

A photograph of a natural rock arch made of reddish-brown sandstone. The arch is the central focus, with a clear view of the sky through its opening. The rock face shows horizontal sedimentary layers. In the foreground, there are green, leafy bushes and small trees. The sky is bright with some light clouds.

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA

CURSO DE CAMPO 2014

ORGANIZADORES:

Felipe Fernando da Silva Siqueira
Fernanda Maria Pereira de Oliveira
José Domingos Ribeiro Neto
Tatiane Gomes Calaça Menezes
Felipe Pimentel Lopes de Melo
Marcelo Tabarelli
Inara Roberta Leal

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA

CURSO DE CAMPO 2014

ORGANIZADORES:

Felipe Fernando da Silva Siqueira
Fernanda Maria Pereira de Oliveira
José Domingos Ribeiro Neto
Tatiane Gomes Calaça Menezes
Felipe Pimentel Lopes de Melo
Marcelo Tabarelli
Inara Roberta Leal

1ª EDIÇÃO
RECIFE
2019

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

E19 Ecologia e conservação da caatinga [recurso eletrônico] : curso de campo 2014 / organizadores : Felipe Fernando da Silva Siqueira... [et al.]. – 1. ed. – Recife : Ed. UFPE, 2019.

Vários autores.
Inclui referências.
ISBN 978-85-415-1109-4 (online)

1. Ecologia. 2. Caatinga – Conservação – Brasil, Nordeste. 3. Diversidade biológica – Conservação – Brasil, Nordeste. I. Siqueira, Felipe Fernando da Silva (Org.).

574.5

CDD (23.ed.)

UFPE (BC2019-033)

LISTA DE PARTICIPANTES

DISCENTES

Alexandre Souza de Paula - UFPE
Camila Miranda Barbosa - UFPE
Carlos Henrique Félix da Silva - UFPE
Daniela Queiroz de Assis Reis - UFPE
Eurico Sczesny-Moraes - UFMS
Fagner Daniel Teixeira - UFMG
Felipe Siqueira Campos - UB
Gisele Milaré - UFMGS
Hugo Galvão Candido - UFV
Jaire Marinho Torres - UFPE
Janaína Horta de Azevedo Lopes - UFMG
Leila Janaína Brito Gonçalves - UFPE
Leonardo da Silva Chaves - UFRPE
Lilibeth Toledo-Chelala - UNAM
Lina Adonay Urrea-Galeano - UNAM
Lisieux Franco Fuzessy - UFMG
Lucas Erickson Nascimento da Costa - UFPE
Marcela Masie Woolley de Melo Santos - UFPE
Márcia Emanuelle Madruga Fortunato - UFPE
Sílvia Caroline Farias Pereira - UFPE

MONITORES

Msc. Felipe Fernando da Silva Siqueira
Msc. Fernanda Maria Pereira de Oliveira
Dr. José Domingos Ribeiro Neto
Msc. Tatiane Gomes Calaça Menezes

PROFESSORES

Dr. Alan Andersen – CSIRO, Austrália
Dr. Bráulio Almeida dos Santos - UFPB
Dr. Flávio Antônio Maës dos Santos - UNICAMP
Dra. Inara Roberta Leal - UFPE
Dr. Luciano Nicolas Naka – UFPE
Dr. Marcelo Tabarelli - UFPE
Dra. Nívea Dias dos Santos - UFPE
Msc. Orione Alvares da Silva – ICMBio
Dra. Tarcila de Lima Nádia – UFPE
Dr. Xavier Arnan Viadiu – CREAF, Espanha



APRESENTAÇÃO

Os cursos de campos de ecologia ocorrem em diversas partes do Brasil e do mundo, sempre em contato com importantes ecossistemas de referência, e têm como objetivo principal o treinamento de estudantes no fazer científico com foco em ecologia. O Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (ECCA) surgiu para aplicar e adaptar os princípios e ideias dos cursos de campo de ecologia no contexto de heterogeneidade e singularidade da Caatinga brasileira. O primeiro ECCA ocorreu em 2008 no município de Parnamirim – Pernambuco e foi organizado pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) em parceria com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Desde então o curso é realizado anualmente e recebe estudantes e professores de diversas instituições nacionais e internacionais, promovendo também um intercâmbio de experiências e o surgimento/fortalecimento de parcerias de trabalho. Após três anos ocorrendo apenas em Parnamirim, em 2011, o curso teve uma versão itinerante em parceria com a Universidade do Vale do São Francisco (UNIVASF) e cada uma das três semanas do curso ocorreu em um município diferente ao longo dos eixos dos canais do Projeto de Transposição do Rio São Francisco: a primeira em Petrolina, a segunda em Custódia e a terceira em Pesqueira. Em 2012 e 2013, o curso foi realizado exclusivamente no Parque Nacional do Catimbau, em Buíque, PE. Na presente edição, de 2014, o curso teve mais uma vez uma versão itinerante, sendo a primeira semana no Parque Nacional da Serra da Capivara, em São Raimundo Nonato, PI e as duas semanas seguintes no Parque Nacional do Catimbau (PE).

A experiência de realizar o ECCA em dois estados diferentes envolveu um esforço maior de organização e logística, mas foi também uma grande experiência e proporcionou um ganho imensurável para todos os que participaram dessa edição. Durante o curso, foi possível vivenciar diferentes fitofisionomias da Caatinga e comparar o funcionamento de dois Parques Nacionais com realidades totalmente diferentes. Além disso, pela primeira vez foram feitos trabalhos (projetos) voltados para práticas e vivências da realidade da conservação no Brasil, como a elaboração de notas

técnicas direcionadas a órgãos ambientais, envolvendo problemáticas como a extração de madeira para a construção de cercas e para uso em olarias (Capítulo 3 e 4 deste livro). Esta nova experiência proporcionou aos estudantes um treinamento mais aplicado na área ambiental.

Esse livro é resultado das atividades executadas durante o curso de campo tanto no Parque Nacional da Serra da Capivara quanto no Parque Nacional do Catimbau e é dividido em três partes. A primeira, contém os relatórios dos projetos orientados (PO's) pelos professores. Nestes projetos, cada grupo de estudantes executa um trabalho no qual a questão científica foi idealizada inicialmente por um professor que irá acompanhá-los desde a discussão da ideia do projeto até a coleta e análise dos dados, apresentação, e escrita do relatório. A segunda parte inclui os relatórios dos projetos livres (PL's). Estes projetos são idealizados e executados em todas as suas etapas por cada grupo de estudantes, com eventual ajuda dos professores. A terceira parte consiste nos relatórios dos trabalhos concebidos e executados por cada aluno individualmente (PI's). Enquanto os projetos orientados e livres são realizados durante um único dia, os projetos individuais são executados durante quatro dias.

É interessante destacar que a maioria dos capítulos deste livro foi escrita durante o curso com tempo e bibliografia limitados, e são essencialmente fruto da capacitação e treinamento dos seus autores e participantes do curso. Dessa forma, é necessário entender este material mais como um produto educativo do que um compilado de estudos de referência para a Caatinga brasileira. Assim, estamos imensamente satisfeitos em publicarmos esse material como fruto do trabalho de professores e estudantes do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga 2014.

Os organizadores

Dezembro de 2018.

AGRADECIMENTOS

O Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga 2014 e o presente livro só foram possíveis devido a parcerias e investimentos de diferentes instituições. Primeiramente, gostaríamos de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelos recursos concedidos para a alimentação e hospedagem dos estudantes, monitores e professores envolvidos no curso, os quais são essenciais para que o curso continue sendo oferecido sem nenhum custo para os participantes. Também somos gratos à Universidade Federal de Pernambuco, instituição que criou e organiza o curso todos os anos, mais especificamente ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV), uma vez que o curso é uma disciplina da grade curricular do PPGBV e o mesmo apoia com empréstimos de livros de sua biblioteca e contribui na logística e recepção de alunos internos e externos à UFPE. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade apoiou o curso de forma logística e também autorizou as ações de educação e treinamento de pessoal propostas pelo curso tanto no Parque Nacional da Serra da Capivara quanto no Parque Nacional do Catimbau. Por fim, recursos captados por diferentes projetos de pesquisa foram também importantes para a execução do curso, como, por exemplo, a infra-estrutura obtida por meio do PELD (Programa Ecológico de Longa Duração) financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). 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 INFLUÊNCIA DA EXTRAÇÃO DE MADEIRA SOBRE A COMUNIDADE DE PLANTAS LENHOSAS DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CAPIVARA

Daniela Q. A. Reis¹, Jaire M. Torres², Leonardo S. Chaves³, Lisieux F. Fuzessy⁴, Lucas E. N. da Costa¹

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFPE

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Departamento de Zoologia – UFPE

³Programa de Pós-Graduação em Botânica – Departamento de Biologia – UFRPE

⁴Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFMG

Orientador: Bráulio Almeida dos Santos

RESUMO

O uso não sustentável dos recursos naturais é um dos fatores que tornam a Caatinga uma das regiões mais ameaçadas pela ação antrópica. A extração de madeira é a principal responsável pelos impactos ambientais da região do PARNA da Serra da Capivara. O objetivo foi entender como a extração de madeira afeta a estrutura da comunidade de plantas lenhosas. Foi comparada a riqueza *per capita* e o volume da biomassa em áreas com e sem extração de madeira. Amostramos 41 espécies de plantas, com 39% das espécies presentes em áreas com extração de madeira, 49% em áreas sem extração e 12% compartilhadas entre as duas áreas. O volume médio de biomassa em áreas com extração de madeira foi de 0,940 m³, e em áreas sem extração de 2,257m³. A biomassa não variou entre as duas áreas amostradas, enquanto a riqueza *per capita* foi duas vezes maior em áreas sem extração de madeira. Algumas espécies foram beneficiadas com a extração de madeira, explicando a manutenção da biomassa. No entanto, houve um empobrecimento de espécies em áreas com extração. Dessa forma, a extração de madeira ameaça a estruturação da comunidade de plantas estudada e consequentemente, a resiliência do ecossistema, tornando clara a necessidade de um manejo sustentável dessas áreas de Caatinga.

PALAVRAS-CHAVE: Perturbação antrópica - Empobrecimento de espécies - Extrativismo

INTRODUÇÃO

O uso não sustentável dos recursos naturais pelas populações locais (Santos & Tabarelli 2003) é um dos principais fatores que tornam a Caatinga uma das regiões do Brasil mais ameaçadas e alteradas pela ação antrópica (MMA 2002). Essa alteração e deterioração ambiental são processos crônicos e contínuos que estão levando à rápida perda de espécies endêmicas, à eliminação de processos ecológicos chaves e à formação de extensos núcleos de desertificação em vários setores da região (Leal et al. 2003).

As populações que moram próximas às áreas naturais desenvolvem variadas ações impactantes, tais como a criação de animais domésticos, culturas irrigadas, queimadas, caça e extração de madeira (Casteletti et al. 2003). Dentre as práticas mais comuns e não sustentáveis exercidas em áreas de Caatinga, a extração de madeira é apontada como o principal responsável pelos impactos ambientais da região (Ramos 2011). As espécies lenhosas são geralmente utilizadas como lenha para uso doméstico (e.g. fornos a lenha, cercas de faxina) e industrial (e.g. olarias, padarias, restaurantes) (B. A. Santos, comunicação pessoal). Além do impacto direto exercido pela extração, outros fatores indiretos, como alteração da estrutura da comunidade de plantas, variações de microclima, erosão e empobrecimento do solo são consequências importantes para áreas degradadas (Primack & Rodrigues 2001).

Tendo em vista o grande impacto exercido por essa prática não sustentável, o nosso objetivo foi entender como a extração de madeira afeta a estrutura da comunidade de plantas lenhosas em áreas de Caatinga localizadas no Parque Nacional da Serra da Capivara. A nossa hipótese é que a extração de madeira reduz a biomassa e riqueza da comunidade de plantas, sendo esperado que em áreas sem extração haja maior riqueza e biomassa de espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O Parque Nacional da Serra da Capivara está localizado na parte sudeste do Piauí, e abrange os municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí, Coronel João Dias e Canto do Buriti (08°26'50" e 08°54'23"S e 42°19'47" e 42°45'51"O). Sua área total é de 129.953ha (FUMDHAM 1998). A região da Serra da Capivara está situada no Domínio Morfo-Climático da Caatinga, na formação geológica da bacia sedimentar do Piauí-Maranhão (Pellerin 1991). O clima é classificado como BSh' segundo a classificação de Köppen (Peel et al. 2007), caracterizado por elevada temperatura e forte evaporação no verão (Jacomine et al. 1986). A temperatura média anual é de 28°C e precipitação média de 689 mm, com concentração das chuvas entre novembro e março (Pellerin 1991).

