efeito sobre a riqueza, a abundância, o sombreamento e a composição das comunidades (variáveis dependentes). Em seguida, realizei um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para verificar se a composição das comunidades vegetais associadas aos indivíduos de *S. coronata* (variável independente) estão distribuídas em relação ao manejo das folhas (variável dependente). Realizei todas as análises no programa Bioestat (5.0).

## RESULTADOS

Encontrei um total de 33 espécies e 180 indivíduos estabelecidos nas bainhas da *Syagrus coronata*, com palmeiras abrigando riqueza de 0 a 33 espécies e 0 a 42 indivíduos. Registrei de 3 a 24 folhas e 46 a 186 bainhas. Os índices apresentaram as seguintes variações: manejo=0,29 a 1; complexidade=0 a 0,5 e sombreamento=0,9 a 24,9. O tamanho das folhas variou de 15 a 2,46 cm de comprimento.

O manejo das folhas não explicou a variação na riqueza ( $R^2=0,085$ ;  $p=0,116$ ) (Fig. 2a), na abundância das espécies ( $R^2=0,023$ ;  $p=0,423$ ) (Fig. 2b) nas bainhas dos licuris ou no sombreamento das palmeiras ( $R^2=0,0007$ ;  $p=0,883$ ) (Fig. 2d). A diferença na complexidade da vegetação circundante também não explicou a variação no índice de manejo ( $R^2=0,012$ ;  $p=0,553$ ) (Fig. 2c). Além disso, a composição das comunidades associadas a *S. coronata* é similar entre si, não variando de acordo com o índice de manejo ( $R^2=0,0001$ ;  $p=0,8156$ ) (Fig. 2e).

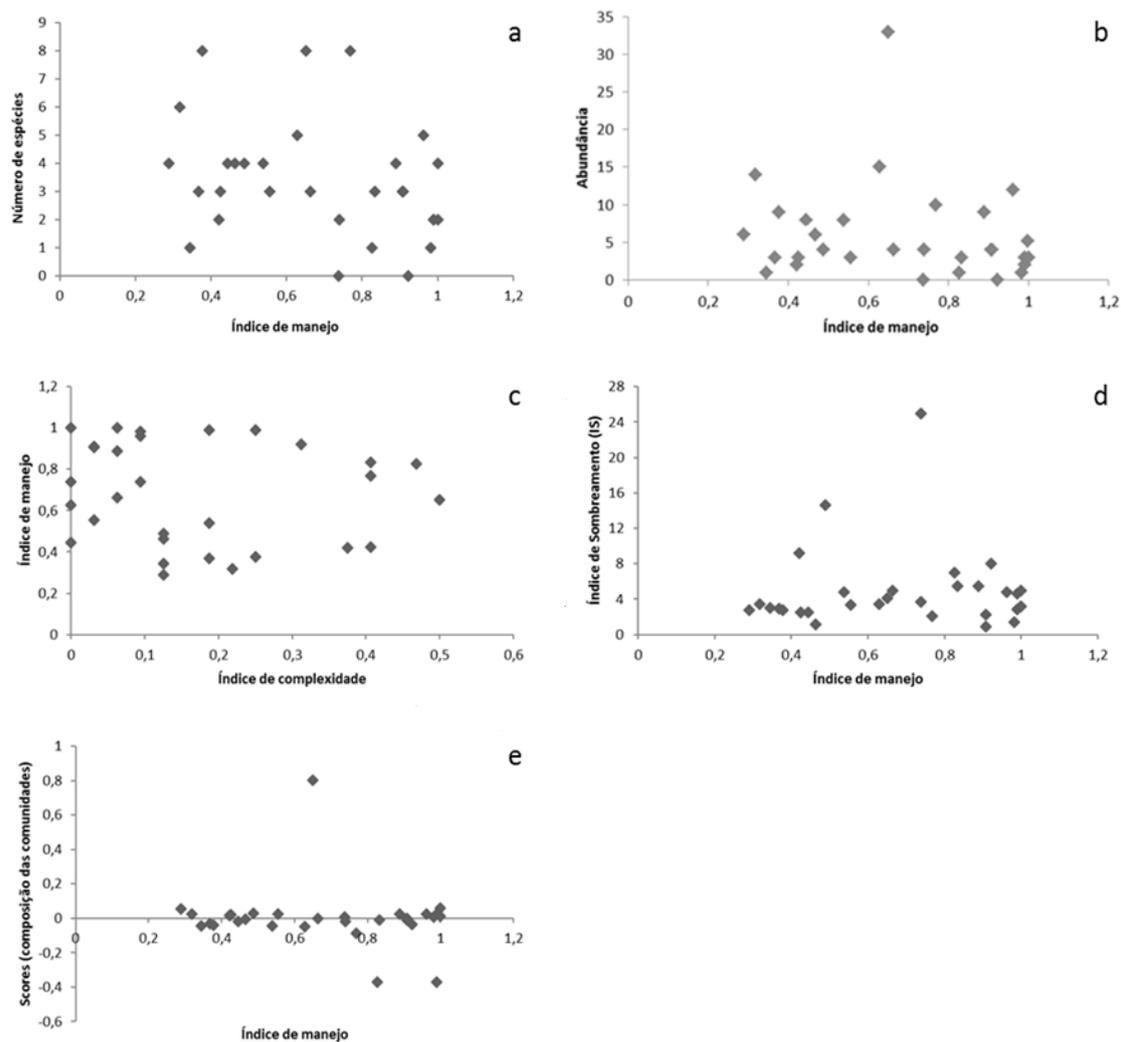


Figura 2. Regressões lineares entre (a) Índice de manejo e o número de espécies associadas ao *Syagrus coronata* ( $R^2=0,085$ ;  $gl=28$ ;  $p=0,116$ ). (b) Índice de manejo e a abundância das plantas associadas ao *Syagrus coronata* ( $R^2=0,023$ ;  $gl=28$ ;  $p=0,423$ ). (c) Índice de complexidade da vegetação circundante dos indivíduos de *Syagrus coronata* e o índice de manejo ( $R^2=0,012$ ;  $gl=28$ ;  $p=0,553$ ). (d) Índice de manejo e índice de Sombreamento (IS) dos indivíduos de *Syagrus coronata* ( $R^2=0,0007$ ;  $gl=28$ ;  $p=0,883$ ). (e) Índice de manejo e os scores da composição das comunidades associadas aos indivíduos de *Syagrus coronata* obtidos pelo escalonamento multidimensional não métrico ( $R^2=0,0001$ ;  $gl=28$ ;  $p=0,815$ ).

## DISCUSSÃO

O corte das folhas independe da complexidade da vegetação circundante, indicando que a vegetação circundante não limita o acesso às palmeiras e, conseqüentemente, não interfere no corte das suas folhas. Embora a morfologia do forófito seja importante para suportar espécies, especialmente em ambientes secos (Callaway et al. 2002), o manejo das folhas de *S. coronata* parece não influenciar a riqueza, a abundância e a composição das comunidades de plantas associadas aos seus indivíduos. Com isso, a limitação de dispersão de diásporos pode ser o processo que rege a ocorrência destas plantas nas bainhas das palmeiras. Além disso, uma vez que o manejo das folhas de *S. coronata* não reduziu o sombreamento, a área restante da bainha parece ser suficiente para que haja o acúmulo de matéria orgânica e água e evitar a dessecação dos diásporos, propiciando um microclima favorável à germinação e estabelecimento dos mesmos.

Durante a coleta de dados, observei indivíduos que sofreram perturbação por fogo (observação pessoal). Nessas palmeiras, não registrei o estabelecimento de plantas sobre os ramos dos indivíduos de licuri. Isto pode indicar que o fogo pode ser um fator limitante para as comunidades de plantas associadas aos forófitos, como ocorre em diversos outros sistemas (Pausas et al. 2014).

Em conclusão, o corte das folhas não afeta a comunidade de plântulas associadas aos indivíduos de *Syagrus coronata*. Contudo, tal informação deve ser utilizada com cautela, uma vez que Moraes (2016) relatou que o manejo contínuo das folhas do licuri influencia o sucesso reprodutivo da palmeira, comprometendo o desempenho do forófito ao diminuir sua produção de frutos e impactar a fauna que se alimenta desta espécie.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV (UFPE) e às Instituições financiadoras ICMBIO, PELD-PRONEX (CNPQ) pelo

apoio logístico e financeiro para a realização do X Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, aos professores Marcelo Tabarelli, Inara Leal e Felipe Melo pela orientação, e aos monitores Davi Jamelli, Artur Domingos e Pedro Santos Neto pelo auxílio indispensável.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barros MF. 2018. Regeneração natural da Caatinga após agricultura : mudanças na diversidade taxonômica, funcional e filogenética nas assembleias de plantas. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Callaway RM, Reinhart KO, Moore GW, Moore DJ, Pennings SC. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecologia* **132**:221-230.
- Coimbra-Filho AF, Câmara IG. 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Rio de Janeiro.
- DRYFLOR et al. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* **353**:1383–1387.
- Ferreira FF. et al. 2001. Efeito de um gradiente de umidade na riqueza de espécies associadas a *Attalea phalerata* (Mart.) Palmae. In Camargo G. et al., editores. *Ecologia do Pantanal: Curso de Campo 2001*. Editora Oeste, Campo Grande.
- Gonçalves LJB. 2016. Perturbações antrópicas, a proliferação da palmeira licuri (*Syagrus coronata*) e a comunidade de epífitas em uma paisagem antrópica na caatinga. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Heubach K, Witing R, Nuppenau E, Hahn K. 2011. The economic importance of non-timber forest products (NTFPs) for livelihood maintenance of rural West African communities: A case study from northern Benin. *Ecological Economics* **70**: 1991-2001.

- Kauffman JB, Jr RLS, Cummings DL, Sampaio EVSB. 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in Neotropical Dry Forests. *The Ecological Society of America* **74**:140–151.
- Martínez-Balleste A, Martroel C. 2015. Effects of harvest on the sustainability and leaf productivity of populations of two palm species in Maya homegardens. *PLoS ONE* **10**:1 – 17.
- Moraes BR. 2016. O extrativismo de folhas da palmeira ouricuri (*Syagrus coronata* (Martius) Beccari) (Arecaceae) e seus impactos na produção de frutos. Universidade Federal de Alagoas, Maceió.
- Nascimento CES, Tabarelli M, Silva CAD, Leal IR, Tavares WS, Serrão EJ, Zanuncio JC. 2014. The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. *Science of the Total Environment* **481**:108–113.
- Pausas JG, Keeley JE. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* **204**:55–65.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Al E. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153.
- 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**:1–11.
- Sociedade Nordestina de Ecologia (SNE). 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Relatório técnico, 151 p.
- Souza VC, Lorenzi H. 2008. Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado no APG II. Instituto Plantarum 2, Nova Odessa.
- Specht MJ, Santos BA, Marshall N, Melo FPL, Leal IR, Tabarelli M, Baldauf C. 2019. Socioeconomic differences among resident, users and neighbour

populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management* **232**:607–614.

Vallejo ML, Galeano G, Bernal R, Zuidema PA. 2014. The fate of populations of *Euterpe oleracea* harvested for palm heart in Colombia. *Forest Ecology and Management* **318**: 274 – 284.