Coleta dos dados

Para a avaliação do efeito da extração de madeira sobre a comunidade de plantas lenhosas, foram selecionadas duas áreas a fim de inventariar as espécies vegetais, sendo: 1) área degradada (08°49'18.9"S e 42°30'52.9"W) – localizada nos limites da zona de amortecimento do parque, e identificada pela presença de indícios de corte, como troncos com vestígios de corte e grande quantidade de galhos caídos; e 2) área conservada (08°48'06.2"S e 42°31'08.5"W) – localizada no interior do parque, caracterizada pela ausência de indícios de corte. Em cada área foram estabelecidas, de maneira aleatória, três parcelas de 4m x 30m, totalizando 120m².

Para o cálculo da biomassa realizamos a aferição do diâmetro ao nível do solo, estimamos a altura de cada espécime, e calculamos a biomassa através da seguinte fórmula: área do tronco (πr^2) (m²) x altura do indivíduo (m). Em espécimes que apresentavam rebrotamento, com crescimento de mais de um ramo a partir da base cortada, a área do tronco foi obtida através da aferição de um dos troncos com características medianas e multiplicada pelo número total de ramos.

Análises estatísticas

Tanto para a comparação da biomassa quanto da riqueza *per capita* (riqueza de espécies por número de indivíduos) das espécies lenhosas entre os dois tipos de áreas amostradas, foi realizado o teste t no programa Statistica 7.1 (StatSoft 2005).

RESULTADOS

No inventário das parcelas, nós registramos 41 espécies de plantas lenhosas com 39% das espécies ocorrendo na área onde havia extração de madeira, 49% restritas às áreas sem extração de madeira e apenas 12% das espécies forma compartilhadas entre os dois tipos habitats. Na área degradada, nós contabilizamos 211 espécimes, correspondendo a um volume médio de biomassa de $0,940 \pm 0.291 \text{ m}^3$ (média $\pm$ desvio padrão), enquanto na área conservada amostramos 109 espécimes e um volume médio de $2,257 \pm 1.394 \text{ m}^3$.

Levando em consideração as espécies mais abundantes na área degradada, a espécie com maior volume total foi *Diptychandra aurantiaca*, correspondendo a 31,6% do total, seguida de *Pterodon abruptus* (23%), Morfoespécie 17 (9,7%) e *Croton sonderianus* (7,4%). As demais espécies corresponderam a 9,5% ($\leq 1\%$ individualmente). Já na área conservada, *Mimosa verrucosa* representou 30% do volume total da área, seguida por *Myracrodon urundeva* (13%), morfoespécie 18 (27,4%), morfoespécie 17 (8,9%) e *Croton sonderianus* (6,9%). As demais espécies compreenderam 13,8% ($\leq 4\%$ individualmente) (Tabela 1).

Tabela 1 – Frequência das espécies com biomassa mais representativa em áreas com e sem extração de madeira no Parque Nacional Serra da Capivara-PI. NA1 – Número de indivíduos na Área 1; NA2 – Número de indivíduos na Área 2; NT – Número Total de indivíduos; %1 – Frequência na Área 1 (N=211); %2 – Frequência na Área 2 (N=109); %T – Frequência do total de espécimes amostrados (N=320); BMA1 – Biomassa na área 1; BMA2 – Biomassa na área 2; BMT – Biomassa Total.

Táxon (Nome Popular)	Número de indivíduos (Frequência)			Biomassa		
	NA1 (%1)	NA2 (%2)	NT (%T)	BMA1	BMA2	BMT
<i>Mimosa verrucosa</i> (Jurema Preta)	1 (0,47)	2 (1,83)	3 (0,93)	0,004	2,046	2,050
<i>Diptychandra aurantiaca</i> (Birro)	114 (54,02)	1 (0,91)	115 (35,93)	0,894	0,277	1,171
<i>Myracrodon urundeva</i> (Aroeira)	-	4 (3,66)	4 (1,25)	-	0,881	0,881
Morfoespécie 18	-	3 (2,75)	3 (0,93)	-	0,774	0,774
<i>Croton sonderianus</i> (Marmeleiro)	27 (12,79)	29 (26,60)	56 (17,5)	0,274	0,469	0,743
<i>Pterodon abruptus</i> (Cangalheira)	4 (1,89)	-	4 (1,25)	0,671	-	0,671
Morfoespécie 17	-	3 (2,75)	3 (0,93)	-	0,607	0,607
Morfoespécie 27	4 (1,89)	-	4 (1,25)	0,448	-	0,448
Morfoespécie 16	-	9 (8,25)	9 (2,81)	-	0,287	0,287
Morfoespécie 2	-	2 (1,83)	2 (0,62)	-	0,226	0,226

A área conservada apresentou uma riqueza *per capita* duas vezes maior que a área degradada ($t = -3.290$; $p = 0.030$) (Figura 1), entretanto, não houve diferença quanto ao volume de madeira entre as duas áreas ($t = -1.601$; $p = 0.185$) (Figura 2).

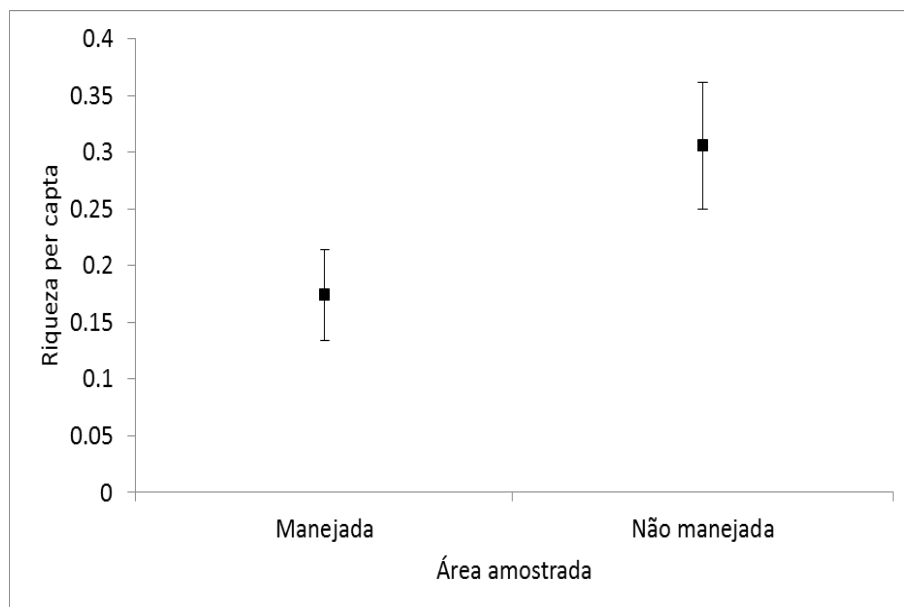


Figura 1 – Riqueza *per capita* de espécies de plantas lenhosas em áreas com extração e sem extração de madeira no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

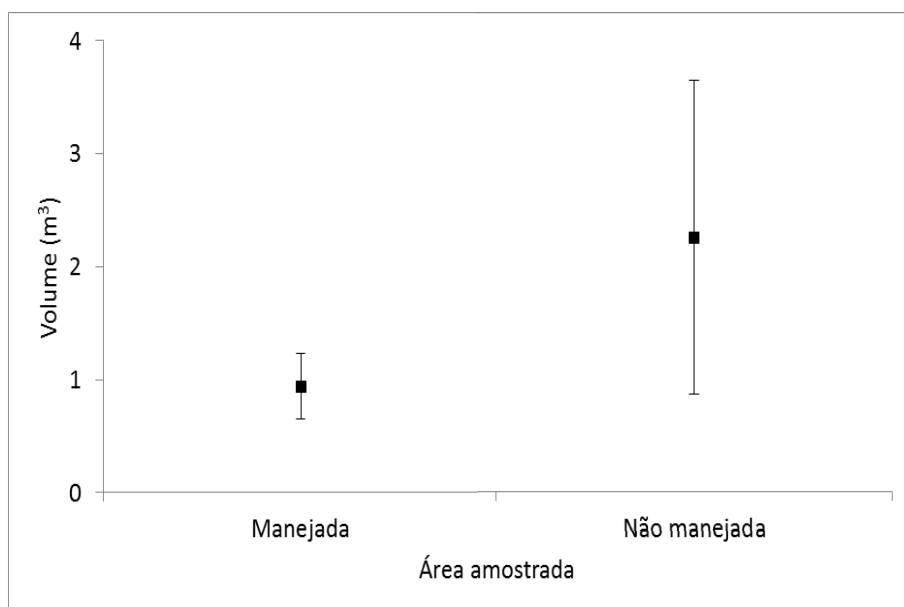


Figura 2 – Volume da biomassa (m^3) de espécies de plantas lenhosas em áreas com extração e sem extração de madeira no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

DISCUSSÃO

Foi observado que a extração de madeira resultou em um empobrecimento de espécies, já que existem três espécies mais abundantes na área degradada corroborando com nossa hipótese de que áreas em áreas com extração de madeira a riqueza diminuiria. Uma maior biodiversidade pode representar um aumento do valor intrínseco de estabilização das funções ecossistêmicas, ou seja, maior estabilidade do ecossistema (Ricklefs 2001). Deste modo, habitats com maior riqueza de espécies estão mais aptos para manter funções ecossistêmicas mediante variações ambientais, ou seja, apresentam maior resiliência (Ricklefs 2001).

Em áreas de Caatinga, a alta densidade de espécies em uma determinada área pode ser uma situação comum, sobretudo em áreas perturbadas (Bullock et al. 1995), como é o caso de *Mimosa* sp. e *Croton* sp. (Sampaio 1995). A elevada abundância de *C. sonderianus* neste estudo, associada a ambientes perturbados, corrobora com o pressuposto de Bullock et al. (1995). Essa pode ser uma das explicações para a manutenção da biomassa em habitats degradados.

Para um possível plano de manejo, portanto, sugerimos que espécies que compartilhem características de *Croton* sp. e *Mimosa* sp. sejam prioritariamente cultivadas e usadas de forma sustentável para extração de madeira, como por exemplo cortar a madeira em intervalos suficientes que permitam o rebrotamento da planta cortada e a recomposição de biomassa da área utilizada.

Apesar de algumas espécies melhorarem o desempenho em habitats perturbados, a extração não sustentável de madeira ameaça a estruturação da comunidade de plantas estudada. Dessa forma, é clara a necessidade de um manejo sustentável das áreas de caatinga a fim de contribuir para o melhor aproveitamento da área utilizada sem causar perturbações graves no ecossistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos primeiramente a Xavier por ter nos acompanhado, mostrando as áreas de estudo e por ter sido fundamental com a ajuda na identificação das espécies de plantas. Em seguida, a Felipe

Siqueira pela ajuda na identificação das espécies e com as dicas sobre a elaboração da apresentação. Enfim ao ICMBio pela ajuda em campo e à equipe do PARNA Serra da Capivara por permitirem o estudo na área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bullock, H. A., Mooney, E. M. 1995. Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press. pp. 35-63.
- Castelletti, C. H. M., Santos, A. M. M., Tabarelli, M., Silva, J. M. C. 2003. Quanto ainda resta da caatinga? Uma estimativa preliminar. In: Ecologia e Conservação da Caatinga, 2 ed. pp. 719-734. Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE.
- FUMDHAM. 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. Fundação Museu do Homem Americano, São Raimundo Nonato, Piauí.
- Jacomine, P.K.T., Cavalcanti, A.C., Pessoa, S.C.P., Burgos, N., Melo-Filho, H.F.R. de, Lopes, O.F. & Madeiros, L.A.R. Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do estado do Piauí; (escala 1:1.000.000), v.1/2. EMBRAPA/SUDENE-DRN, Rio de Janeiro (Boletim de Pesquisa, 36; Série Recursos de Solos, 18).
- Leal, I. R., Tabarelli, M., Silva, J. M. C. 2003. Ecologia e Conservação da Caatinga. 2ª ed. Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE.
- MMA. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Ministério do Meio Ambiente / Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L. & McMahon, T. A. 2007. Update world map of the Koppen-Geiger climate classification. Hydrol. Earth Syst. Scienc. 11: 1633-1644.
- Pellerin, J. 1991. Aspectos físicos. In: Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara, pp. 11-19. IBAMA, Brasília.
- Primack, R. B., Rodrigues, E. 2001. Biologia da Conservação. PP. 69-135. Londrina.