# 20

INFLUÊNCIA DO  
GRADIENTE NUTRICIONAL  
NA MORFOLOGIA DE  
ESTRUTURAS  
VEGETATIVAS E  
REPRODUTIVAS DE  
*Ipomoea subincana*  
EM UMA FLORESTA  
TROPICAL  
SAZONALMENTE  
SECA DO BRASIL

## 20 INFLUÊNCIA DO GRADIENTE NUTRICIONAL NA MORFOLOGIA DE ESTRUTURAS VEGETATIVAS E REPRODUTIVAS DE *Ipomoea subincana* EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA DO BRASIL

Rodrigo F R Carmo

Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.

### RESUMO

Em plantas, o desenvolvimento dissociado de suas partes é um fator importante para a adaptação local de populações ao longo de ambientes heterogêneos. Esse fator pode estar relacionado ao processo de polinização e, por consequência, estabelecimento da população local. Dessa forma, espera-se que outros fatores estejam inerentes ao processo de diferenciação fenotípica em populações de *Ipomoea subincana*, como disponibilidade de nutrientes no solo. Assim, o principal objetivo desse trabalho foi comparar os efeitos diferenciais da disponibilidade de nutrientes nas estruturas vegetativas e reprodutivas de *Ipomoea subincana* ao longo de um gradiente altitudinal. Houve uma variação diferenciada entre as estruturas, com flores apresentando maior variação na forma ao longo do gradiente quando comparada com folhas. Em relação ao tamanho das estruturas, apenas as folhas variaram, com tamanhos menores sendo registrados em solos mais rasos. Os resultados desse estudo apontam para um processo fenotípico diferencial das estruturas reprodutivas e vegetativas de *I. subincana* ao longo de um gradiente de disponibilidade de recurso, sugerindo, de uma forma geral, um desacoplamento fenotípico entre as estruturas reprodutivas e vegetativas.

**PALAVRAS-CHAVE:** variação morfológica, desenvolvimento dissociado, morfometria geométrica, Convolvulaceae.

## INTRODUÇÃO

A plasticidade fenotípica é a habilidade de um organismo de expressar diferentes fenótipos sob diferentes condições ambientais (Agrawal 2001). O estudo dessas variações fenotípicas no corpo de um indivíduo como todo ou em partes do corpo é um importante tópico para a biologia evolutiva uma vez que eles afetam diretamente a adaptabilidade das espécies (Wanderley et al. 2016). Tal variação pode ocorrer de forma a haver uma variabilidade agregada das partes do corpo (covariação representada pela alometria), ou de forma separada (Agrawal 2001).

Em plantas, o desenvolvimento dissociado de suas partes (como as porções reprodutivas e vegetativas) é um fator importante para a adaptação local de populações ao longo de ambientes heterogêneos (Wanderley et al. 2016). Isso facilita a adaptação floral ao agente polinizador da planta sem afetar necessariamente a adaptação da folha ou outro órgão vegetativo. Tal teoria sugere que flores com polinizadores especializados tendem a ter dissociação modular funcional para os traços vegetativos (Pérez -Barrales et al. 2014).

Em sistemas de polinização especializados, a seleção mediada por polinizadores afeta diretamente o processo reprodutivo da planta. Por outro lado, se o sistema é generalista, a variedade de polinizadores pode exercer pressões seletivas distintas, inclusive anulando uma a outra (Johnson & Steiner 2000). Esse é o caso da *Ipomoea subincana* (Convolvulaceae), caracterizada por apresentar além de uma estratégia de polinização generalista (Piedade 1998), a presença de muitas flores por indivíduo aliado a coloração vistosa da corola, potencializando o processo de atração (Kiill & Ranga 2003). Assim, a pressão exercida pela polinização em populações dessa família não parece ser o agente modulador da plasticidade fenotípica aparente, havendo possivelmente uma variação desse padrão de diferenciação morfológica associado a outros fatores, como por exemplo a disponibilidade de recurso (e.g. nutrientes).

Nesse cenário, o objetivo principal desse estudo foi comparar os efeitos diferenciais da disponibilidade de nutrientes nas estruturas vegetativas e reprodutivas de *Ipomoea subincana* ao longo de um gradiente. Testando a

hipótese de que estruturas vegetativas são menos sensíveis às alterações promovidas pela variação nutricional, frente as estruturas reprodutivas.

## MATERIAL E MÉTODOS

Realizei o estudo de campo ao longo da Trilha das Torres, inserida nos limites do Parque Nacional do Catimbau (Buíque, PE, Brasil). A área é caracterizada por apresentar clima predominantemente semiárido, com transição para o tropical chuvoso. A temperatura média é de 23 °C com pluviosidade irregular e espaçada ao longo do ano – 300 a 500 mm/ano (Rodal et al. 1998). As áreas de coleta estão localizadas ao longo de um afloramento rochoso sedimentar, o que proporciona um gradiente de profundidade do solo inversamente proporcional com a elevação. Áreas mais elevadas apresentam solos mais rasos, ao ponto que áreas com menores elevações apresentam maior profundidade do solo.

Ao todo, eu selecionei cinco áreas de coleta ao longo de um gradiente de disponibilidade de nutrientes, distantes 200 metros no mínimo entre si (áreas 1 com solo mais profundo e áreas 2, 3, 4 e 5 com solo mais raso). A profundidade do solo foi utilizada como proxy da disponibilidade de nutrientes, uma vez que existe uma relação inversamente proporcional entre as medidas. Em cada área, num raio de 10 m, 15 indivíduos de *Ipomoea subincana* foram amostrados aleatoriamente, sendo fotografada, em campo, uma flor e a região dorsal da folha distante cerca de 20 cm do ápice da ramificação a partir do final do ramo. Todas as fotos foram padronizadas, com 20 cm de distância focal. Além disso, usei a profundidade do solo como indicativo da heterogeneidade ambiental local, com 10 marcações por área amostrada.

Dez pontos (marcos anatômicos do tipo 1) foram digitalizados para ambas as estruturas (reprodutiva e vegetativa) através do software tpsDig2 versão 2.16. Cada marco anatômico consiste na digitalização de um ponto em uma determinada região da unidade amostral (folha ou flor). A criação desses marcos anatômicos do tipo 1 gera informações de posição da estrutura marcada, ao ser geradas coordenadas ( $x$ ,  $y$ ) para cada um dos pontos. Os marcos anatômicos são classificados de acordo com o grau de confiabilidade quanto à homologia

dos pontos, sendo o do tipo 1 aqueles cuja homologia provém de padrões únicos na forma biológica (Fornel & Cordeiro-Estrela 2012). Portanto, tais marcos são os mais indicados para esse estudo. Para que seja possível avaliar, de forma separada, a forma e o tamanho das estruturas, as configurações dos marcos anatômicos foram superimpostas usando a análise generalizada de Procrustes (Rohlf & Slice 1990). Esse processo consiste em três passos principais: 1) as configurações das partes reprodutivas e vegetativas, a partir da digitalização dos marcos anatômicos, são transladadas para eliminar o efeito da posição; 2) as configurações dos marcos anatômicos são escaladas na unidade do tamanho do centroide – definido como a raiz quadrada da soma do quadrado das distâncias dos marcos anatômicos para o centro de gravidade da configuração (Bookstein 1991), eliminando assim o efeito do tamanho; 3) finalmente, as configurações superimpostas são rotacionados ao redor da origem para minimizar as distâncias entre os marcos anatômicos homólogos, no qual remove o efeito da orientação. Essa técnica permite analisar os valores oriundos dos marcos anatômicos em relação a forma (valores das coordenadas de Procrustes  $x,y$ ) e o tamanho (tamanho do centroide) das estruturas vegetativas e reprodutivas em questão.

Para analisar as diferenças no tamanho das estruturas reprodutoras e vegetativas entre as áreas amostrais, eu comparei o tamanho do centroide usando uma ANOVA simples seguida pelo teste de Tukey. Eu utilizei a Análise de Variância Multivariada (MANOVA) nos dados de coordenada dos marcos (coordenadas de Procrustes) para testar se as populações divergem em relação à forma. A diferença entre os grupos foi caracterizada pela Função Discriminante. As populações ainda foram ordenadas no espaço reduzido através da Análise de Variação Canônica (CVA). Para avaliar a relação entre as formas e os tamanhos das estruturas reprodutivas e vegetativas e o coeficiente de variação da profundidade do solo (razão entre o desvio padrão e a média da profundidade do solo para cada área amostrada), eu realizei uma regressão múltipla.

## RESULTADOS

As estruturas reprodutivas e vegetativas variaram de maneira diferente ao longo do gradiente altitudinal. Enquanto a flor de *Ipomoea subincana* não variou seu tamanho ao longo das áreas amostrais ( $F_{4;70}=0,450$ ;  $p=0,772$ ), estruturas vegetativas maiores foram encontradas nas porções com coeficiente de solo mais profundo ( $F_{4;70}=5,311$ ;  $p<0,05$  – Fig. 1). Não houve relação entre o tamanho da flor (representado pelo tamanho do centroide) e o coeficiente de variação do solo ( $R^2=0,036$ ;  $p=0,182$ ). No entanto, tal variável foi suficiente para explicar a variação no tamanho da estrutura vegetativa ( $R^2=0,036$ ;  $p<0,05$ ).

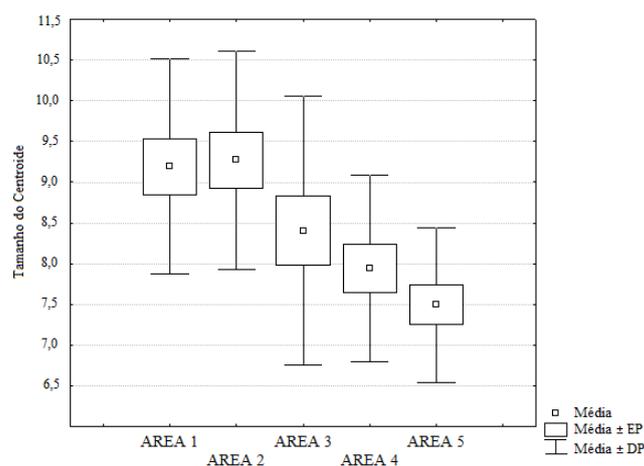


Figura 1. Média dos tamanhos das estruturas vegetativas (com base no tamanho do centroide) ao longo das áreas amostradas na Caatinga, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. EP=Erro Padrão; DP=Desvio Padrão.

Em relação a forma, tanto as flores (Wilks' lambda=0,427; g.l.=80; 203,6;  $P<0,05$ ) quanto as estruturas vegetativas (Wilks' lambda=1,710; g.l.=80; 203,6;  $P<0,05$ ) variaram ao longo do gradiente altitudinal. A análise de regressão foi sensível para demonstrar uma relação existente entre o coeficiente de variação do solo e a forma das flores ( $R^2=0,106$ ;  $P<0,05$ ). Por outro lado, tal variável não explicou a variação na forma das folhas ( $R^2=0,007$ ;  $p=0,848$ ).