- Ramos, M. A. 1996. Uso de produtos madeireiros na caatinga: uma avaliação das estratégias locais de seleção e coleta de recursos. Dissertação, UFRPE, Recife, Pernambuco.
- Sampaio, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press. pp. 35-63.
- Santos, A. M. M., Tabarelli, M. 2003. Varáveis múltiplas e desenho de unidades de conservação: uma prática urgente para a Caatinga. In: Ecologia e Conservação da Caatinga, 2 ed. pp. 735-776. Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.

2 COMPORTAMENTO DE *MOBBING* CONTRA *GLAUCIDUM BRASILIANUM* (STRIGIFORMES; AVES) NA CAATINGA

Camila M. Barbosa¹, Alexandre Souza de Paula¹, Eurico Sczesny-Moraes², Gisele Milaré², Janaína H. A. Lopes³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais

Orientador: Luciano Naka

RESUMO

Mobbing é um comportamento de defesa no qual alguns animais respondem à presença do predador com vocalizações e movimentos corporais visando afugentá-lo. O presente trabalho teve como objetivo identificar e quantificar as espécies que realizaram *mobbing* ao escutar a vocalização de *G. brasilianum*, uma ave predadora que ocorre na Caatinga, e como esse padrão varia temporalmente ao longo da manhã. O estudo foi realizado no Parque Nacional da Serra da Capivara, onde foi percorrida uma trilha na qual a cada 200 m foi amostrado um ponto e todas as espécies de aves avistadas eram identificadas e contadas, totalizando 15 pontos de escuta. Após a amostragem, um *playback* soava a vocalização do *G. brasilianum* e novamente identificamos e contamos os indivíduos. Um total de 267 indivíduos distribuídos em 61 espécies e 27 famílias de aves foi registrado. Houve uma diminuição do número de espécies e abundância de indivíduos registrados após o *playback*. Além disso, o número de espécies e indivíduos de aves diminuiu ao longo da manhã. Nossos resultados indicam que apenas um subgrupo de aves presentes no censo apresenta o comportamento anti-predação de *mobbing* e que esse padrão acompanha o padrão de atividade temporal do possível predador.

PALAVRAS CHAVE: Avifauna - Interação antagonista - Predação

INTRODUÇÃO

O contato com predadores frequentemente causa morte ou danos às presas. Por outro lado, os organismos possuem diversas estratégias para evitar ou minimizar a predação. Essas estratégias podem envolver defesas químicas, estruturais e comportamentais, ou a combinação desses tipos de defesas (Ricklefs 2003). Um exemplo de estratégia que envolve defesas estruturais e comportamentais é o *mobbing* que se caracteriza pela presença de *displays* visuais e auditivos nas presas, que além de afugentarem o predador, atuam como sinal de alerta para outros indivíduos, inclusive de espécies diferentes (Krama 2007). Em aves, tal comportamento consiste em movimentos padronizados das asas e da cauda, além da emissão de sons altos. Além disso, em determinadas situações os pássaros podem atacar o agressor, causando-lhe injúrias ou morte (Curio 1978, Arnold 2000, Krama 2007).

Diversas são as hipóteses propostas para justificar o *mobbing*: silenciar os filhotes para que eles não sejam descobertos pelo predador (Curio 1978), confundir o predador de forma que o movimento desordenado das presas o impossibilite de focar em um indivíduo (Hamilton 1971) e causar irritabilidade no agressor que abandona a área (Flasskamp 1994). Apesar de ser uma possibilidade de afugentar o predador, o *mobbing* oferece riscos às aves que o praticam, visto que a movimentação e a proximidade das aves ao predador podem facilitar a sua captura (Gochfeld 1984, Henessy 1986, Krama 2007).

O comportamento de *mobbing* ocorre frequentemente contra corujas do gênero *Glaucidium* (ver Deppe et al. 2003, Krama 2007, Motta-Junior 2007), as quais são predadoras noturnas e apresentam padrão de atividade crepuscular. Diante disso, o presente trabalho visa identificar e quantificar as espécies que realizam *mobbing* ao escutar a vocalização de *G. brasilianum*, em uma área de Caatinga. Além disso, considerando que geralmente a atividade da avifauna diminui ao longo da manhã e que a atividade de *G. brasilianum* é principalmente crepuscular, procurou-se entender como varia o comportamento de *mobbing* ao longo da manhã.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em áreas de Caatinga no interior do Parque Nacional Serra da Capivara (Figura 1), que é uma unidade de conservação localizada no sudeste do Piauí. A área apresenta uma temperatura média anual de 25°C e pluviosidade anual variando entre 700-1100 mm (ITEP 2006). No PARNA existe uma grande diversidade de espécies de aves, sendo algumas endêmicas da Caatinga (MMA, 1996).

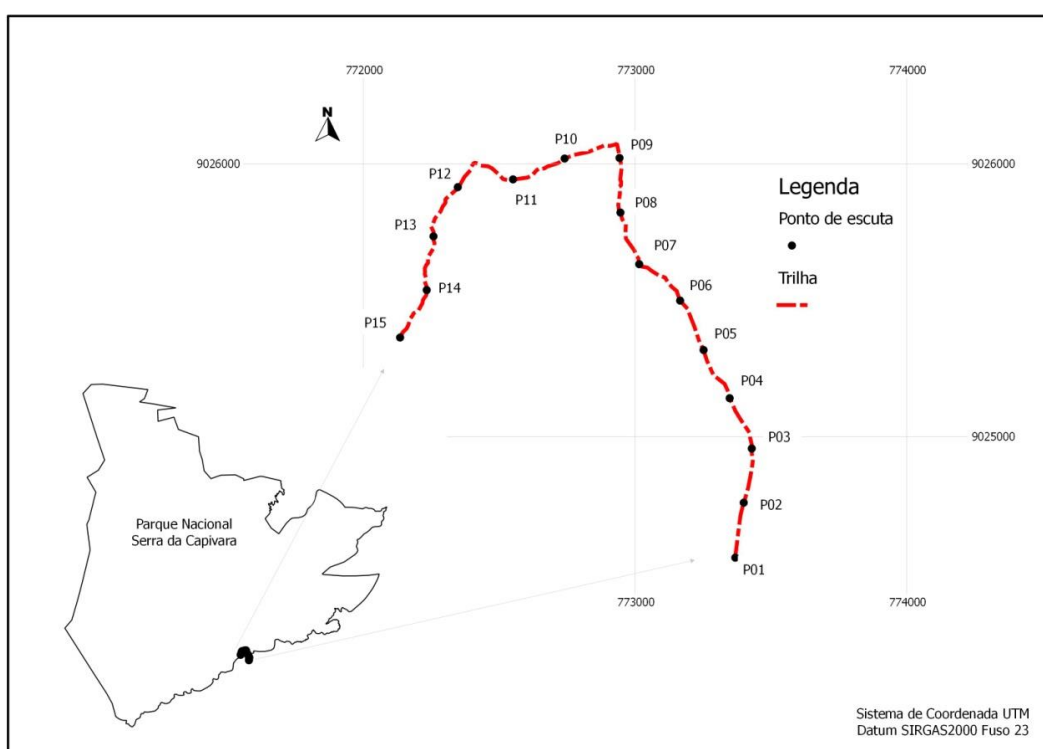


Figura 1- Localização da área de estudo no Parque Nacional Serra da Capivara.

Coleta dos dados

Para amostrar a avifauna local, foram realizados 15 pontos de escuta distantes 200 m entre si (Figura 1). Em cada ponto, foi realizado inicialmente um censo da avifauna durante os primeiros cinco minutos. No censo, registramos o número de indivíduos e identificamos as espécies presentes na área. Nos cinco minutos seguintes, foi utilizado um *playback* que simulava o canto de *G. brasilianum* e, mais

uma vez, foram registrados o número de indivíduos e de espécies que responderam ao *playback*. Só consideramos como exibindo comportamento de *mobbing*, os indivíduos que se aproximavam da área atraídos para o ponto de emissão do *playback* da coruja. As espécies foram identificadas por meio de registro sonoro e/ou visual.

Análises estatísticas

Para verificar se houve diferença entre o número de espécies e indivíduos registrados no censo e os que realizaram o comportamento de *mobbing* foram utilizados testes t pareados. Já para comparar a composição da comunidade de aves registrada no censo com a registrada fazendo *mobbing* em *G. Brazilianum* foi realizado um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de distância euclidiana como medida de similaridade, seguido de uma Análise de Similaridade (ANOSIM).

Para relacionar a riqueza de espécies e o número de indivíduos de aves que participavam do *mobbing* com o horário das observações ao longo da manhã foram utilizadas correlações de Pearson. Para utilizar os horários como variável explicativa, criamos um *ranking* proporcional aos horários. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2016)

RESULTADOS

Um total de 267 indivíduos distribuídos em 61 espécies e 27 famílias de aves foi registrado (ver Apêndice A). Desse total, 52,5% das espécies apresentou o comportamento de *mobbing*. A espécie mais representativa durante o censo foi *Aratinga cactorum* e durante o *playback* foi *Myopagis viridicata*. O número de espécies que exibiram comportamento de *mobbing* foi menor do que o registrado durante o censo ($t=5,33$, $GL=14$, $p<0,001$; Figura 2), assim como o número de indivíduos ($t=4,38$, $GL=14$, $p<0,001$; Figura 3).

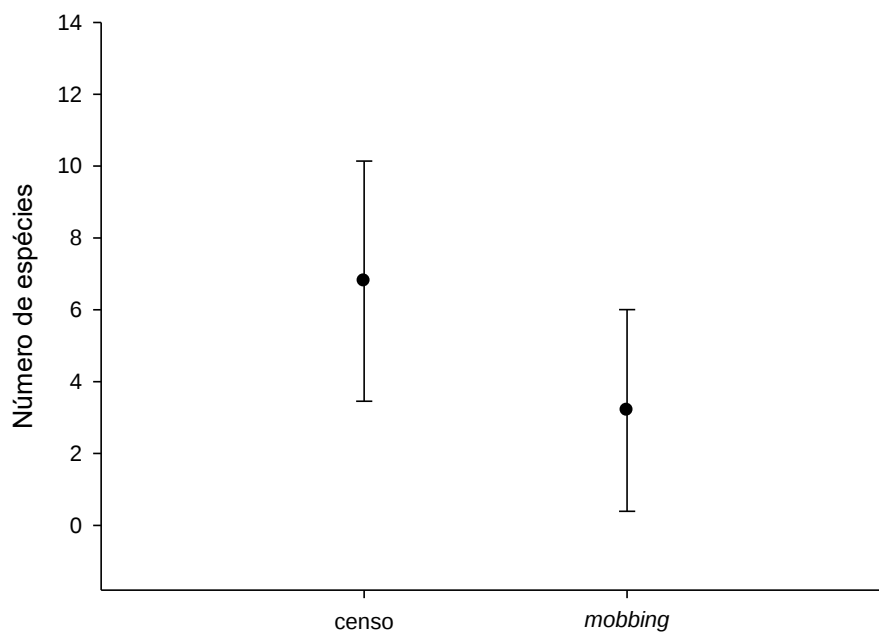


Figura 2 - Número de espécies de aves que responderam com o comportamento de *mobbing* durante a utilização de *playback* do canto de *G. brasilianum* no Parque Nacional Serra da Capivara.

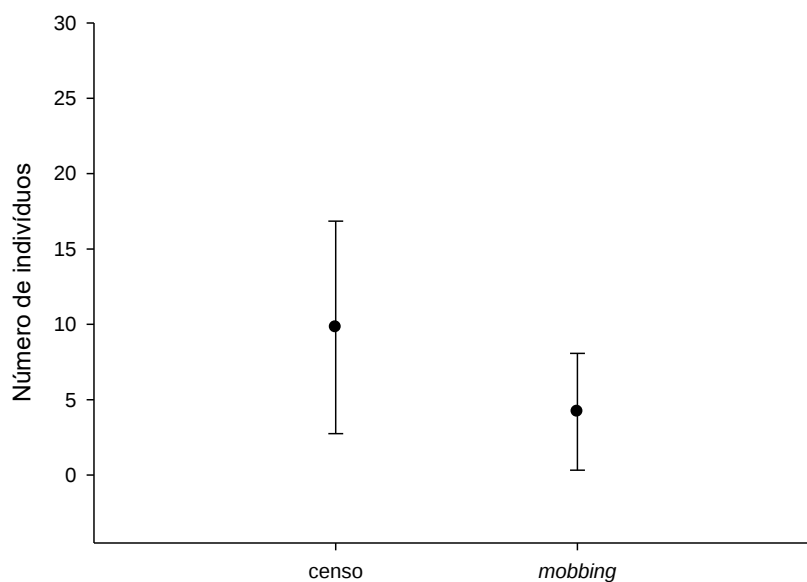


Figura 3 - Número de aves que responderam com o comportamento de *mobbing* durante a utilização de *playback* do canto de *G. brasilianum* no Parque Nacional Serra da Capivara.