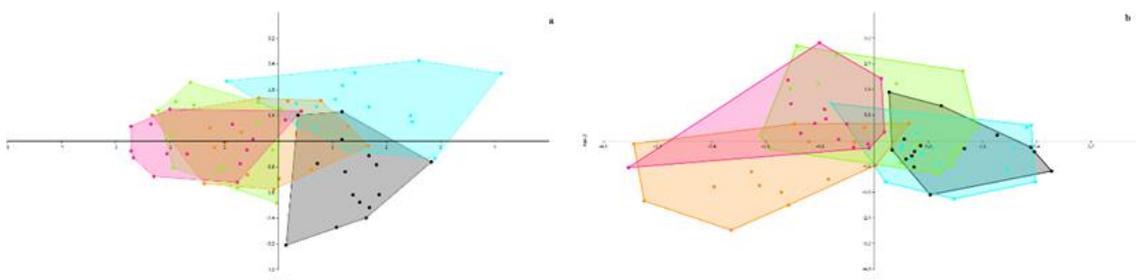


Figura 2. Resultado da análise do CVA para estrutura reprodutiva (a) e vegetativa (b) de *Ipomoea subincana* (Convolvulaceae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

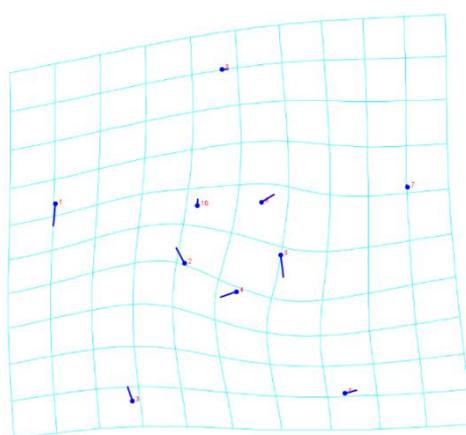


Figura 3. Grid de deformação oriundo do CV1 para estrutura reprodutiva de *Ipomoea subincana* em uma área de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

A CVA demonstrou que os dois primeiros eixos explicam cerca de 80% da variação encontrada na forma das flores, enquanto que, para folha, 75% da variação é explicada pela análise (Fig. 2). O primeiro eixo da CVA demonstra haver uma alteração generalizada na forma das flores de *I. subincana*, com a região central da flor sofrendo uma torção no sentido horário (Fig. 3), ao ponto que os marcos anatômicos 1 e 5 são deslocados na direção oposta. A análise de função discriminante foi suficiente para segregar a área 1 das demais, exceto da área 2, a qual apresentou menos torção na entrada da corona de forma afunilada quando comparada com flores oriundas da área 4 (Tabela 1). Para folhas, o CV1 é suficiente para mostrar 54% da variação entre as áreas

amostrais, com flores oriundas da área 2 mais largas do que as amostradas na área 5 (DF=3,662;  $P<0,05$  – Fig. 4).

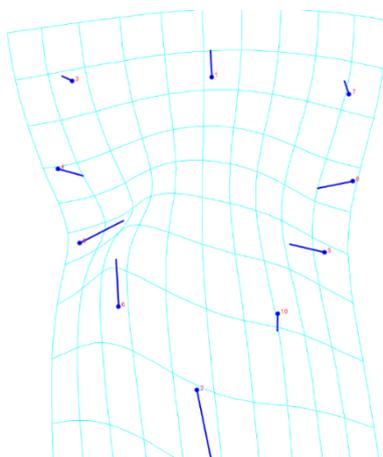


Figura 4. Grid de deformação oriundo do CV1 para estrutura vegetativa de *Ipomoea subincana* (Convolvulaceae) em uma área de Caatinga do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

## DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo apontam para um processo fenotípico diferencial das estruturas reprodutivas e vegetativas de *I. subincana* ao longo de um gradiente nutricional do solo. Esse resultado sugere, de uma forma geral, um desacoplamento fenotípico entre as estruturas reprodutivas e vegetativas. Tal desacoplamento parece permitir uma permanência (constância) do processo de polinização independente da variação da disponibilidade nutricional, sem dificultar a adaptação das folhas para a seleção ambiental.

Apesar de não haver diferenciação no tamanho das flores ao longo do gradiente testado, a forma dessa estrutura variou significativamente, com flores mais contorcidas nas regiões com solos mais rasos. O processo de floração de espécies congênicas a *I. subincana* está intimamente relacionado com a disponibilidade de água e, por consequência, de nutrientes do solo (Newstrom & Frankie 1994). Isso pode ser um viés explicativo para a formação diferencial das flores em solos mais rasos.

**Tabela 1. Resultados combinatórios da análise da função discriminante para flores e folhas através da distância de Mahalanobis. Resultados significantes em negrito.**

Flor	Distância de Mahalanobis	p
A1-A2	2,592	0,276
A1-A3	3,602	<b>&lt;0,05</b>
A1-A4	4,261	<b>&lt;0,05</b>
A1-A5	4,572	<b>&lt;0,05</b>
A2-A3	2,737	0,189
A2-A4	3,593	<b>&lt;0,05</b>
A2-A5	4,026	<b>&lt;0,05</b>
A3-A4	2,043	0,577
A3-A5	3,139	0,085
A4-A5	1,912	0,671

Folha	Distância de Mahalanobis	p
A1-A2	1,581	0,875
A1-A3	2,898	0,138
A1-A4	2,705	0,201
A1-A5	2,843	0,154
A2-A3	2,897	0,139
A2-A4	1,987	0,617
A2-A5	3,622	<b>&lt;0,05</b>
A3-A4	2,091	0,543
A3-A5	2,333	0,381
A4-A5	2,621	0,235

Os resultados desse estudo apontam para a possível existência de um *trade off* entre a sincronia de floração intraespecífica existente na população (Gentry 1974) e a manutenção das estruturas reprodutivas. Isso se deve a uma ausência do padrão convencional de exibição do display floral em áreas com solos mais rasos. A manutenção das estruturas reprodutivas, mesmo que fora do padrão convencional de forma, pode ser uma estratégia da planta para promover a maior atração de agentes polinizadores distintos (Baker 1973), e por consequência a manutenção da população local. Tal fator pode estar relacionado com o destino do recurso disponível no local.

A significância na variação do tamanho e forma das estruturas vegetativas apontam para uma ausência de direcionamento dos recursos obtidos pela planta. Em escala reduzida, a análise morfológica aponta para uma ação de preservação populacional da espécie ao longo do gradiente nutricional. Por fim, esse estudo corrobora a hipótese de haver um padrão diferencial das estruturas reprodutivas e vegetativas de *I. subincana* ao longo de um gradiente altitudinal. Além disso, joga luz para o debate de alocação de recursos (nutrientes e água) de forma diferencial para as porções vegetativas e reprodutivas dessa espécie nas condições testadas. A realização de estudos futuros que integrem as análises morfométricas (geométricas) com o conhecimento da biologia/fisiologia vegetal pode elucidar questões de adaptação local desses vegetais, além de processos evolutivos inerentes nesse cenário.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos organizadores do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pela oportunidade e aprimoramento do conhecimento científico em áreas de Caatinga. Aos Monitores, Arthur Domingos, Pedro Santos e Davi Jamelli pelo suporte técnico-científico ao longo do curso. Agradecemos também órgãos de fomento ICMBio, PPGBV-UFPE, CNPq e os projetos PELD e PRONEX.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agrawal AA. 2001. Phenotypic plasticity in the interactions and evolution of species. *Science* **294**:321–326
- Baker HG. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**:1–24.
- Bookstein FL. 1991. *Morphometric Tools for Landmark Data: Geometry and Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fornel R, Cordeiro-Estrela P. 2012. Morfometria geométrica e a quantificação da forma dos organismos. Páginas 101–120 in J. R. Marinho, L. U. Hepp, R.

- Fornel, editores. Temas em Biologia: Edição comemorativa aos 20 anos do Curso de Ciências Biológicas e aos 5 anos do PPG-Ecologia da URI Campus de Erechim. EDIFAPES, Erechim.
- Gentry AH. 1974. Coevolutionary patterns in Central American Bignoniaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **61**:728–759.
- Johnson S, Steiner KE. 2000. Generalization versus specialization in plant pollination systems. *Trends in Ecology and Evolution* **15**:140–143.
- Kiill LHP, Ranga NT. 2003. Ecologia da polinização de *Ipomoea asarifolia* (Ders.) Roem. & Schult. (Convolvulaceae) na região semiárida de Pernambuco. *Acta botânica brasiliensis* **17**:355–362.
- Newstrom LE, Frankie W. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica* **26**:141-159.
- Pérez-Barrales R, Simón-Porcar VI, Santos-Gally R, Arroyo J. 2014. Phenotypic integration in style dimorphic daffodils (*Narcissus*, Amaryllidaceae) with different pollinators. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **369**:20130258.
- Piedade LH. 1998. Biologia da polinização e reprodutiva de sete espécies de Convolvulaceae na caatinga do sertão de Pernambuco. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Campinas, Campinas, SP.
- Rodal MJN, Andrade KVSA, Sales MF, Gomes APS. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* **58**:517–526.
- Rohlf FJ, Slice DE. 1990. Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Zoology* **39**: 40–59.
- Wanderley AM, Galetto L, Machado ICS. 2016. Functional decoupling between flowers and leaves in the *Ameroglossum pernambucense* complex can facilitate local adaptation across a pollinator and climatic heterogeneous landscape. *Journal of Evolutionary Biology* **29(3)**:528-40.

**21**

**ESPECIFICIDADE NA  
REDE DE INTERAÇÃO  
ENTRE BROMÉLIAS E  
SEUS FORÓFITOS NO  
PARQUE NACIONAL DO  
CATIMBAU**

## 21 ESPECIFICIDADE NA REDE DE INTERAÇÃO ENTRE BROMÉLIAS E SEUS FORÓFITOS NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU

Sinzingando Lima

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

### RESUMO

A relação de preferência de uma espécie de epífita e um determinado forófito depende de uma complexa interação entre fatores bióticos, químicos e físicos do substrato. Em algumas comunidades observa-se que algumas epífitas ocorrem no mesmo forófito, indicando compartilhamento de substrato, porém elas também podem ocorrer em apenas uma espécie de forófito, indicando especificidade na interação. Assim este trabalho objetivou identificar como é estruturada a rede de interação entre epífitas e seus forófitos e determinar os motivos da especificidade da interação. Bromélias epífitas e seus forófitos no Parque Nacional do Catimbau foram utilizados como modelo de interação. Afim de montar uma rede de interação ponderada registramos em campo cada indivíduo e espécie de forófito e as espécies de bromélias por ele suportadas. Para responder quais atributos dos forófitos determinam a especificidade em sua colonização, obtivemos dados da fenologia vegetativa e a rugosidade do caule. A rede de interação estabelecida foi composta por 4 espécies de bromélias e 17 espécies de forófitos. Esta rede foi mais compartimentalizada do que o esperado ao acaso. As bromélias epífitas registradas pertencem aos gêneros *Billbergia* e *Tillandsia*. Diferentes espécies de *Tillandsia* podem compartilhar o mesmo forófito e possuem diferentes graus de generalização em relação ao substrato a depender da deciduidade e rugosidade do mesmo. O único compartimento isolado indicado na rede se deu em uma relação um-para-um muito forte entre *B. porteana* e *Syagrus coronata*. Essa dependência de *B. porteana* em relação à *S. coronata* pode estar associada a essa ser a única espécie de forófito que foi simultaneamente perenifólia e de caule rugoso, sendo essas características

importantes para *B. porteana*, que é uma espécie de grande porte e necessita de um forófito compatível com sua estrutura.

**PALAVRAS-CHAVE:** *Billbergia*, epifitismo, especificidade, modularidade, *Tillandsia* spp.

## INTRODUÇÃO

As epífitas são plantas que ao invés de se desenvolverem sob o solo, fazem uso de outras plantas como substrato para seu desenvolvimento, não possuindo necessariamente relação nutricional com esse substrato, podendo este apenas servir de apoio. Por sua vez, as plantas que servem de substrato para as epífitas são denominadas de forófitos (Benzing 1990). O hábito epifítico é encontrado em cerca de 25000 espécies de plantas, correspondendo cerca de 8 a 10% das plantas vasculares (Benzing 2004).

A relação de preferência de uma espécie de epífita por um determinado forófito é dependente de uma complexa interação entre fatores bióticos, químicos e físicos do substrato (Barkman 1958). Entre as características dos forófitos, é possível observar o tamanho, inclinação, características físicas da casca como estabilidade, rugosidade, espessura, porosidade, pH e retenção de água (Bergstrom & Tweedie 1998). O entendimento das relações entre plantas epífitas e seus hospedeiros versa sobre a complexidade dessas interações e pelo fato da especificidade e relação ao hospedeiro de maneira geral não ser absoluta. Por outro lado, algumas espécies de epífita apresentam restrição a um forófito específico (Studlar 2008).

No grupo das Angiospermas, Bromeliaceae representa umas das principais famílias que apresenta plantas epífitas, com cerca de 60% dos gêneros apresentando hábito epifítico (Benzing 2003). No Brasil a família representa a segunda em número de espécies epífitas (Freitas et al. 2016). O sucesso dessa família na colonização dos forófitos deve-se, principalmente, à capacidade de obtenção de nutrientes e umidade diretamente da atmosfera ou das cisternas formados pelo imbricamento da base das suas folhas, estreitamente relacionadas e dependentes do clima de cada região (Lugo & Scatena 1992).

As bromélias epífitas possuem grande importância para o ecossistema. Podem ser bioindicadoras da qualidade do ar (Brighigna et al. 1997), como também habitat para diversos animais e microorganismos associados as suas folhas (Hornung-Leoni et al. 2012). Algumas delas apresentam tanque para armazenar água e são fonte de recurso hídrico, além de verdadeiros

microhabitats para a manutenção de animais que utilizam a água contida no tanque dessas bromélias para forrageamento, reprodução e refúgio contra predadores (Oliveira 2004).

No Parque Nacional (Parna) do Catimbau é registrada a presença de 11 espécies distribuídas em oito gêneros, sendo a subfamília mais representativa Bromelioideae, seguida por Pitcairnioideae e Tillandsioideae. A maioria dessas espécies é encontrada na forma de vida epifítica sendo elas *Aechmea leptantha*, *Billbergia portiana*, *Tillandsia catimbauensis*, *Tillandsia loliacea*, *Tillandsia recurvata*, *Tillandsia streptocarpa* (Ferreira et al. 2015).

No Parna Catimbau essas diferentes espécies de bromélias podem ser vistas ocorrendo no mesmo forófito, indicando um compartilhamento de substrato, como também podem ser vistas espécies ocorrendo em apenas uma espécie de forófito, indicando uma especificidade pelo substrato. Diante deste cenário, o objetivo deste trabalho foi identificar como está estruturada a rede de interação entre bromélias e seus forófitos no Parna Catimbau, bem como o que determina a especificidade dessas interações, além de reunir informações sobre essas espécies. Desta forma, a hipótese deste estudo é de que existe uma especificidade entre essas bromélias e seus determinados forófitos e que atributos biológicos desses forófitos determinam essa especificidade. Espera-se uma rede com maior modularidade em comparação com modelos nulos, determinado pela rugosidade e deciduidade dos forófitos.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Trilha do Camelo no Parna Catimbau, localizado entre o agreste e o sertão de Pernambuco, nos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, totalizando uma área de 62.300 ha. A área está coberta por uma fitofisionomia caracterizada por arbustos e algumas árvores perenifólias e um estrato subarbustivo denso. A média da temperatura é de 25 °C e um intervalo de precipitação anual de 300 a 900 mm com maior pluviosidade registrada de abril a junho (Ibama 2007).

Para a descrição da rede bromélias epífitas-forófitos, realizamos busca ativa pelo método de caminhamento (Filgueiras et al. 1994) na Trilha do Camelo.

Em campo, registramos as seguintes informações: (1) identificação da espécie do forófito até o máximo nível taxonômico possível; (2) espécies de bromélia ocorrente para cada um dos forófitos; (3) quantos indivíduos de cada um dos forófitos tinha registro das bromélias.

Para responder que atributos dos forófitos determinam a especificidade na colonização dos forófitos, consideramos dois atributos principais: a fenologia vegetativa e a rugosidade do caule. Para a fenologia, classificamos cada espécie de forófito entre decíduas (neste grupo incluímos espécies áfilas, por estarem sujeitas a mesma condição de ausência de sombreamento) e perenifólias. Para rugosidade do caule, classificamos as espécies em caule liso e rugoso. A deciduidade das espécies seguiu Barbosa et al. (2003) e Lorenzi (1998) e a rugosidade dos caules foi estabelecida através de observação pessoal.

Para execução das análises estatísticas, primeiramente construí uma matriz de adjacência forófito x bromélia, com os forófitos. Em cada uma das células foi colocado o número de registros de ocorrência de cada uma das bromélias para os forófitos. A partir da matriz ponderada entre bromélias e forófitos, confeccionou-se o grafo bipartido, utilizando-se o programa *R*. Para testar se a rede possui mais compartimentos que o esperado ao acaso, comparamos a rede obtida com um modelo nulo (*Pathfield* com 100 aleatorizações gerado pelo pacote *bipartite* do *R*). Também reportamos a conectância da rede (C), que mede a proporção das conexões que de fato são observadas; a razão entre o número de interações observadas (E); e o número de interações possíveis, que por sua vez é dado pelo produto do número bromélias (B) e forófitos (F) da rede Ou seja,  $C = E / B \cdot F$ . Para valores percentuais, o valor de C foi multiplicado por 100.

## RESULTADOS

Foram obtidos 69 registros de bromélias epífitas distribuídas em 17 morfoespécies vegetais servindo como substrato. Dentre as espécies de bromélias epífitas encontradas na área de estudo, apenas quatro espécies, pertencentes aos gêneros *Billbergia* e *Tillandsia* (Fig. 1), apresentaram hábito

epifítico. As espécies do gênero *Tillandsia loliacea* e *Tillandsia recurvata* ocorreram no maior número de substratos (Fig. 2).

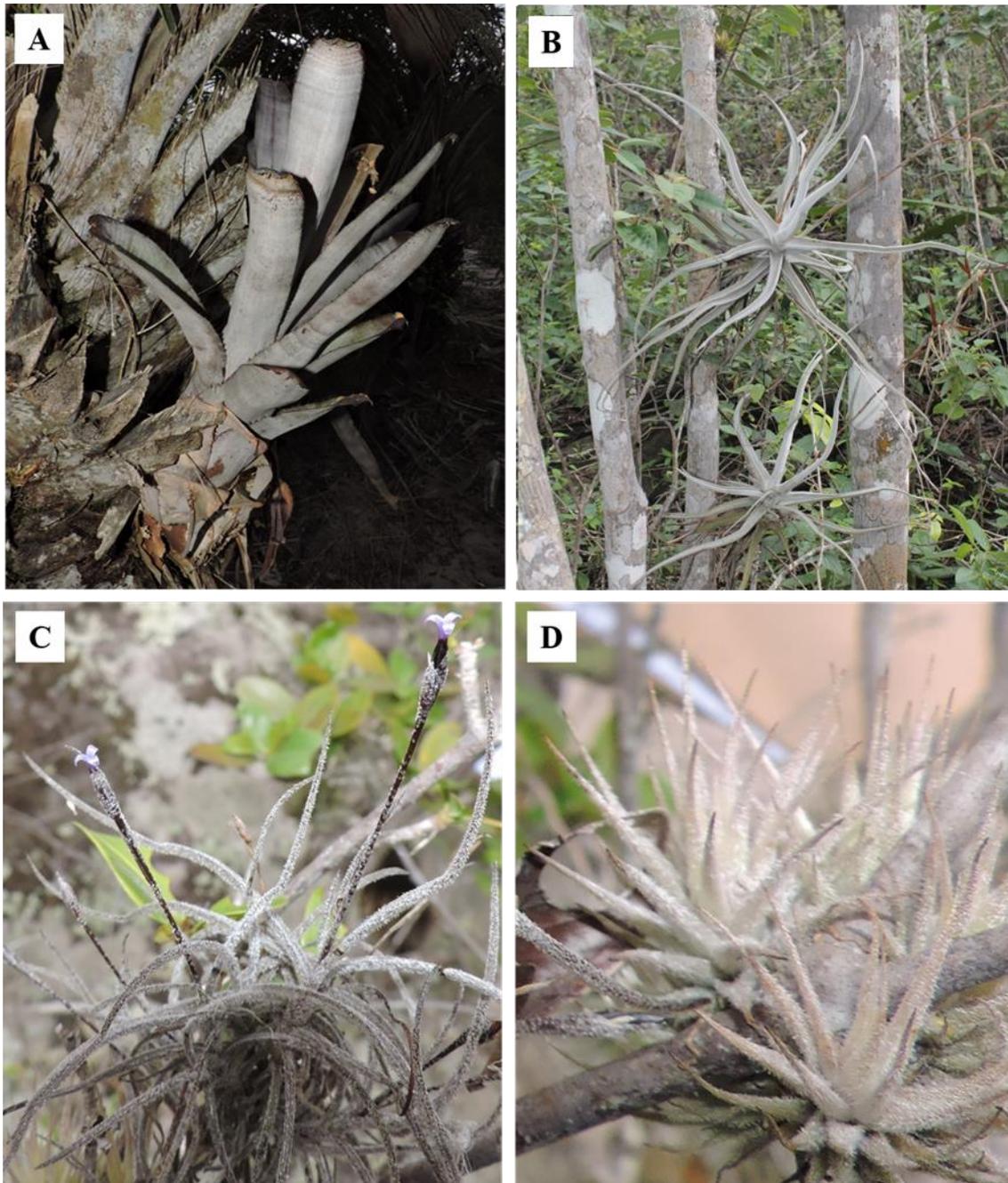


Figura 1: Espécies de bromélias epífitas registradas na trilha do Camelo, Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE. A- *Billbergia porteana*; B- *Tillandsia streptocarpa*; C- *Tillandsia recurvata*; D- *Tillandsia loliacea*.

Os substratos pertenciam a diferentes espécies vegetais, sendo a maioria delas da família Fabaceae (4 espécies), seguidas de Bignoniaceae (3 espécies). O principal forófito encontrado com bromélias epífitas foi a espécie de *Myrcia guianensis* (Myrtaceae), a qual apresentou 13 indivíduos portando bromélias epífitas, seguida da espécie de palmeira *Syagrus coronata* (Arecaceae), com um total de 11 (Fig. 3).