A composição de espécies de aves registradas durante o censo foi diferente da registrada durante o *playback* ($R=0,089$ e $p=0,003$; Figura 4). Vale ressaltar que no ponto de amostragem oito (às 7:55h) um indivíduo de *G. Brazilianum* foi registrado (Figura 5) e esse foi o único ponto em que o número de espécies de aves durante o *playback* foi maior do que o do censo.

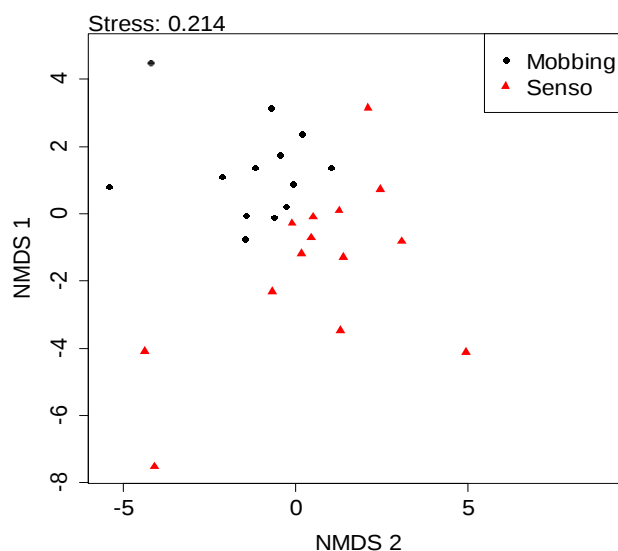


Figura 4 - Composição de espécies de aves registradas que responderam com o comportamento de *mobbing* durante a utilização de *playback* do canto de *G. brasilianum* no Parque Nacional Serra da Capivara.



Figura 5 - Registro fotográfico de um *Chrysolampis mosquitos* atacando *G. brasilianum* no Parque Nacional Serra da Capivara (Foto: Gisele Milaré).

Em relação à variação temporal de *mobbing* ao longo da manhã, a riqueza de espécies que participou do *mobbing* diminuiu ao longo da manhã ($r=-0,65$ e $p<0,01$; Figura 6) assim como o número de indivíduos ($r=-0,55$ e $p=0,03$; Figura 7).

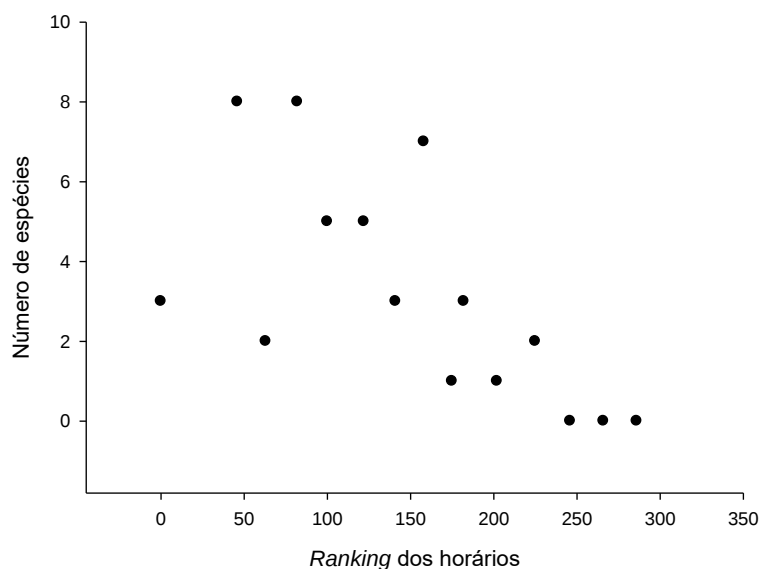


Figura 6 -Riqueza de espécies que apresentaram comportamento de *mobbing* contra *G. brasilianum* ao longo de uma manhã Parque Nacional da Serra da Capivara.

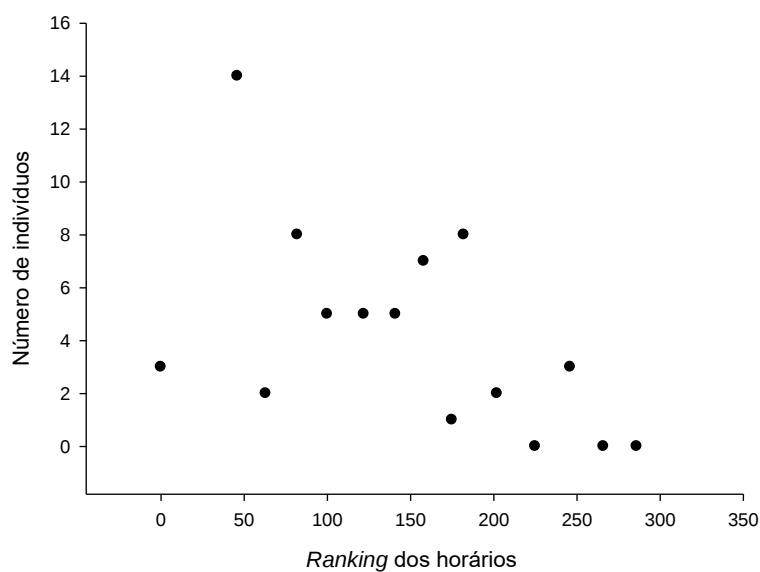


Figura 7 - Número de indivíduos que apresentaram comportamento de *mobbing* contra *G. brasilianum* ao longo de uma manhã no Parque Nacional da Serra da Capivara.

DISCUSSÃO

Corroborando a literatura clássica (Curio 1978, Curio et al. 1978), muitas aves apresentaram o comportamento de *mobbing* ao escutarem a reprodução do canto de *G. brasilianum*. Entretanto, por ser o *mobbing* uma resposta arriscada, devido às maiores chances de captura da presa pelo predador (Desrochers 2002), houve uma diminuição do número de espécies e indivíduos registrados após o *playback* quando comparado ao censo. Provavelmente alguns indivíduos, ao serem alertados pelas aves que apresentaram o comportamento de *mobbing* ou até mesmo pelo próprio *playback* da coruja, permaneceram em locais considerados mais seguros, de forma a evitar o contato com *G. brasilianum*. Além disso, A utilização da reprodução do canto de aves que sofrem *mobbing* pode ser uma ferramenta útil e complementar nos estudos de levantamento da avifauna, visto que a composição de espécies que encontramos durante o censo e durante o *playback* de *G. brasilianum* foi formada por espécies diferentes.

A quantidade de espécies e indivíduos que praticaram *mobbing* ao escutarem o *playback* do canto de *G. brasilianum* diminuiu ao longo da manhã, acompanhando o padrão de atividades das aves. Isso porque o metabolismo das aves é influenciado pela temperatura e por isso elas são mais ativas durante as primeiras horas do dia, ocorrendo também um pico durante o final da tarde quando a temperatura volta a diminuir (Robbins 1981). Além disso, como o padrão de atividade de *G. brasilianum* é crepuscular, as aves devem ser alvo de sua predação principalmente durante o início da manhã quando *G. brasilianum* ainda estaria mais ativo. Logo, nesses horários as aves precisarão se utilizar mais das estratégias anti-predação.

O aumento do número de espécies durante a presença de um indivíduo de *G. brasilianum* reforça o que foi reportado por Krama (2007), que o comportamento de *mobbing* é uma resposta da combinação do estímulo sonoro e visual. Como nós utilizamos apenas o estímulo sonoro por meio de *playback*, isso pode ser um indício que o estímulo visual pode ser bastante importante para algumas espécies de aves responderem com *mobbing*. Dessa forma, sugerimos que novos estudos sejam feitos

combinando estímulos sonoros e visuais para entender a contribuição relativa de cada estímulo para a resposta anti-predação por meio de *mobbing*.

AGRADECIMENTOS

À Fernanda de Oliveira pelo apoio e à coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnold, K. E. 2000. Group mobbing behaviour and nest defence in a cooperatively breeding Australian bird. *Ethology*, 106: 385-393.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J. L. 2006. Ecology- From Individuals to Ecosystems. 40 edição.
- Curio, E. 1978. The adaptive significance of avian mobbing. I. Teleonomic hypotheses and predictions. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 48: 184-202.
- Deppe , C., Holt , D., Tewksbury , J., Broberg, L., Petersen, J., Wood, K. 2003. Effect Of Northern Pygmy-Owl (*Glaucidium gnoma*) Eyespots On Avian Mobbing. *The Auk* 120(3):765–771.
- Desrochers, A., Beulisle, M. Bourque, J. 2002. Do mobbing calls affect the perception of predation risk by forest birds? *Animal behavior*, 64: 709–714.
- Flasskamp, A. 1994. The adaptive significance of avian mobbing. V. An experimental test of the ‘move on’ hypothesis. *Ethology*, 96: 322-333.
- FUMDHAM. 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. São Raimundo Nonato/Piauí, Fundação Museu do Homem Americano,94p.
- Gochfeld, M. 1984. Antipredator behavior: aggressive and distraction displays of shorebirds. In *Behavior of marine animals*, vol. 5. Shorebirds: breeding behaviour and populations. (J. Burger & B. L. Olla, eds.). Plenum Press, New York, p.289-377.
- Hamilton, W. D. 1971. Geometry for the selfish herd. *Journal of Theoretical Biology*, 31: 295-311.

- Hennessy, F. 1986. On the deadly risk of predator harassment. *Ethology* 72:72-74.
- Krama, T. 2007. Mobbing behaviour in birds: costs and reciprocity based cooperation. *Dissertação*. Tartu, Estonia.
- Lemos, J. R. & Rodal, M. J. N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16 (1): 23-42.
- MMA, 1996. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Capivara. Brasília, Distrito Federal.
- Motta-Junior, J. C. 2007. Ferruginous Pygmy-owl (*Glaucidium brasilianum*) predation on a mobbing Fork-tailed Flycatcher (*Tyrannus savana*) in south-east Brazil. *Biota Neotropica*, v7 (n2).
- Pellerin, J. 1991. Aspectos físicos. In: IBAMA. Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara. IBAMA. Brasília, Distrito Federal. p. 11-19.
- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.4. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Robbins, C. S. 1981. Effect of time of day on bird activity. Pages 275-286 in *Studies in avian biology* No.6 (C. J. Ralph and J. M. Scott, eds.). Cooper Ornithol. Soc., Los Angeles.
- Sick, H. 1984. *Ornitologia Brasileira, uma introdução*. Vol. 1. Editora da Universidade de Brasília, Brasília. 481pp.

Apêndice A - Lista de espécies de aves identificadas durante o censo e que apresentaram comportamento de *mobbing* contra *G. brasilianum* no Parque Nacional da Serra da Capivara.