A rede de interações estabelecidas na área de estudo foi composta por 4 espécies de bromélias (B) e 17 espécies de forófitos (F), sendo, teoricamente, possíveis 68 interações. Dentre essas interações 29 foram observadas, sendo a conectância de  $C=0,42=42\%$ . O grafo bipartido mostra uma rede que é mais compartimentada que o esperado ao acaso para um modelo nulo (Random=100,  $p<0,005$ ) (Fig. 4). Entretanto, a rede de interação mostrou que as espécies de *Tillandsia* podem compartilhar o mesmo forófito. Além disso a rede de interação apresentou um módulo formado pela bromélia *Billbergia porteana* e o forófito *Syagrus coronata* (Fig. 5).

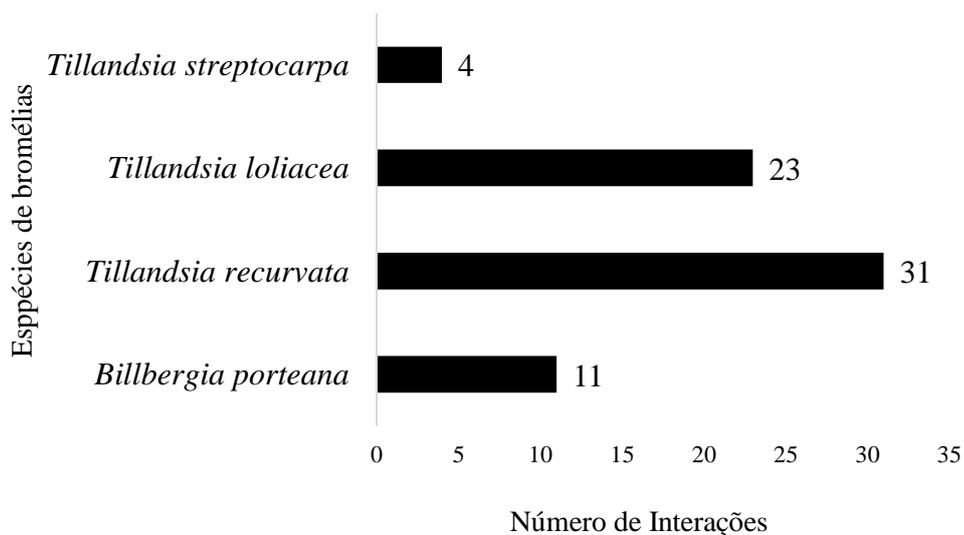


Figura 2: Número de interações entre as espécies de bromélias e epífitas na Trilha do Camelo no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

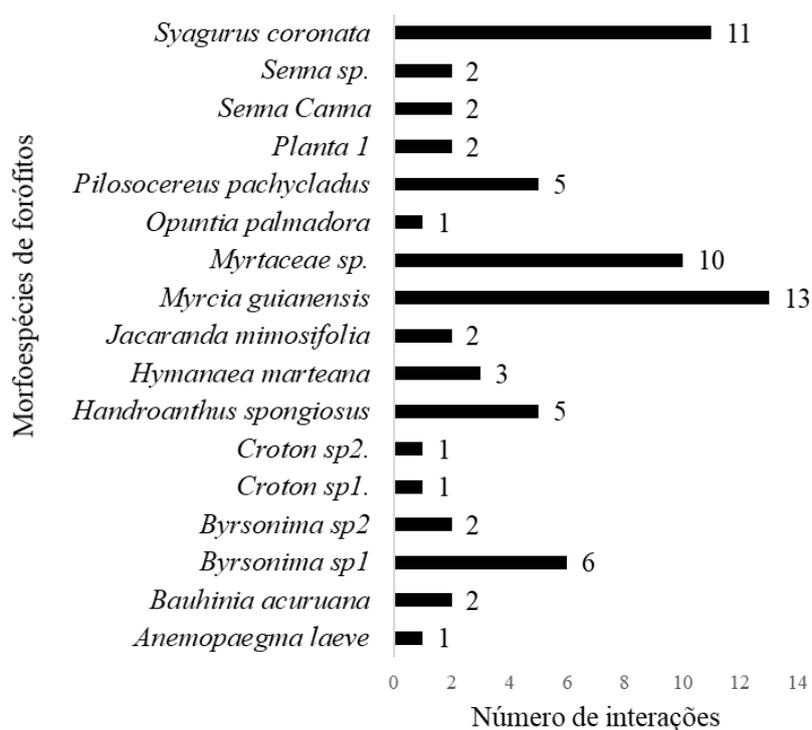


Figura 3: Número de interações entre as morfoespécies dos forófitos e as espécies de bromélias e epífitas na Trilha do Camelo no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE

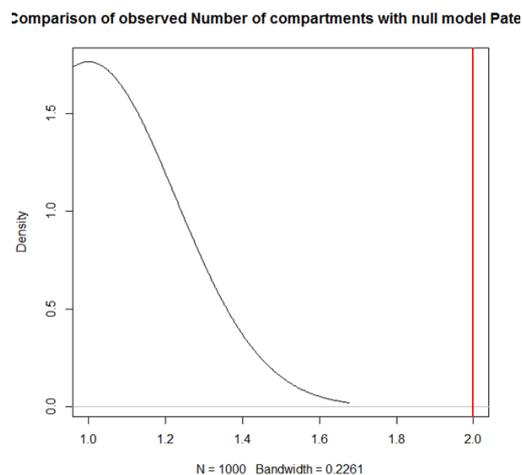


Figura 4: Aleatorizações de acordo com modelo nulo para a rede de interação entre as bromélias epífitas e seus forófitos na Trilha do Camelo Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE (pathfield, 1000 aleatorizações)

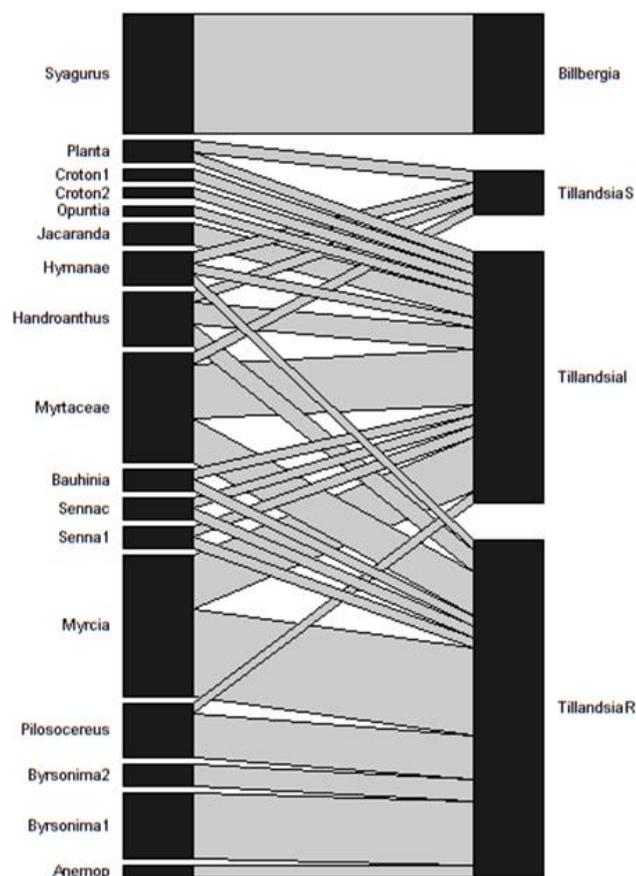


Figura 5. Rede de interação entre as bromélias epífitas e seus forófitos na Trilha do camelo no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

A relação entre as bromélias epífitas e as características de rugosidade e fenologia vegetativa foi significativa ( $X^2=37.87$   $p=0,0009$ ). Foi visto que *Billbergia porteana* só ocorreu em forófito rugoso e perenifólio. Enquanto as espécies de *Tillandsia* são mais generalistas com relação ao substrato, podendo utilizar plantas decíduas como perenifólias, ocorrendo tanto em caule liso como rugoso (Tabela 1).

## DISCUSSÃO

Na área de amostragem do experimento foi visto a ocorrência da maioria das espécies de bromélias que apresentam hábito epifítico para o Parna Catimbau (Ferreira et al. 2015). As espécies *Aechmea leptantha* e *Tillandsia*

*catimbauensis*, embora possam apresentar hábito epifítico (Braga et al. 2013) na área amostrada, apresentaram apenas hábito rupícola e terrícola.

**Tabela 1. Relação das características de rugosidade e fenologia vegetativa dos forófitos e as bromélias epífitas do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.**

Bromélias	Forófitos			
	Rugoso		Liso	
	Decíduo	Perenifólio	Decíduo	Perenifólio
<i>Billbergia porteana</i>	0	11	0	0
<i>Tillandsia recurvata</i>	12	0	16	3
<i>Tillandsia loliacea</i>	7	0	12	4
<i>Tillandsia streptocarpa</i>	0	0	2	2

Os dados mostram que as espécies de *Tillandsia* podem partilhar as mesmas espécies como forófitos, como também os mesmos indivíduos. Isso demonstra que as espécies desse gênero apresentam compartilhamento no uso do substrato. Em seu estudo, Braga et al. (2013) também observaram que as espécies desse gênero compartilham o mesmo substrato, corroborando os dados encontrados nesse estudo.

Dentre as espécies pertencentes ao gênero *Tillandsia* foi visto que *Tillandsia recurvata* e *Tillandsia loliacea* foram as espécies que apresentaram o maior número de registros, colonizando tanto as mesmas espécies de forófitos como também os mesmos indivíduos. Essas espécies apresentam tamanho similares (Till 1992) e como também foi visto por Braga et al. (2013), estas espécies, embora ocorram sobre o mesmo forófito, podem ocupar porções diferentes dos mesmos.

A espécie *Tillandsia streptocarpa* por sua vez apresenta o menor número de registros. Isso pode estar associado ao tamanho da espécie, já que entre as

três espécies congêneres amostradas na área ela é a de maior porte. Três espécies de lenhosas serviram de forófito para *Tillandsia streptocarpa*, evidenciando assim que esta espécie necessita de forófitos com maior estrutura para fixação. Essa característica também foi observada por Braga et al. (2013), que viram que esta espécie colonizava galhos mais grossos e, quando ocorriam em galhos mais finos, colonizavam em galhos próximos que permitiam que ela se fixasse em mais de um galho ao mesmo tempo ou galhos retorcidos que aumentavam a área de fixação.

Diferentes espécies de *Tillandsia* podem compartilhar o mesmo forófito e possuem diferentes graus de generalização em relação ao substrato, a depender da rugosidade e deciduidade do mesmo. Com relação a rugosidade, foi visto que a maioria das espécies estavam fixas em forófitos de caule liso. Embora seja razoável pensar que plantas de troncos rugosos auxiliariam na fixação dessas bromélias, Stuart (2008) mostrou que algumas bromélias e orquídeas se fixam nos forófitos independentemente da espécie e do tipo de tronco (rugoso ou não-rugoso), confirmando os dados aqui encontrados.

Com relação a deciduidade, foi visto que as espécies de *Tillandsia* colonizam principalmente forófitos que apresentavam a característica de perda de suas folhas (decíduas). Mondragon e Calvo-Irabien (2006) mostram a influência da densidade do dossel sobre a dispersão dos propágulos. Os autores argumentam que o que pode ocorrer é que a deciduidade das árvores (resultando em baixa densidade foliar) permite maior fluxo do vento entre os galhos, que possibilita a colonização dos forófitos pelas diferentes espécies de *Tillandsia*, que por sua vez apresentam suas sementes anemocóricas, possuindo como aparelho de voo vários fios que aderem à superfície dos forófitos (Mondragon & Calvo-Irabien 2006).

Os dados deste trabalho mostram que algumas espécies compartilham as mesmas espécies de forófito, embora haja uma relação de especificidade que pode ser explicada pelos atributos dos forófitos. Ao avaliar a espécie *Billbergia porteana*, foi visto uma alta especificidade com a espécie *Syagrus coronata*. Essa forte relação entre essas espécies pode estar associada às características biológicas das espécies envolvidas na relação. *Billbergia porteana* é uma espécie de bromélia de grande porte (Gaiotto et al. 2010) e, assim, muitas

espécies da comunidade que servem de forófito não apresentam características para sustentar uma espécie com esse porte.

Por sua vez *Syagrus coronata*, além de grande porte, comparada com outras espécies da comunidade de forófitos, apresenta diferentes características, como a permanência da base das bainhas (Drumond 2007), que permitem a associação com uma grande diversidade de epífitas de diferentes grupos biológicos (de Catro et al. 2016). Essas características podem estar contribuindo com a forte relação de especificidade entre *Billbergia porteana* e *Syagrus coronata*.

As informações obtidas nesse trabalho sobre a rede de interação entre bromélias epífitas e seus forófitos, mostram que algumas espécies de epífitas possuem uma relação de especificidade com um tipo de forófito, estando essa especificidade relacionada às características biológicas da espécie *Syagrus coronata*.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFPE, ao PPGBV, ao CNPQ e ao PELD – Pronex pelo apoio logístico e financeiro para promoção do X-ECCA. A todos os professores do curso de campo de Ecologia e Conservação da caatinga 2017 pela orientação, ensinamentos e colaborações pertinentes durante as apresentações. Assim como a todos os companheiros do curso pela convivência harmoniosa, ajuda e conselhos nos momentos difíceis. Agradeço especialmente aos monitores Pedro Santos e Arthur Domingos pela ajuda na estatística e aos colegas Arthur Menezes e Tamires Yule pelas fotografias.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barbosa DCA, Barbosa MCA, Lima LCM. 2003. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. Páginas 657-693 in Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC, editores. Ecologia e Conservação da Caatinga. Editora Universitária da UFPE, Recife.

- Barkman JJ. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes: Including a taxonomic survey and de-scription of their vegetation units in Europe. Van Gorcum, Assen.
- Benzing DH. 1990. Vascular epiphytes: general biology and related biota. Cambridge University Press, Cambridge.
- Benzing DH. 2004. Vascular epiphytes. *Forest Canopies* **2**: 175-211.
- Bergstrom DM, Tweedie CE. 1998. A conceptual model for integrative studies of epiphytes: nitrogen utilisation, a case study. *Australian Journal of Botany* **46**: 273-280.
- Braga C et al. 2015. Espécies do gênero *Tillandsia* L. (Bromeliaceae) compartilham os mesmos substratos no Parna Catimbau? Páginas 228-239 in Sfair JC et al., editores. *Ecologia da Caatinga: Curso de campo 2013*. 1ª Edição. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Brighigna L, Ravanelli M, Minelli A, Ercoli L. 1997. The use of an epiphyte (*Tillandsia caput-medusae* Morren) as bioindicator of air pollution in Costa Rica. *Science of the Total Environment* **198**:175-180.
- Castro RA, Fabricante JR, de Siqueira Filho JA. 2016. A importância da palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. para a conservação da riqueza e diversidade de espécies epífitas vasculares na Caatinga. *Revista Árvore* **40**:1-12.
- Drumond MA. 2007. Licuri *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. Embrapa Semi-Árido, Petrolina, 16 p.
- Ferreira JV, Fabricante JR, Filho JAS. 2015. Checklist preliminar de Bromeliaceae do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. *Natureza On-line* **13**: 92-97.
- Filgueiras TDS, Nogueira PE, Brochado AL, Guala GF. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências* **12**: 39-43.
- Freitas L et al. 2016. A comprehensive checklist of vascular epiphytes of the Atlantic Forest reveals outstanding endemic rates. *PhytoKeys* **58**: 65-79.

- Gaiotto DF, Tardivo RC, Cervi AC. 2010. O gênero *Billbergia* Thunberg (Bromeliaceae) no estado do Paraná, Brasil. *Fontqueria* **56(11)**: 81-100.
- Hornung-Leoni CT, Márquez J, Bueno-Villegas J. 2011. Arthropods associated with *Tillandsia deppeana* (Bromeliaceae) from Hidalgo State, México, with three first state records of Coleoptera Species. *Entomological News* **122**: 469-476.
- IBAMA. 2000. Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/mostraUc.php?seqUc=1438>
- Lorenzi H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ª ed. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda, Nova Odessa.
- Lugo AE, Scatena FN. 1992. Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal. *Selbyana* **13**: 123-130.
- Mondragón D, Calvo-Irabién L. 2006. Seed dispersal and germination of *Tillandsia brachycaulos* an epiphytic plant in the Yucatán Península. *South. Nat* **51**: 462-470.
- Oliveira RR. 2004. Importância das bromélias epífitas na ciclagem de nutrientes da Floresta Atlântica. *Acta Bot. Bras* **18**:793-799.
- Stuart J. 2008. O tipo de tronco influencia a abundância de bromélias e orquídeas epífitas? In: Machado G, Prado PIKL, Oliveira AA, editores. Livro do curso de campo "Ecologia da Mata Atlântica". Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Studlar SM. 2008. Host specificity of epiphytic bryophytes near Mountain Lake, Virginia. *The Bryologist* **85**: 37-50.
- Till W. 1992. Systematics and evolution of the tropical-subtropical *Tillandsia* subgenus *Diaphoranthema* (Bromeliaceae). *Selbyana* **13**: 88-94.

A vintage manual typewriter is positioned on a wooden desk. The entire image is overlaid with a semi-transparent green filter. The typewriter is the central focus, with its carriage and paper support visible. The background shows a window with blinds and some foliage.

**22**

**UTILIZAÇÃO DE  
ESPÉCIES MEDICINAIS  
E SUA RELAÇÃO COM  
RIQUEZA E  
ABUNDÂNCIA VEGETAL  
NO PARQUE NACIONAL  
DO CATIMBAU**

## 22 UTILIZAÇÃO DE ESPÉCIES MEDICINAIS E SUA RELAÇÃO COM RIQUEZA E ABUNDÂNCIA VEGETAL NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU

Tamires Soares Yule<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS (Campo Grande/MS)

### RESUMO

A perda da heterogeneidade vegetal causada por perturbações antrópicas é um fator importante no processo de degradação ambiental. Entre essas perturbações podemos citar as atividades econômicas como agropecuária, caça, pesca e extrativismo sem manejo. Dentre essas atividades podemos incluir a medicina tradicional, que faz uso de recursos naturais ao mesmo tempo em que contribui para a conservação dos mesmos. Assim, no presente estudo procurei avaliar se o uso de espécies medicinais afeta tanto a composição, como a riqueza e a abundância de espécies em uma área de Caatinga. Além disso, avalei se o uso dessas espécies tem crescido ou reduzido atualmente. Para isso apliquei questionários sobre as espécies utilizadas, suas partes e modo de preparo, bem como a frequência e o período de uso. Relacionei as espécies relatadas ao conjunto de espécies inventariadas pelo Projeto Ecológico de Longa Duração Catimbau. Os resultados demonstram não haver relação entre o consumo e a redução da abundância de espécies medicinais, bem como entre os períodos de uso, mas indicam que as plantas mais utilizadas não são as mais frequentes no ambiente. Destaco a necessidade de estudos quantitativos relacionados à distância das populações humanas e que avaliem os demais usos das espécies, de modo a permitir uma melhor avaliação das técnicas de manejo e políticas de conservação.

**PALAVRAS-CHAVE:** conservação, manejo, etnobiologia, Caatinga, conhecimento tradicional.

## INTRODUÇÃO

Degradação ambiental e redução da biodiversidade estão relacionadas à perda de heterogeneidade ambiental e a utilização de recursos naturais por populações humanas é um fator determinante nesse processo (Geri et al. 2010). Dentre os usos mais comuns, estão aqueles que geram perturbações crônicas, como as atividades cotidianas de comunidades carentes, que dependem severamente da extração de recursos naturais, como coleta de lenha, caça, pesca e obtenção de medicamentos, realizadas, de maneira geral, sem manejo adequado (Lee et al. 2009).

A medicina tradicional, amplamente utilizada e difundida pelo mundo, tem recebido cada vez mais importância econômica (Agra et al. 2008; Albuquerque et al. 2009) e se destaca dentre as atividades causadoras de perturbações crônicas. Em países em desenvolvimento, onde parte da população tem acesso reduzido aos serviços de saúde, o conhecimento das espécies medicinais é particularmente importante (Agra et al. 2008). O resgate e a valorização da medicina tradicional aborda aspectos culturais, históricos, econômicos e ambientais e precisa ser abordado de forma ética e responsável (ISE 2006). Nesse contexto, a partir de estudos de bioprospecção sobre plantas medicinais, podem surgir novos medicamentos para tratamento quimioterápico e antibiótico, além de representar importante fonte de renda e opção de abordagem sustentável e conservacionista (Albuquerque & Oliveira 2007).

A utilização de espécies medicinais associado ao conhecimento tradicional tem reduzido nos últimos tempos, acompanhando a urbanização e as mudanças no estilo de vida das novas gerações (Albuquerque & Andrade 2002; Agra et al. 2008). Tais mudanças de comportamento degradam o conhecimento relacionado à flora medicinal, além de reduzir a relação das pessoas com o ambiente e dificultar ações e iniciativas conservacionistas (Albuquerque et al. 2009). Sendo assim, por um lado, se o conhecimento e o uso adequado dos recursos vegetais podem auxiliar a conservação dos ecossistemas contra a exploração indiscriminada, por outro, a falta de manejo pode atuar como um fator de perturbação crônica, agravando a degradação ambiental. No presente estudo questiono se as espécies mais frequentes de uma região de Caatinga são mais

utilizadas para uso medicinal. Especificamente, tenho de interesse em avaliar se o uso dessas espécies, para fins medicinais, afeta negativamente a riqueza e a abundância das mesmas. Além disso, questiono se uso desse tipo de recurso vegetal tem reduzido ou aumentado entre a população humana na região de estudo.

## MATERIAL E MÉTODOS

Desenvolvi o estudo na Vila do Catimbau, distrito do município de Buíque-PE, localizado contíguo ao Parque Nacional do Catimbau (PARNA-Catimbau). O PARNA-Catimbau, está localizado na região do agreste pernambucano ( $8^{\circ}24'00''$  e  $8^{\circ}36'35''$  S e  $37^{\circ}09'30''$  e  $37^{\circ}14'40''$  W) sob clima semiárido, tipo BSh com transição para o tropical chuvoso tipo As' (Kottek et al. 2006) e ocorrência de solos do tipo planossolos nátricos e luvisolos crômicos (IBGE 2002). A pluviosidade média da região varia de 400 a 940 mm anuais e a temperatura média é de  $23^{\circ}\text{C}$  (Cavalcanti and Corrêa 2014), o que determina o predomínio de vegetação Savana Estépica Parque (IBGE 2012) dentro de um mosaico de caatingas arbóreas e arbustivas. Desde sua criação, o PARNA-Catimbau não foi totalmente desapropriado, contendo ainda diversas propriedades privadas.