Taxa	Censo	Mobbing
Cathartiformes Seebohm, 1890		
Cathartidae Lafresnaye, 1839		
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	x	
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	x	
Accipitriformes Bonaparte, 1831		
Accipitridae Vigors, 1824		
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	x	
Charadriiformes Huxley, 1867		
Charadriidae Leach, 1820		
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)		x
Columbiformes Latham, 1790		
Columbidae Leach, 1820		
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	x	
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	x	
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	x	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	x	
Cuculiformes Wagler, 1830		
Cuculidae Leach, 1820		
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)		
<i>Crotophaga major</i> Gmelin, 1788		
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758		
Strigiformes Wagler, 1830		
Strigidae Leach, 1820		
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	x	
Apodiformes Peters, 1940		
Trochilidae Vigors, 1825		
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	x	
<i>Chrysolampis mosquitus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)		x

Galbuliformes Fürbringer, 1888		
Galbulidae Vigors, 1825		
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	x	
Bucconidae Horsfield, 1821		
<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	x	
Piciformes Meyer & Wolf, 1810		
Picidae Leach, 1820		
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	x	
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	x	
Cariamiformes Furbringer, 1888		
Cariamidae Bonaparte, 1850		
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	x	
Psittaciformes Wagler, 1830		
Psittacidae Rafinesque, 1815		
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	x	
<i>Eupsittura cactorum</i> (Kuhl, 1820)	x	x
Passeriformes Linnaeus, 1758		
Thamnophilidae Swainson, 1824		
<i>Myrmorchilus strigilatus</i> (Wied, 1831)	x	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzeln, 1868	x	
Dendrocolaptidae Gray, 1840		
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)		x
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	x	
Furnariidae Gray, 1840		
<i>Furnarius leucopus</i> Swainson, 1838	x	x
<i>Pseudoseisura cristata</i> (Spix, 1824)	x	x
Tityridae Gray, 1840		
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	x	x
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907		
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	x	
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
Tyrannidae Vigors, 1825		
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	x	x

<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	x	x
<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)		x
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	x	x
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	x	x
<i>Casiornis fuscus</i> Sclater & Salvin, 1873		x
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	x	x
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	x	x
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	x	x
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	x	
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)		x
Vireonidae Swainson, 1837		
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	x	
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)		x
Corvidae Leach, 1820		
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	x	
Troglodytidae Swainson, 1831		
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	x	
Poliophtilidae Baird, 1858		
<i>Poliophtila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	x	x
Turdidae Rafinesque, 1815		
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818		x
Mimidae Bonaparte, 1853		
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)		x
Icteridae Vigors, 1825		
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	x	x
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)		
<i>Agelaioides fringillarius</i> (Spix, 1824)		x
Thraupidae Cabanis, 1847		
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)		x
<i>Lanio pileatus</i> (Wied, 1821)	x	x
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)		x
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	x	x

<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)		x
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)		x
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	x	x
Parulidae Wetmore, (1947)		
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	x	x

3 USO DE PLANTAS LENHOSAS DA CAATINGA NA CONSTRUÇÃO DE CERCAS DE FAXINA

Leila J. B. Gonçalves ¹, Márcia E. M. Fortunato¹, Fagner D. Teixeira², Felipe S. Campos³, Lilibeth Toledo-Chelala⁴

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE;

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG;

³ Programa de Doctorat en Biodiversitat, Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Universitat de Barcelona – UB;

⁴ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.

Orientador: Orione Álvares da Silva

Nota Técnica Nº. 002/2014

Coronel Dias, 18 de maio de 2014

À Chefia do Parque Nacional da Serra da Capivara/ICMBio

Assunto: Uso de plantas lenhosas da Caatinga na construção de cercas de faxina.

OBJETIVOS

1. A presente Nota Técnica tem por objetivos:

- 1.1. Quantificar as espécies de árvores utilizadas na construção de cercas de faxina em propriedades no entorno do Parque Nacional Serra da Capivara no município de Coronel Dias, Estado do Piauí;

- 1.2. Estimar o volume de biomassa vegetal usado por metro de cerca no entorno do Parque Nacional Serra da Capivara no município de Coronel Dias, Estado do Piauí.

JUSTIFICATIVA

O Art. 2 da LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012, afirma que “As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação nativa, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta Lei estabelecem”. Esta Lei conceitua Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Diante disto, o Parque Nacional (PARNA) Serra da Capivara é classificado como uma APP e devido à grande ocorrência de cercas no seu entorno, mostrou-se necessário a quantificação e identificação das espécies mais frequentemente utilizadas nessas cercas. Esses dados servirão para uma posterior avaliação do impacto causado pela extração seletiva de madeira utilizada em cercas sobre a comunidade vegetal do PARNA.

CONTEXTUALIZAÇÃO

As cercas são estruturas muito comuns no Nordeste Brasileiro utilizadas para delimitar propriedades residenciais rurais ou de criação de animais. Para a construção dessas cercas, normalmente são usadas árvores abundantes e que possuem madeira dura e resistente, aumentando assim a durabilidade e diminuindo os custos com a extração e transporte de madeira. No interior do Nordeste Brasileiro, há uma grande ocorrência de cercas que podem causar impactos na biomassa da Caatinga, devido à retirada de madeira para construção dessas cercas. Há propriedades que ficam localizadas no entorno da área do parque, logo os proprietários vão em busca de madeira no interior do

PARNA, próximo às suas residências, isto porque as áreas em que moram podem estar completamente desmatadas. Portanto, essa extração seletiva pode vir a impactar a comunidade vegetal dentro do parque dependendo das espécies exploradas.

EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA E SEUS IMPACTOS

Os habitantes que vivem em áreas de Caatinga praticam a extração seletiva de madeira para lenha e construção de cercas e isto tem deixado a Caatinga arbórea rara, fragmentada e ameaçada. Este tipo de extração de madeira causa um impacto a longo prazo, uma vez que, ocorre com frequência e pouca intensidade, o que caracteriza a perturbação antrópica crônica. Este ato tem sido frequente na região do entorno do PARNA Serra da Capivara, onde se observa uma grande abundância de cercas delimitando as propriedades particulares e formando os currais. Existem leis que regulamentam a extração de madeira seletiva, porém não têm sido suficientes para controlar a retirada da madeira de forma ilegal. Contudo, essa atividade ainda tem provocado grande impacto nas comunidades vegetais.

QUANTIFICAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DA MADEIRA USADA EM CERCAS NO ENTORNO DO PARNA SERRA DA CAPIVARA

Para quantificar e identificar as espécies que são utilizadas na construção das cercas, foram observadas cercas de 10 propriedades no entorno do PARNA Serra da Capivara (Figura 1). Para cada propriedade, foram feitas três subamostras com um metro de comprimento cada. Essas subamostras foram feitas para tentar amostrar maior variabilidade de estacas que compõem a cerca. Em cada subamostra, foram medidos o comprimento e o diâmetro de cada estaca para calcular o volume de madeira utilizado, e posteriormente as estacas foram identificadas a nível de espécie (Figura 2).

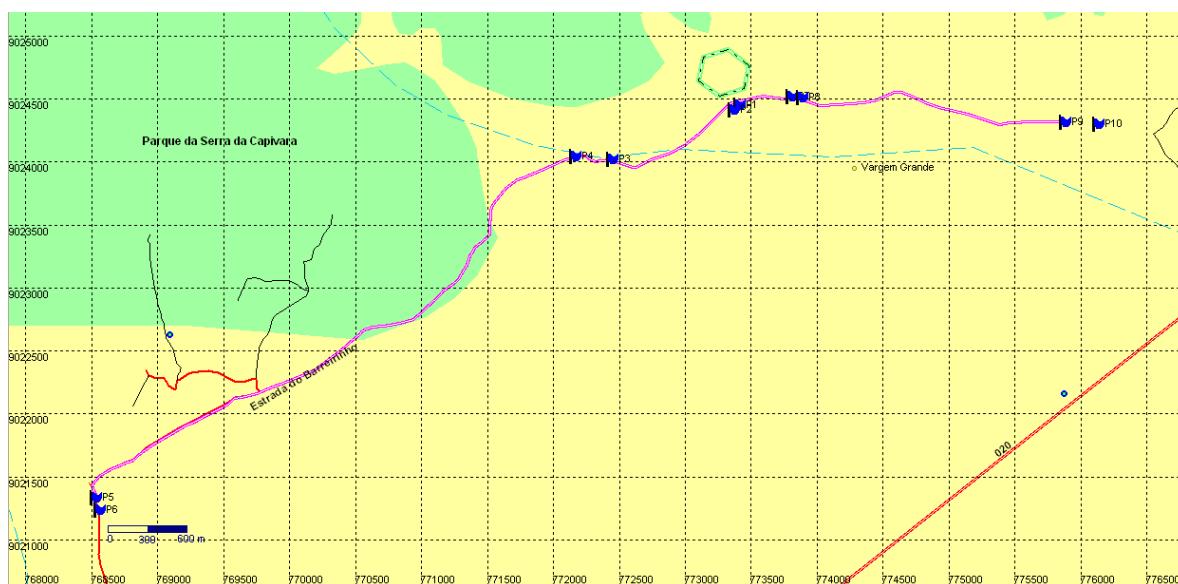


Figura 1 - Área no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara onde as propriedades foram amostradas (pontos azuis representam as propriedades).



Figura 2 - Exemplo de cerca construída no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara com detalhe para o método de amostragem.

Em cada metro de cerca, foi registrada em média 22,9 estacas e 357,2 cm³ de volume de madeira. As cercas foram compostas por 8 espécies diferentes (Tabela 1), sendo as espécies mais frequentes *Croton sonderianus* conhecido popularmente por marmeleiro e *Diptychomdra aurontica* conhecido popularmente por pau de birro (Figura 3). Os maiores valores de volume médio foram observados também para *D. aurontica* e *C. sonderianus* (Figura 4). Entre as estacas medidas, o diâmetro variou entre 1,2 e 11,9 cm³ e o pau de birro apresentou em média o diâmetro maior quando comparado ao marmeleiro, o que explica por que ele é preferencialmente usado como mourões nas cercas. Mourões são estacas utilizadas nos cantos e entre as cercas e que conferem maior sustentação à cerca.

Tabela 1 - Espécies encontradas nas cercas de faxina contruídas no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara.

Nome popular	Espécie	Família
Marmeleiro	<i>Croton sonderianus</i>	Euphorbiaceae
Pau-de-Birro	<i>Diptychomdra aurontica</i>	Fabaceae
Canela de velho	<i>Cenostigma gadnerianum Tull</i>	Fabaceae
Pau – ferro	<i>Libidibea ferrea</i>	Fabaceae
Angico	<i>Anadenonthero columbrina</i>	Fabaceae
Angico de bezerro	<i>Piptadenia moniliformes</i>	Fabaceae
Canafistula	<i>Senna sp.</i>	Fabaceae
Canagaeiro	<i>Pterodon abrupta</i>	Fabaceae

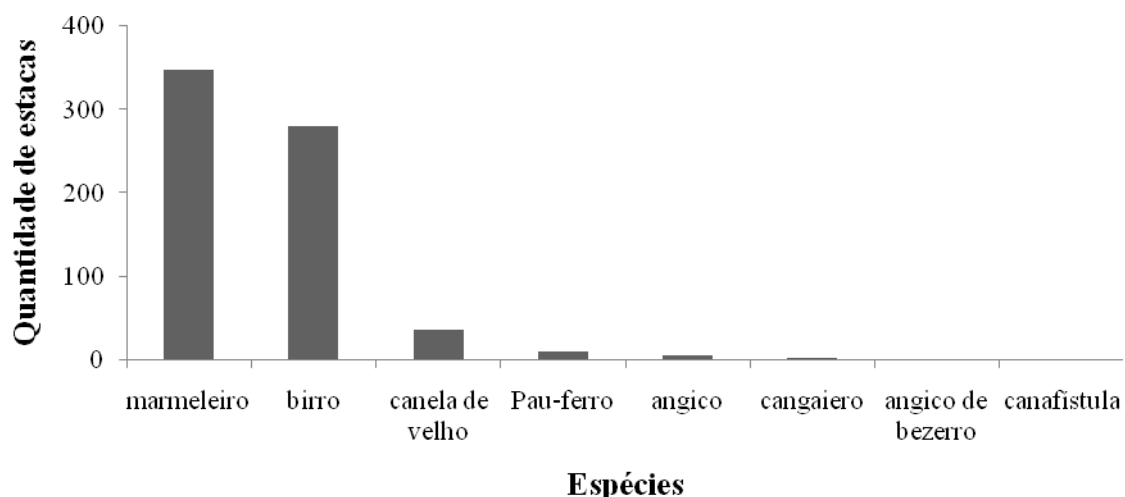


Figura 3 - Quantidade de estacas por espécies presentes nas cercas amostradas no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara.

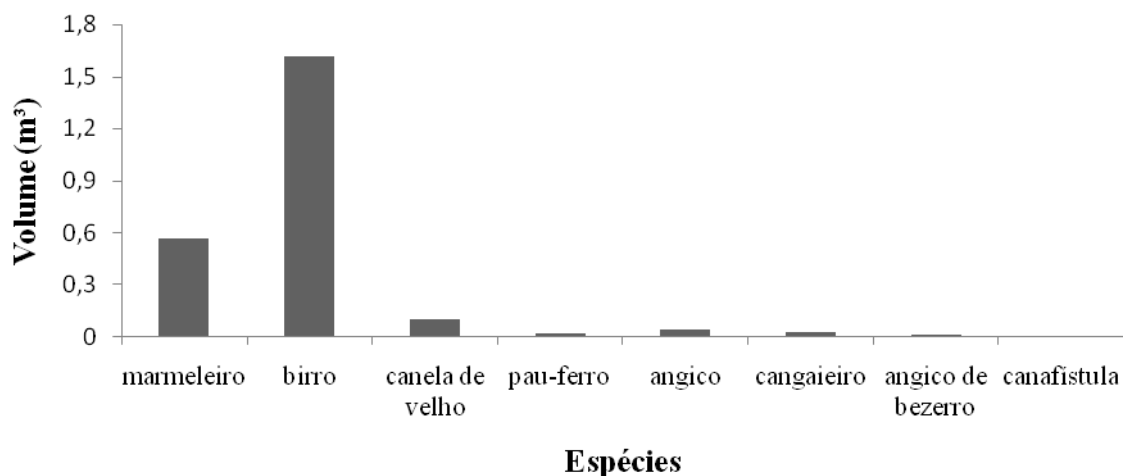


Figura 4 - Volume médio de madeira das espécies encontradas nas cercas construídas no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara.