Realizei entrevistas semiestruturadas (Anexo1) com 38 moradores da região entre domiciliados da área urbana e rural. A seleção dos respondentes se deu através da técnica de bola de neve, em que um informante chave inicial indica outro com conhecimento notório e este indica um terceiro respondente e as indicações seguem até que os nomes se repitam (Silvano 2001). Não solicitei informações sobre a indicação de cada espécie, mas alguns entrevistados forneceram, as quais foram adicionadas como informação extra. As entrevistas seguiram critérios de sigilo, referente aos dados pessoais dos respondentes e só ocorreram mediante a autorização da utilização das informações na presente pesquisa. As entrevistas e a abordagem dos entrevistados seguiu as orientações do Código de Ética da Sociedade Internacional de Etnobiologia (ISE 2006).

Relacionei os dados de riqueza e frequência de espécies lenhosas relatadas com dados de riqueza e abundância de espécies do PARNA-

Catimbau, considerando parcelas classificadas como conservadas e em regeneração a partir de dados obtidos por levantamentos prévios nas parcelas do Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD-Catimbau). Avaliei a correlação entre a riqueza de espécies citadas (variável resposta) com aquelas presentes nas parcelas conservadas e em regeneração (variáveis preditoras) através de teste de correlação de Spearman. Realizei teste de regressão linear simples para testar se o relato de uso (variável resposta) variou em função da abundância das espécies (variável preditora). Por fim, realizei um teste qui-quadrado para verificar se houve aumento ou redução do consumo (variável resposta) desses recursos, considerando o período de uso como variável preditora categórica.

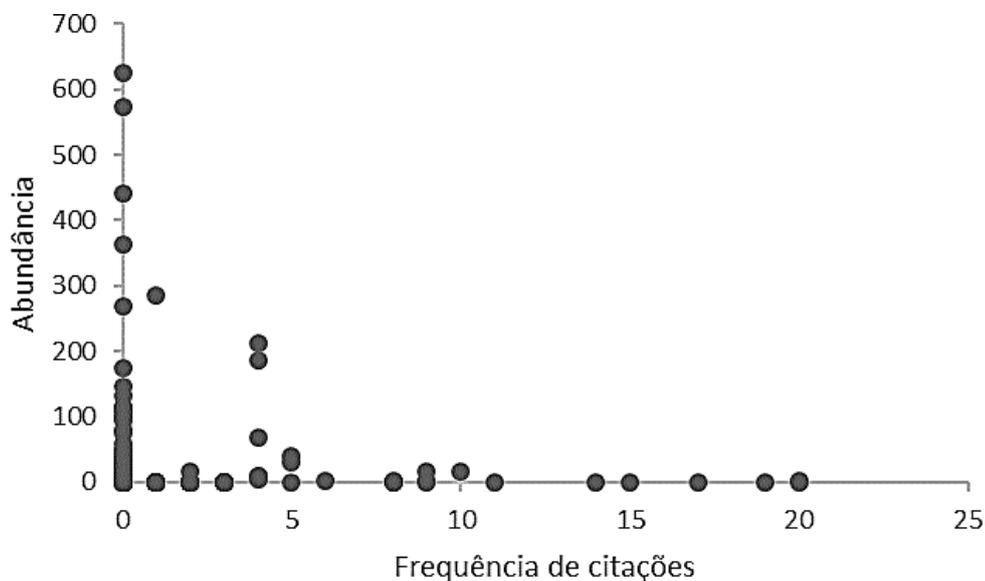
## RESULTADOS

Entre as 38 entrevistas foram citadas 108 espécies, com média de uso de  $8,70 \pm 3,88$  espécies por pessoa, das quais 105 foram identificadas em nível de espécie. Do total de espécies citadas, 89 são nativas (82,4%) (Anexo 1) e 19 cultivadas nos quintais (17,6%) (Anexo 2). As famílias botânicas mais abundantes foram Fabaceae (22 espécies), Euphorbiaceae (6 espécies) e Lamiaceae (5 espécies). Fabaceae também foi a família mais citada, com 115 citações, seguida de Anacardiaceae (29 citações) e Sapotaceae (20 citações).

As partes vegetais mais utilizadas para fins medicinais são: casca (219 citações); folhas (86 citações); raízes (74 citações); sementes (22 citações); frutos (17 citações); flores (9 citações) e todo o indivíduo (2 citações). O modo de preparo mais utilizado é infusão (chá) (181 citações), seguido de imersão (178 citações). Também houve o relato da produção de xaropes ou “lambedores” (28 citações), infusão alcoólica e de partes torradas como café (10 citações cada); uso tópico (9 citações); mistura com leite (7 citações); mistura com mel (3 citações); mascar (2 citações) e inalar (1 citação).

A riqueza de espécies citadas correlacionou-se negativamente com a riqueza conhecida das parcelas conservadas ( $R=-0,382$ ;  $p=4,221$ ) e em regeneração ( $R=-0,404$ ;  $p=5,893$ ). A abundância das espécies, por sua vez, não variou em função do uso para fins medicinais das espécies vegetais lenhosas

nas parcelas conservadas ( $R^2=0,003$ ;  $p=0,218$ ;  $gl=176$ ) (Fig. 1) ou em regeneração ( $R^2=0,005$ ;  $p=0,169$ ;  $gl=176$ ) (Fig. 2).



*Figura 1. Abundância de espécies lenhosas das parcelas conservadas do Projeto Ecológico de Longa Duração em função da frequência de citação das mesmas para fins medicinais no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.*

Dezenove entrevistados (50%) relataram utilizar plantas medicinais da Caatinga cotidianamente; 17 (44,74%) eventualmente e dois (5,26%) disseram não utilizar atualmente. Desses, 13 (34,21%) relatam sempre ter usado plantas medicinais, 14 (36,84%) declaram utilizar mais atualmente e 11 (28,95%) dizem ter usado mais no passado, o que demonstra não haver diferença entre o uso atual e passado ( $\chi^2=0,368$ ;  $p=0,831$ ).

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos mostram que as espécies mais utilizadas não são necessariamente as mais frequentes no ambiente, em qualquer condição de conservação. Porém, não houve relação entre o consumo e a perda de abundância de espécies no ambiente amostrado, bem como entre o relato de consumo atual e anterior, ao contrário do esperado. Entretanto, o uso de partes



*Anadenanthera colubrina* (Fabaceae), *Sideroxylon obtusifolium* (Sapotaceae), *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) e *Ziziphus joazeiro* (Rhamnaceae) como espécies prioritárias para conservação (Oliveira et al. 2007). Esses estudos sugerem a avaliação da funcionalidade das espécies utilizadas, considerando suas equivalentes funcionais para a determinação de estratégias de manejo e conservação (Albuquerque et al. 2009).

A existência de regras e paradigmas em relação ao relato de uso de algumas espécies ficou clara durante as entrevistas. Os entrevistados evitam relatar espécies cuja utilização remeta aos distúrbios íntimos ou ainda que tenham função abortiva, tóxica ou outras ilegais. Exemplo disso foi o relato único e velado obtido a respeito da utilização de *Cannabis sativa* (maconha) como espécie medicinal, apesar do conhecimento geral desse uso. Assim, fica claro que maior conhecimento não implica necessariamente em maior uso, uma vez que ele está relacionado à abundância das espécies, facilidade de acesso, impressões subjetivas como ser considerada de maior qualidade ou rotulada por regras culturais e normas sociais (Albuquerque et al. 2009).

A relação inversa de uso e a frequência de espécies medicinais observada no presente estudo, embora não acompanhada de relação com redução da abundância, demanda atenção à conservação das espécies relatadas. É importante conhecer as demais indicações de cada espécie a fim de refinar a análise e apurar como o uso está atuando na comunidade. Do mesmo modo, estudos mais quantitativos, relacionando riqueza e abundância com a distância da população humana, podem indicar com mais precisão a influência do uso na conservação das espécies. De qualquer forma, políticas de conservação devem ser construídas de maneira participativa, com a inclusão da população local em todas as etapas, a identificação dos problemas e a implantação de soluções (Albuquerque et al. 2009). Estudos como este que identifiquem a amplitude da relação dos moradores com a vegetação são fundamentais.

## **AGRADECIMENTOS**

A autora agradece aos órgãos financiadores ICMBio, PPGBV/UFPE, CNPq e PELD-Pronex. A F. Melo, I. Leal, M. Tabarelli, F. Scarano, P. Santos Neto e D. Jamelli pelas contribuições e G. Constantino pelo apoio técnico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agra MDF, Silva KN, Basílio IJLD, Freitas PF, Barbosa-Filho JM. 2008. Survey of medicinal plants used in the region Northeast of Brazil. *Rev Bras Farmacogn* **18**:472–508.
- Albuquerque UP de, Oliveira RF de. 2007. Is the use-impact on native caatinga species in Brazil reduced by the high species richness of medicinal plants? *Journal of Ethnopharmacology* **113**:156–170.
- Albuquerque UP, De Sousa Araújo TA, Ramos MA, Do Nascimento VT, De Lucena RFP, Monteiro JM, Alencar NL, De Lima Araújo E. 2009. How ethnobotany can aid biodiversity conservation: Reflections on investigations in the semi-arid region of NE Brazil. *Biodiversity and Conservation* **18**:127–150.
- Albuquerque UPDE, Andrade L de HC. 2002. Uso de recursos vegetais da caatinga : o caso do agreste do estado de pernambuco (Nordeste do Brasil ). *Interciência* **27**:336–346.
- Borges Filho HC, Felfili JM. 2003. Avaliação dos níveis de extrativismo das cascas de barbatimão [*Stryphnodendron adstringens*] no Distrito Federal, Brasil. *Revista Árvore* **27**:735–745.
- Cavalcanti LC de S, Corrêa AC de B. 2014. Pluviosidade no parque nacional do Catimbau (Pernambuco): seus condicionantes e seus efeitos sobre a paisagem. *Geografia* **23**:133–156.
- Geri F, Amici V, Rocchini D. 2010. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* **30**:370–379.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE. Rio de Janeiro, RJ.