O marmeleiro e o pau de birro são espécies de plantas bastante abundantes na região e consideradas espécies colonizadoras de áreas desmatadas e que aparentemente se beneficiam com perturbação antrópica. A utilização dessas espécies pode ser uma solução sustentável para a

população quando comparada com a utilização e espécies mais raras e ameaçadas na Caatinga. Entretanto, investigações sobre a dinâmica populacional dessas espécies são necessárias para consolidar um manejo sustentável.

CONCLUSÃO

1. A maior dominância de algumas espécies utilizadas nas cercas reflete que os proprietários dão preferência ao marmeleiro e pau-de-birro, que são plantas com uma elevada abundância na região do entorno do parque.
2. A utilização dessas espécies aparentemente não causa grande impacto sobre a comunidade vegetal devido às suas características de colonizadoras que se beneficiam em ambientes perturbados.
3. Entretanto, a extração excessiva da madeira para construção das cercas pode causar impacto no ambiente, pois o tempo de extração não coincide com o período de reestruturação da área desmatada, uma vez que as cercas apresentam durabilidade entre 3 e 4 anos. Portanto, é sugerido que haja um estudo da dinâmica populacional dessas espécies para avaliar o impacto ambiental que a extração de tais espécies pode causar.

COLABORAÇÃO CIENTÍFICA

A presente Nota Técnica contou com assessoramento e participação do analista ambiental M.Sc. Orione Álvares da Silva.

É o que temos a apresentar, para apreciação superior.

4 AVALIAÇÃO DO USO DE MADEIRA EM OLARIAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CAPIVARA

Carlos H. F. da Silva¹; Hugo G. Candido²; Lina Adonay Urrea-Galeano³; Marcela M. W. M. Santos¹; Silvia C. F. Pereira¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica- Universidade Federal de Pernambuco

² Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas- Universidade Federal de Viçosa

³ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas- Universidad Nacional Autónoma de México

Orientador: Orione Álvares da Silva

Nota Técnica Nº. 001/2014

Coronel Dias, 16 de maio de 2014

À Chefia do Parque Nacional da Serra da Capivara

Assunto: Avaliação do Uso de Madeira em Olarias do Entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara.

OBJETIVOS

1. Avaliar a existência de impacto pelas olarias na biodiversidade vegetal do entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara

2. Indicar os danos oriundos do uso de madeira para a operacionalização de olarias no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara

JUSTIFICATIVA

O Art. 2 da Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012, afirma que “As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação nativa, reconhecidas de utilidade às terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do País, exercendo-se os direitos de propriedade com as limitações que a legislação em geral, e especialmente, esta Lei estabelecem”. Esta Lei conceitua Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Assim, justifica-se a elaboração de estudos que avaliem impactos, neste caso sobre a cobertura vegetal, gerados na Reserva do Parque Nacional da Serra da Capivara pela extração de madeira suprimida pelas olarias do entorno.

CONTEXTUALIZAÇÃO

Apesar da alta biodiversidade da flora e fauna na Caatinga, apenas 8,4% encontram-se protegidas por Unidades de Conservação de Proteção Integral. A riqueza vegetal do ecossistema tem sido afetada por inúmeras atividades antrópicas que já suprimiram mais de 45% da Caatinga. Nesse sentido, o Parque Nacional (PARNA) da Serra da Capivara merece atenção, por sua biodiversidade e extensão territorial, o qual é considerado a segunda maior Unidade de Conservação da Caatinga.

Algumas olarias de pequeno e grande porte da região utilizam madeira de espécies exóticas e nativas provenientes do ecossistema em questão, sem que haja um plano de manejo adequado para contribuir com a manutenção e conservação das espécies envolvidas. Assim, faz-se necessário determinar quais são as espécies vegetais que estão sendo desmatadas para então conhecer os impactos desta atividade sobre a biodiversidade do PARNA.

Um componente essencial das estratégias conservacionistas deve ser a proteção da diversidade biológica dentro e fora das áreas protegidas. O perigo de se depender apenas de Parques e Reservas está em criar um “estado de sítio”, em que espécies e comunidades dentro dessas áreas são protegidas com rigor, ao passo que aquelas externas à elas podem ser livremente exploradas. Quando áreas no entorno das Unidades de Conservação são degradadas, de maneira inevitável, a diversidade biológica dentro dos parques também será reduzida. Segundo o extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), hoje Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio), faz-se necessário proteger amostras de toda diversidade de ecossistemas no país, assegurando o processo evolutivo. Dessa forma, são necessárias medidas que mitiguem os impactos causados pelas olarias do entorno do PARNA da Serra da Capivara.

ANÁLISE DO VOLUME DE MADEIRA

Duas olarias foram visitadas no entorno do Parque Nacional Serra da Capivara, uma delas artesanal, Olaria João de Barro, e uma industrial, Olaria Cerâmica Serra da Capivara (Figura 1). Para estimar o volume de madeira encontrado nas olarias visitadas, realizamos uma cubagem da lenha onde foram medidas as distâncias da pilha (largura, altura e comprimento). Quando consideramos os espaços presentes entre as toras de madeira de uma pilha oriundos da forma tortuosa com que são empilhadas, foi necessário o uso de um percentual de 30% de desconto no volume em metro cúbico estabelecido para que não fosse superestimado o volume real.

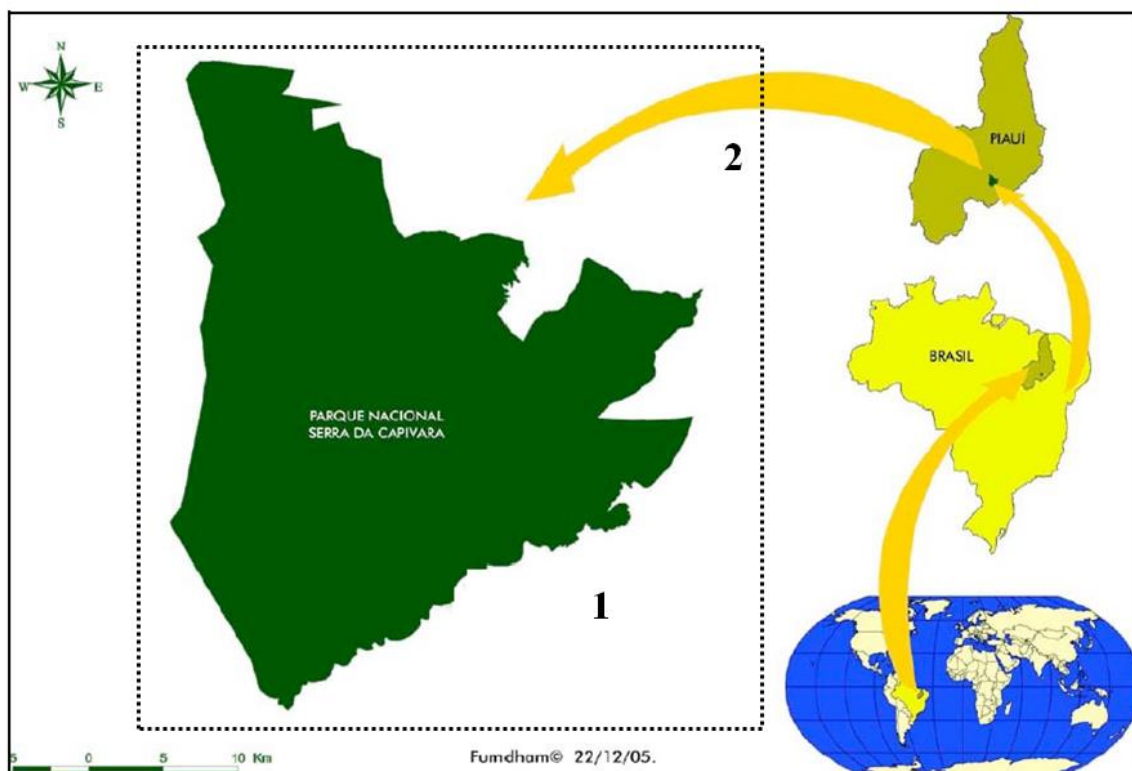


Figura 1 - Localização da Olaria João de Barro (1), localização da Olaria Cerâmica da capivara no Parque Nacional Serra da Capivara (2), Piauí, Brasil. Fonte: FUMDHAM.

De acordo com os resultados das medidas, vimos que a olaria artesanal consome uma quantidade menor de madeira devido a sua pouca demanda. Encontramos cerca de 50 m³ de madeira na olaria João de Barro, sendo de diferentes espécies vegetais com diferentes tipos de corte, o que demonstra que todas estas toras são oriundas de diferentes fontes, seja de pequenos fornecedores que cortam a madeira com machados, seja de fornecedores com um nível maior de profissionalismo que utilizam serra elétrica para a efetuação do corte (Tabela 1).

Tabela 1 - Espécies usadas na olaria João de Barro provenientes da região do PARNA da Serra da Capivara

Olaria João de Barro			
Família	Espécie	Nome popular	Condição
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> Mart	Umburana de cambão	Nativa
Cesalpiniaceae	<i>Cenostigma gardnerianum</i> Tul.	Canela-de-velho	Nativa
	<i>Cesalpinia pyramidalis</i> Tul.	Catingueira	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Cnidoculus phyllacanthus</i> Pax & K. Hoffm	Favela	Nativa
	<i>Croton sonderianus</i> Müll. Arg.	Marmeleiro	Nativa
Fabaceae	<i>Poeppigia procera</i> C. Presl	Pau de casca	Nativa
	<i>Pterodon abruptus</i> (Moric.) Benth	Cangalheira	Nativa
	<i>Prosopis juliflora</i> SW. (D.C)	Algaroba	Exótica
Mimosaceae	<i>Anadenanthera</i> sp.	Angico	Nativa
	<i>Mimosa verrucosa</i> Benth	Jurema preta	Nativa
	<i>Piptadenia moniliformis</i> Benth	Angico de bezerro	Nativa
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart	Juazeiro	Nativa

Na olaria industrial, Cerâmica Serra da Capivara, encontramos aproximadamente 180 m³ de madeira, onde 90% dela foram de algaroba (*Prosopis juliflora*) uma espécie exótica que é oriunda de um sistema de manejo que permite o corte a cada quatro anos em um esquema de rodízio de corte em propriedade privada (Tabela 2). Os 10% restante da madeira utilizada veio de espécies nativas, que apesar de serem poucas, não têm um sistema de manejo de extração.

Tabela 2 - Espécies usadas na olaria Cerâmica Capivara provenientes da região do PARNA da Serra da Capivara

Olaria Cerâmica Capivara			
Família	Espécie	Nome popular	Condição
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> Mart	Umburana de cambão	Nativa
Caesalpiniaceae	<i>Cenostigma gardnerianum</i> Tul.	Canela-de-velho	Nativa
Fabaceae	<i>Prosopis juliflora</i> SW. (D.C)	Algaroba	Exótica
	<i>Pterodon abruptus</i> (Moric.) Benth	Cangalheira	Nativa

DANOS PROVOCADOS PELA EXTRAÇÃO MADEIREIRA

As análises da extração de madeira revelaram diferentes resultados quanto às espécies vegetais utilizadas, bem como a forma de manejo nas duas olarias em questão. Na primeira delas, Olaria João de Barro, foram identificadas 12 espécies empregadas para a produção de materiais cerâmicos, contudo desse total a maioria delas, 11 espécies, são nativas e apenas uma exótica. Embora existam Leis que regulamentem o corte seletivo de madeira, os efeitos destas ameaças têm sido evidenciados em vários estudos como deletérios para as biotas. A retirada de espécies nativas e o aumento das exóticas constituem uma ameaça para as primeiras e são particularmente responsáveis pela perda da diversidade vegetal. Por fim, a retirada de espécies nativas altera os teores de matérias orgânicas podendo influenciar na germinação e desenvolvimento das espécies e, posteriormente, sem a recuperação do solo, haverá uma redução na riqueza de espécies.