- ISE. 2006. Código de Ética da International Society of Ethnobiology - ISE (com adições em 2008):13. Available from <http://www.ethnobiology.net/ethics.php>.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F. 2006. World Map of Köppen – Geiger Climate Classification. *Meteorol Z* **15**:259–263.
- Lee DR, Neves B, Lipper L, Zurek M. 2009. Rural Poverty and Natural Resources: Improving Access and Sustainable Management. Page ESA Working Paper. Available from <http://www.ifad.org/rural/rpr2008/chapter2/2.pdf>.
- Oliveira RLC, Lins Neto EMF, Araújo EL, Albuquerque UP. 2007. Conservation priorities and population structure of woody medicinal plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco State, NE Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment* **132**:189–206.
- Silvano RAM. 2001. Etnoecologia e história natural de peixes no Atlântico (Ilha dos Búzios, Brasil) e Pacífico (Moreton Bay, Austrália). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

## ANEXOS

## Anexo 1

**Tabela 2. Espécies nativas com uso medicinal relatado por habitantes da Vila do Catimbau. Legendas: ca- casca, ra- raiz, fo- folha, se- semente, fr- fruto, fl- flor, td- planta toda, ag- água, ch- chá, xa- xarope, al- infusão alcóolica, cm- com mel, cl- com leite, ms- mascar, in- inalar, cf- torrada como café, tp- uso tópico.**

Espécie	Família	Nome popular	Parte	Preparo	Nº de Citações
<i>Sambucus australis</i> Cham. & Schltld.	Adoxaceae	sabugueiro	ca; fo; fl	ch	2
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Amaranthaceae	mentruz, mastruz	fo, ca	ch; cl, tp, xa, ag	7
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	Aroeira	ca	ag, ch, xa	17
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	cajueiro-roxo	ca	ag;ch	8
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	Braúna	fo	ch	3
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	Cajá	ca	ag	1
<i>Cocos nucifera</i> L.	Arecaceae	Coqueiro	fr, ra	ch	3
<i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	Licuri	ra	ag; ch	2
<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	Arecaceae	Babaçu	fr	tp	1
<i>Acanthospermum</i> spp.	Asteraceae	carrapicho-de-boi	ra	ag;ch	5
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	Asteraceae	federação	ra	ag, ch	2
<i>Egletes viscosa</i> (L.) Less.	Asteraceae	Marcela	se	ch	2
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	pau-d'arco	ca	ag; ch, al	4
<i>Handroanthus avellanadae</i> (Lorentz ex Griseb.) Mattos	Bignoniaceae	pau-d'arco-roxo	ca	ag	3
<i>Handroanthus caraiba</i> (Mart.) Mattos	Bignoniaceae	Ipê	ca	ch; al	1
<i>Neoglaziovia variegata</i> (Arruda) Mez	Bromeliaceae	Caruá	ra	ch, ag	2
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Cactaceae	mandacaru	ca, ra, fr	ch, ag	4
<i>Harisia</i> spp.	Cactaceae	rabo-de-raposa	ra	ag, ch	2
<i>Tacinga</i> spp.	Cactaceae	Palma	ra	ch	1
<i>Maytenus rígida</i> Mart.	Celastraceae	Bonome	ca	ag	9
<i>Operculina hamiltonii</i> (G. Don) D.F. Austin & Staples	Convolvulaceae	batata-de-purga	ca, ra	ch	2
<i>Luffa operculata</i> (L.) Cogn.	Cucurbitaceae	cabacinha	se	cf	1
<i>Luffa cylindrica</i> (L.) M. Roem.	Cucurbitaceae	cabacinho	fr	in	1
<i>Wilbrandia verticillata</i> Cogn.	Cucurbitaceae	cabeça-de-nego	ra	ag	1

<i>Croton campestris</i> A. St.-Hil.	Euphorbiaceae	Velame	ca, ra, fo, fl	ag, ch, al, tp	8
<i>Cnidocolus urens</i> (L.) Arthur	Euphorbiaceae	urtiga, estiga	ra, ca	ch, ag, ms	4
<i>Croton</i> sp.	Euphorbiaceae	marmeleiro	ca	ch, ag	2
<i>Sapium argutum</i> (Müll. Arg.) Huber	Euphorbiaceae	pau-de-leite	ca	ag, ch	2
<i>Manihot glaziovii</i> Muel. Arg.	Euphorbiaceae	mandioca	ra	tp	1
<i>Croton zehntneri</i> Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	canelinha	fo	ch	3
<i>Hymenaea martiana</i> Hayne	Fabaceae	Jatobá	ca; fr	xa, ch, ag	20
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	Mororó	ca, td, ra, fo, se	ag, ch, cf	15
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	Fabaceae	Alcançu	ra	ag;ch, al, xa	14
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	Fabaceae	amburana-de-cheiro	ca, se	ag, ch, xa	9
<i>Piptadenia moniliformis</i> Benth.	Fabaceae	jurema-preta	ca	ag;ch, cf	8
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	angico-de-carçoço	ca	ag, ch	6
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Fabaceae	amburana-de-cambão	ca	ag, ch	5
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	Fabaceae	catingueira	ra, fo, fl, ca	ch, ag	5
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Fabaceae	pau-ferro	fr, se, ca	ch, ag	5
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	Bálsamo	ca, se	ch	4
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Fabaceae	Jucá	ca; fr	ag, ch	4
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R. W. Jobson	Fabaceae	Canzenzo	ca	ag, ms, ch	3
<i>Senegalia</i> spp.	Fabaceae	Carcará	ra	ch, ag	3
<i>Amburana</i> sp.	Fabaceae	amburana	ca	ag, ch	2
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Angico	ca	ag	2
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	murungu/mulungu	ca	ch	2
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	bálsamo-cheiroso	ca	ag	1
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	Girioba	ra	ag	1
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth	Fabaceae	Guandu	se; fo	ch; cf	1
<i>Senegalia</i> spp.	Fabaceae	rasga-beiço	ra	ch	1
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae	Turco'	se	cf	1
<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.	Lamiaceae	sambacaetés	fo; ra; ca, fl	ch	5
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	Sassafrás	ca	ag	3
<i>Psittacanthus bicalyculatus</i> (Mart.) Mart.	Loranthaceae	erva-de-passarinho	fo; fl	xa	1
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	Lythraceae	quebra-faca-do-sertão	ca, ra, fo	ag, ch	11
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	Malvaceae	barriguda	ca	ch	1
<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	malva-branca	ra	ch	1
<i>Pseudobombax simplicifolium</i> A. Robyns	Malvaceae	imbiratanha	ca	ch; al	1
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	Cedro	fo, ca	ch, ag, xa	2
<i>Cissampelos sympodialis</i> Eichler	Menispermaceae	batata-de-onça	ra	ag	1

<i>Psidium guineense</i> Sw.	Myrtaceae	Araçá	ca, fo	ch	1
<i>Boerhavia</i> spp.	Nyctaginaceae	pega-pinto	ra	ch	2
<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae	Aimeixa	ca	ag;ch	19
<i>Argemone mexicana</i> L.	Papaveraceae	cardo-santo	se	xa	1
<i>Passiflora</i> sp1.	Passifloraceae	Maracujá	fo	ch	1
<i>Passiflora</i> sp2.	Passifloraceae	maracujá-de-bola	ra	ch	1
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Phyllanthaceae	quebra-pedra	ra, td	ag, ch, xa	4
<i>Crateva tapia</i> L.	Phytolacaceae	pau-de-alho	ca	xa,ag	3
<i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq.	Piperaceae	Caipeba	ra, ca, fo	ag, ch, al	2
<i>Plumbago scandens</i> L.	Plantaginaceae	Louco	ra	ch	1
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	vassourinha	ra, fo, fl, ca	ch	3
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	Quinaceae	Quina	ca	ag	1
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Rhamnaceae	juá, juazeiro	fo, ca, ra	ag, ch, xa, tp	10
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	Azeitona	ca	ag	2
<i>Genipa brasiliensis</i> (Spreng.) Baill.	Rubiaceae	Jenipapo	ca	tp	2
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Rubiaceae	quina-quina	ca; ra	ag	2
<i>Psychotria ipecacuanha</i> (Brot.) Stokes	Rubiaceae	papaconha	ra	ch; al, cl	1
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Humb. ex Roem. & Schult.) T.D. Penn.	Sapotaceae	quixabeira	ca	ag, al, ch	20
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae	Jurubeba	fr; ra	al, ch, cf, xa	3
<i>Cissus decidua</i> Lombardi	Vitaceae	Imbiratã	ca	ag	1

## Anexo 2

**Tabela 2. Espécies cultivadas de uso medicinal relatadas por habitantes da Vila do Catimbau. Legendas: ca- casca, ra- raiz, fo- folha, se- semente, fr- fruto, fl- flor, td- planta toda, ag- água, ch- chá, xa- xarope, al- infusão alcóolica, cm- com mel, cl- com leite, ms- mascar, in- inalar, cf- torrada como café, tp- uso tópico.**

Espécie	Família	Nome popular	Parte	Preparo	Nº de Citações
<i>Pimpinella</i> sp.	Apiaceae	erva-doce	se	ch	2
<i>Helianthus annuus</i> L.	Asteraceae	mirassol	se	cf	1
<i>Brassica oleracea</i> L.	Brassicaceae	couve	fl	cl	1
<i>Brassica integrifolia</i> (H. West) Rupr.	Brassicaceae	mostarda	se	cf	1
<i>Cannabis sativa</i> L.	Cannabaceae	maconha	se	xa	1
<i>Kalanchoe</i> sp.	Crassulaceae	pratudo	fo	ch	1
<i>Citrullus lanatus</i> (Thunb.) Matsum. & Nakai	Cucurbitaceae	melancia	se, fo	cf, ch	3
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	algaroba	ca	ag, ch	3
<i>Melissa officinalis</i> L.	Lamiaceae	erva-cidreira	fo	ch	5
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Lamiaceae	alecrim	fo	ch	4
<i>Mentha</i> sp.	Lamiaceae	hortelã	fo; ra	ag; ch	1
<i>Ocimum basilicum</i> L.	Lamiaceae	manjeriço	fo	ch	1
<i>Persea indica</i> (L.) Spreng.	Lauraceae	abacate	fo	ch	1
<i>Punica granatum</i> L.	Lythraceae	romã	fr	ch, ag	3
<i>Gossypium</i> sp.	Malvaceae	algodão	fo	ch	1
<i>Eucalyptus</i> spp.	Myrtaceae	eucalipto	fl, fo	ch	4
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	goiaba	ca, fo	ch	2
<i>Sesamum orientale</i> L.	Pedaliaceae	gigilim, gergelim	se	cf, ag, cl	2

<i>Cymbopogon</i> <i>citratu</i> s (DC.) Stapf	Poaceae	capim- santo	fo	ch	5
<i>Ruta</i> <i>graveolens</i> L.	Rutaceae	arruda	fo	tp, ch	2
<i>Atropa</i> <i>belladonna</i> L.	Solanaceae	beladona	fo	ch	2
<i>Aloe vera</i> (L.) Burm. f.	Xanthorrhoeaceae	babosa	fo; ra	cm, ag, ch	8

---

### Anexo 3

Questionário semiestruturado aplicado nas entrevistas aos moradores da Vila do Catimbau, Buíque-PE.

- a) Nome;
- b) Idade,
- c) Quais plantas da Caatinga você utiliza ou conhece como remédio?;
- d) Das plantas citadas, quais partes são utilizadas?;
- e) Como são preparadas/utilizadas as plantas citadas?
- f) Você costuma utilizar essas espécies como remédio? Usa mais atualmente ou usava antigamente?



DA ESQUERDA PARA DIREITA, DE CIMA PARA BAIXO:  
Renato Vanderlei; Tamires Yule; Felipe Pimentel Lopes de Melo; Maria Hirschfeld; Fábio Rubio Scarano;  
Davi Jamelli; Marcelo Tabarelli; Juliane Carneiro; Breno Gonçalves; Mariana Gonçalves; Rodrigo Carmo;  
Arthur Domingos-Melo; Artur Menezes; Katherine Haedo; Inara Roberta Leal; Pedro Santos-Neto; Jakelyne  
de Sousa; Haymée de Alencar; Sinzinando Lima; Francisca de Oliveira; David dos Santos; Luanda Pinheiro.



UNIVERSIDADE  
FEDERAL  
DE PERNAMBUCO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
**Biologia Vegetal**  
Universidade Federal de Pernambuco