Ademais, a retirada da vegetação pode ter consequências severas para a manutenção da fauna relacionadas a ela, já vez que, vários grupos zoológicos como a dizer de invertebrados, aves, mamíferos, entre tantos outros dependem do ambiente natural para a manutenção das suas relações ecológicas. Em uma perspectiva recente, tem crescido cada vez mais a ideia que a conservação dos

ecossistemas não deve se focar em certas espécies, populações ou comunidades, mas também na manutenção das interações entre espécies e funções ecossistêmicas.

CONCLUSÃO

A extração de madeira nas espécies nativas do Parque Nacional da Serra da Capivara pelas olarias de pequeno e grande porte causam danos à biodiversidade da Caatinga e, uma vez que não há um plano de manejo adequado direcionado a estas espécies, afeta de forma significativa a manutenção das mesmas na área avaliada.

Olarias de pequeno porte têm menor eficiência no uso de madeira com vistas à produção de cerâmica, em contraste com as olarias industriais as quais provocam danos maiores sobre a biodiversidade do PARNA da Serra da Capivara. Neste sentido, olarias de pequeno porte devem controlar a extração madeireira nativa, desenhando um plano de manejo que estimule maior utilização de espécies exóticas como a *Prosopis juliflora*.

COLABORAÇÃO CIENTÍFICA

A presente Nota Técnica contou com assessoramento e participação dos analistas ambientais M.Sc. Oriene Álvares da Silva e Maria Lúcia Carvalho.

É o que temos a apresentar, para apreciação superior.

5 COMUNIDADE DE AVES AO LONGO DE UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CAPIVARA.

Silvia C. F. Pereira¹, Carlos Henrique F. Silva¹, Hugo G. Candido², Lina Adonay Urrea-Galenao³, Marcela M. W. M. Santos¹

¹Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal. Departamento de Botânica – UFPE

²Programa de pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas – UFV

³Programa de posgrado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas –Universidad Nacional Autónoma de México

Orientador: Luciano Naka

RESUMO

Fatores ambientais como clima, solo, disponibilidade de água e nutrientes, e as interações entre organismos influenciam a distribuição, riqueza e abundância das espécies. Cada espécie de ave tem um ambiente ótimo para sua sobrevivência, contudo o ambiente pode sofrer alterações que forçarão os organismos a se adaptar às condições modificadas. Assim sendo, este trabalho teve como objetivo avaliar a avifauna ao longo de um gradiente de perturbação no Parque Nacional da Serra da Capivara. Para isso, três categorias foram estabelecidas: baixa perturbação, perturbação intermediária e alta perturbação, considerando da área mais conservada a mais perturbada. Em cada ponto foi estimado o tempo de registro de cinco minutos, em que foram identificadas as espécies mediante a observação visual direta e sonora, e calculado riqueza *per capita* e abundância de indivíduos. Ao longo da trilha, 71 espécies foram listadas, sete endêmicas da Caatinga, sendo Tyrannidae a família mais representativa. Não foi observada diferença significativa quanto a riqueza e composição de espécies entre os pontos. Entretanto, a abundância de indivíduos foi mais elevada nos sítios menos conservados. Por fim, podemos visualizar a adaptação de algumas espécies para sobreviver em ambientes com interferência humana.

PALAVRAS-CHAVE: Avifauna – Antropização - Caatinga

INTRODUÇÃO

A distribuição de organismos não ocorre de forma homogênea na biosfera e, em uma perspectiva global, a maior riqueza de espécies concentra-se nos trópicos, sendo menor nas zonas extratropicais (Mittelbach et al. 2007). As comunidades se estabelecem por sua capacidade de dispersão bem como os tipos de interações ecológicas que se desempenham e as restrições físicas impostas pelo ambiente em que se encontram (Cavender-Bares et al. 2009).

Considerando-se o papel dos filtros ambientais (tais como disponibilidade de luz, nutrientes, água, entre outros) sobre as comunidades, é conhecido que a riqueza aumenta proporcionalmente ao grau de conservação da área, estando principalmente representado por espécies endêmicas e/ou ameaçadas (Farias et al. 2005). De acordo com Pérsio (2004), as aves têm a capacidade de se adaptar a medida que se apresentam mudanças na composição e estrutura do habitat, podendo algumas espécies se encontrar em lugares exclusivos de um bioma, ou sobrepor seus nichos com outras. Um exemplo é a fragmentação de habitat que pode causar barreiras físicas que impedem a dispersão dos animais, levando à diminuição da ocorrência de algumas espécies que são restritas a lugares mais conservados. Dessa maneira, as comunidades de avifauna são adaptadas a ocuparem diversos ambientes, desde espécies que preferem viver em ambientes mais conservados até aquelas que se adaptaram a permanecer em ambientes antropizados, desde que suas necessidades mínimas sejam supridas (Voss 1984).

Em ambientes urbanizados, as aves respondem com menor diversidade regional (Crooks et al. 2004) e com estrutura e composição diferente ao longo de gradientes de antropização (Rusz et al. 1986, Chace & Walsh 2006), devido à perda de habitat, ruídos, poluição, além da redução na disponibilidade de alimentos (Soares 2004). Por fim, vários tipos de perturbações antrópicas podem levar a redução na riqueza de espécies, número de espécies especialistas, aumento da similaridade entre áreas podendo levar a extinção local, o que reflete em modificações na composição, riqueza e dominância das comunidades relacionadas (Kalascka et al. 2004).

A riqueza total de aves na Caatinga é de aproximadamente 350 espécies (Olmos & Albano 2012), desconsiderando as aves das regiões de enclave florestal (Vasconcelos & Rodrigues 2010, Vasconcelos 2011). Desse total, 198 ocorrem nas áreas protegidas (Olmos & Albano 2012). O Parque Nacional Serra da Capivara possui uma grande diversidade de aves, com 238 espécies aves registradas, possuindo maior diversidade do que outros parques nacionais da Caatinga como o Parque Nacional do Catimbau (Farias 2009) e o Parque Nacional da Serra das Confusões (Silveira & Santos 2012). Assim sendo, o objetivo desse estudo foi avaliar a comunidade de aves ao longo de um gradiente de perturbação no Parque Nacional da Serra da Capivara.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Trilha da Energia, localizada no Parque nacional da Serra da Capivara (PARNA Serra da Capivara), próximo ao Barreirinho - um povoado com áreas cultivadas, açudes e pastagens (Olmos & Albano 2012). A trilha tem 3,7 Km, onde os primeiros metros são caracterizados por perturbação antrópica e os últimos metros marcados por uma área mais conservada no alto de uma serra.

Coleta dos dados

Para inventariar as espécies foram marcados 15 pontos com intervalo de distância de 200 metros que foram categorizados em três trechos: baixa perturbação (pontos de 11 a 15), perturbação intermediária (pontos de 6 a 10) e alta perturbação (pontos de 1 a 5). Os pontos foram categorizados em três grupos: baixa perturbação, perturbação intermediária e alta perturbação de acordo com o grau de antropização observado. Em cada ponto dentro de cada categoria foi realizada observações visuais e auditivas durante 5 minutos, a fim de determinar a riqueza de espécies e abundância indivíduos de aves no local. Adicionalmente, utilizamos os dados de observação de espécies coletados em trabalho anterior por Barbosa et al. 2019 (capítulo 2 deste livro).

Análises estatísticas

O teste de Mantel foi utilizado para verificar a influência da distância geográfica entre os pontos de amostragem sobre a comunidade de aves. Para avaliar a riqueza de espécies de aves ao longo do gradiente de perturbação, usamos uma regressão simples no programa Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2007). Nós consideramos a riqueza *per capita*, onde a riqueza encontrada em cada ponto é dividida pela abundância de indivíduos. Para avaliar se a composição de espécies de aves responde ao gradiente de perturbação foi utilizado um escalonamento multidimensional não métrico para ordenar as comunidades de cada ponto, seguido do teste ANOSIM com 1.000 aleatorização para verificar a existência de agrupamento entre os pontos. Adicionalmente, construímos um dendograma para representar a proximidade entre os pontos. Os testes citados foram realizados com a utilização do programa R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Foram registradas 71 espécies de aves ao longo da trilha (resultados somados aos dados de Barbosa et al. 2019), das quais 43 foram observadas nos censos e as demais registradas ao longo do percurso fora do tempo de observação (Tabela 1). A família mais frequente nos pontos de observação foram a Tyrannidae, que somou 10 espécies. Das espécies encontradas, sete são endêmicas de Caatinga: *Aratinga cactorum*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Pseudoseisura cristata*, *Casiornis fuscus*, *Cyanocorax cyanopogon*, *Paroaria dominica* e *Icterus jamacaii*.

Tabela 1 – Lista de famílias e espécies encontradas na Trilha da Energia no PARNA da Serra do Capirava-PI com os respectivos pontos de observação.

Nome Científico	Localização
Accipitridae	
<i>Rupornis magnirostris</i>	8-12, 14-15
Apodidae	
<i>Eupetomena macroura</i>	7-8
Bucconidae	
<i>Nystalus maculatus</i>	2-6, 8-10
Cariamidae	
<i>Cariama cristata</i>	Entre pontos (1-15)
Cathartidae	
<i>Coragyps atratus</i>	3, 8
Charadriidae	
<i>Vanellus chilensis</i>	10
Columbidae	
<i>Claravis pretiosa</i>	4, 12
<i>Columbina squammata</i>	1-12, 14-15
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	3-5, 7, 9-14
<i>Zenaida auriculata</i>	6
Corvidae	
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	2-3, 5-6
Cuculidae	
<i>Piaya cayana</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Crotophaga major</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Crotophaga ani</i>	Entre pontos (1-15)
Dendrocolaptidae	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	6, 8-9, 14-15
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Entre pontos (1-15)
Emberizidae	
<i>Volatinia jacarina</i>	Entre pontos (1-15)
Fringillidae	
<i>Euphonia chlorotica</i>	1-4, 9
Furnariidae	
<i>Furnarius leucopus</i>	1-3, 7
<i>Pseudoseisura cristata</i>	1-3
Galbulidae	
<i>Galbula ruficauda</i>	2, 4-5
Icteridae	
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	1
<i>Icterus jamacaii</i>	1-2
Mimidae	

<i>Mimus saturninus</i>	2
Parulidae	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	8-10
Picidae	
<i>Veniliornis passerinus</i>	9
Poliophtilidae	
<i>Poliophtila plumbea</i>	7
Psittacidae	
<i>Amazona aestiva</i>	2, 13, 10-11
<i>Aratinga cactorum</i>	1-4, 6-7, 9-10
Rhynchocyclidae	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	4, 8
<i>Myiopagis viridicata</i>	4-6
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	6, 9, 11-12
<i>Todirostrum cinereum</i>	1-2, 12
Scolopacidae	
<i>Leptotila verreauxi</i>	1-2, 5-10, 13-15
Thamnophilidae	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	9, 11-12
Thraupidae	
<i>Conirostrum speciosum</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Lanio pileatus</i>	5-7, 13-14
<i>Nemosia pileata</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Paroaria dominicana</i>	1-2; 7
<i>Tangara sayaca</i>	1-2
Tityridae	
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	4-7, 12
Trochilidae	
<i>Chrysolampis mosquitos</i>	6, 8-9, 14
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Entre pontos (1-15)
Trogloditidae	
<i>Troglodytes musculus</i>	1-2, 8, 10-11, 13
Turdidae	
<i>Turdus leucomelas</i>	Entre pontos (1-15)
Tytonidae	
<i>Glaucidium brasilianum</i>	8-9
Tyrannidae	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	3, 5, 10
<i>Casiornis fuscus</i>	6
<i>Empidonomus varius</i>	2, 7
<i>Fluvicola nengeta</i>	2
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Megarynchus pitangua</i>	2

<i>Myiarchus swainsoni</i>	6
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	6-7, 9-11, 13
<i>Phaeomyias murina</i>	Entre pontos (1-15)
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1-4, 6
Vireonidae	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	8-9, 15
<i>Vireo olivaceus</i>	8

A distância geográfica entre os pontos de observação não apresentou efeito sobre a comunidade de aves ($p = 0,09$). Não encontramos diferenças no número de espécies de aves entre os pontos ($p = 0,17$) (Figura 1). Entretanto, a abundância de indivíduos encontrada foi maior no trecho mais perturbado ($P = 0,003$) (Figura 2). Em relação a composição de espécies, não encontramos efeitos da perturbação. Os pontos de amostragem não formaram agrupamento de acordo com o nível de perturbação (Figura 3). Entretanto, através do dendograma podemos observar que os pontos mais perturbados apresentam-se mais relacionados entre si e diferente dos demais (Figura 4).

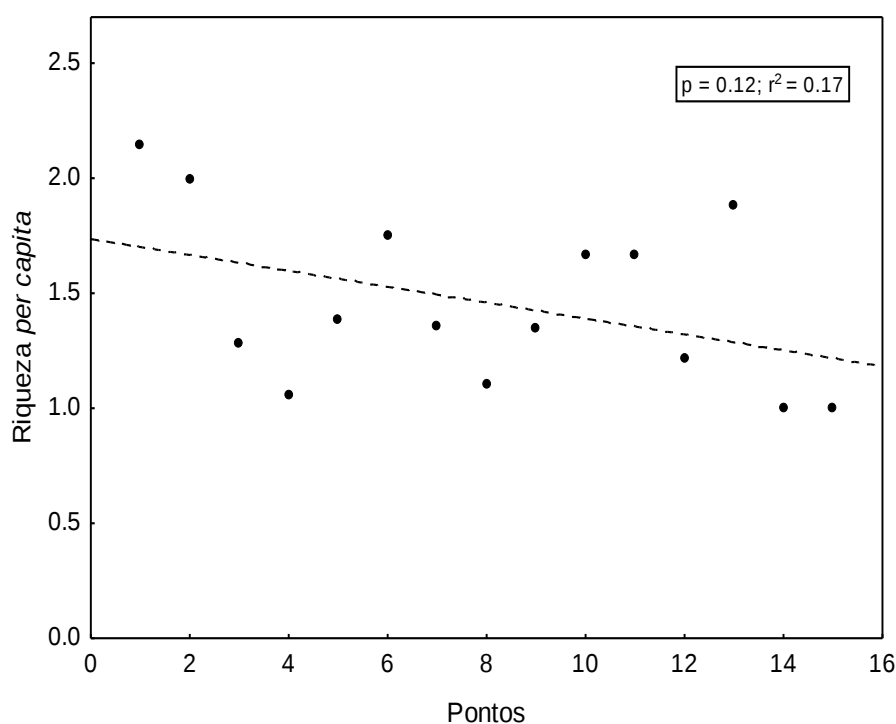


Figura 1 – Relação entre a riqueza *per capita* e a localização no Parque nacional da Serra da Capivara – PI.

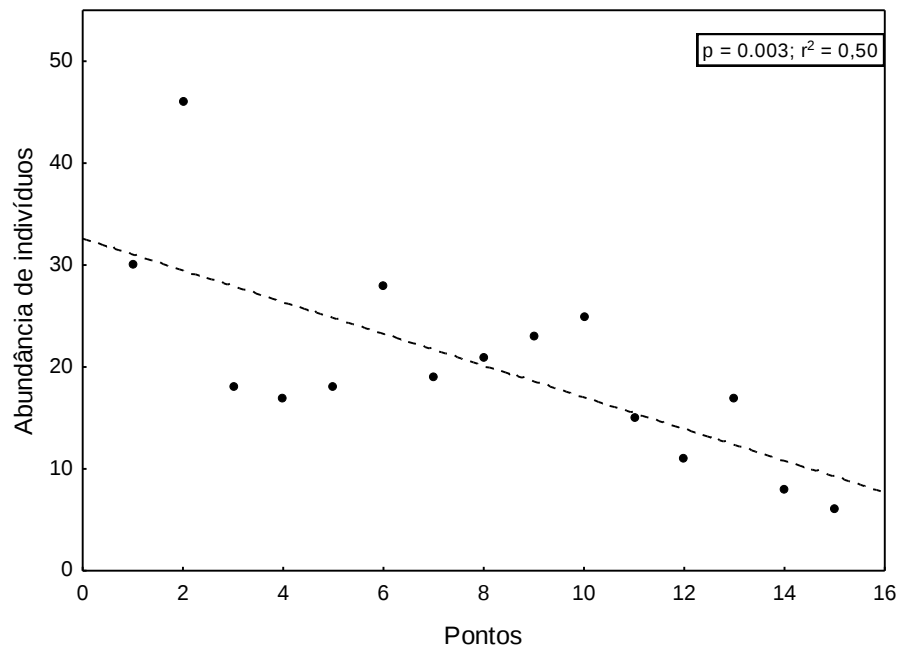


Figura 2 – Relação entre a abundância e a localização no Parque nacional da Serra da Capivara – PI.

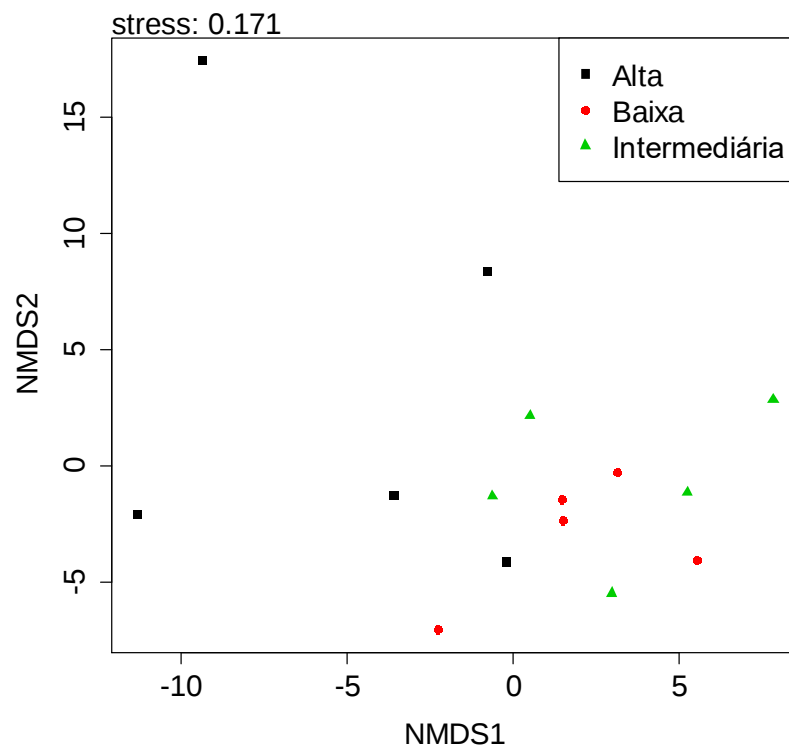


Figura 3 – Resultado da ordenação de escalonamento multidimensional para os dois censos no Parque nacional da Serra da Capivara – PI.

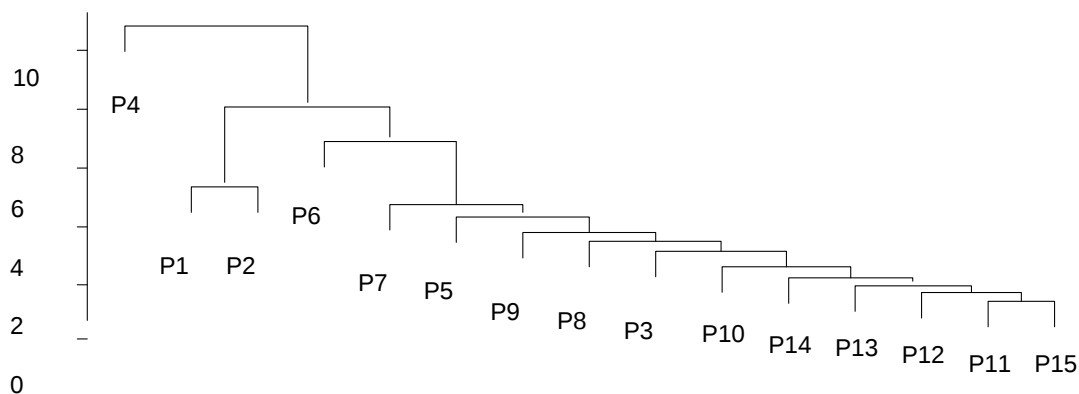


Figura 4 – Dendrograma da similaridade dos pontos de localização no Parque nacional da Serra da Capivara – PI.

DISCUSSÃO

Olmos e Albano (2012) ao realizar um estudo de levantamento de aves no PARNA Serra da Capivara também encontraram uma maior representatividade da família Tyrannidae. Estes autores registraram 13 espécies endêmicas no PARNA (não considerando as araras). Estes dados revelam que a Trilha da Energia pode ser um bom representante da riqueza do parque, capaz de representar mais de 50% da avifauna esperada para toda a unidade com uma cobertura de apenas 3,7 km.

A comunidade de aves do PARNA da Serra da Capivara difere do que é encontrado em outros estudos, onde a avifauna responde ao gradiente de perturbação com redução de diversidade regional, composição e estrutura (Crooks et al. 2004, Nores et al. 2005, Chace & Walsh 2006, Caula et al. 2008, Garrafa et al. 2009). Sugere-se que as aves da Serra da Capivara apresentam maior abundância nas áreas antropizadas, devido ao grande número de lavouras, que fornecem boas fontes de alimentação e que apesar de serem áreas antrópicas, não apresentam grandes riscos as suas populações, quando comparada com o que foi visto em estudos anteriores em que as áreas antropizadas são marcadas por ruídos, poluição e obstáculos que podem levar a sua morte (Rusz et al. 1986, Chace & Walsh 2006).

Por fim, podemos visualizar a adaptação de algumas espécies para sobreviver em ambientes com interferência humana, pois apesar da perturbação estas espécies são capazes de utilizar o espaço de forma a ter suas necessidades supridas de forma eficiente.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao professor Luciano Naka pela orientação, ao Parque Nacional Serra da Capivara pelo acesso e permissão para a realização do estudo, a Universidade Federal de Pernambuco pela assistência e coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Argel-de-Oliveira, M.M. 1995. Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(1):110-116.
- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- Cavender-Bares, J., Kozak, K., Fine, P. & S. Kembel. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*. 12: 693–715.
- Chace, J.F.; Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1):46-69.
- Crooks, K. R., Suarez, A. V. & Bolger, D. T. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*. 115: 451-462.
- Farias, G. B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 147:36-39.
- Farias, G., Silva, W. & C. Albano. 2005. Diversidade de aves em áreas prioritárias para conservação da Caatinga em Análise das variações da Biodiversidade do Bioma Caatinga. Capítulo 5. Pág. 204-218.

- Kalascka, M.; Sanchez-Azofeifa, G. A.; Calvo-Alvarado, J. C.; Quesada, M.; Rivard, B. & Jansen, D. H. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 200: 227-247.
- Lima, P. C.; Santos, S. S. & Lima, R. C. F. R. 2003. Levantamento e anilhamento da ornitofauna na pátria da Arara-Azul-de-Lear (*Anodorhynchus leari*, Bonaparte, 1856): um complemento ao levantamento realizado por H. Sick, L.P. Gonzaga e D.M. Teixeira, 1987. *Atualidades Ornitológicas*, 112: 11-21.
- Mittelbach, G., Schemske, D., Cornell, H., Allen, A., Brown, J., Bush, M., Harrison, S., Hulbert, A., Knowlton, N., Lessios, H., McCain, C., McCune, A., McDade, L., McPeck, M., Near, T., Trevor, P., Ricklefs, R., Roy, K., Sax, D., Schluter, D., Sobel, J. & M. Turelli. 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*. 10: 315–331.
- Olmos, F. & Albano, C. 2012. As aves da região do Parque Nacional Serra da Capivara (Piauí, Brasil). *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(3), 173-187
- Pérsio, M. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. *Ararajuba* 12 (2):113-123.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2002. *Biologia da Conservação*. Londrina: Ed. Rodrigues, 328p.
- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.4. RFoundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Rusz, P.J.; Prince, H.H.; Rusz, R.D.; Dawson, G.A. 1986. Bird collisions with transmission lines near a power plant cooling pond. *Wildlife Society Bulletin*, 14:441-444.
- Silveira, L. F. & Santos, M. P. D. 2012. Bird richness in Serra das Confusões National Park, Brazil: how many species may be found in an undisturbed *caatinga*? *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20: 188-198.
- Soares, A.G. 2004. A avifauna de uma área no bairro Ribeirão da Ilha, Florianópolis, Santa Catarina: levantamento e implicações para a educação ambiental. *Biotemas*, 17(2):107-124.

- Vasconcelos, M. F. & M. Rodrigues. 2010. Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). *Papéis Avulsos de Zoologia* 50: 1-29.
- Vasconcelos, M. F. 2011. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Revista Brasileira de Botânica*, 34:241-246.
- Voss, W. A. 1984. Aves de ambientes urbanos. *Universidade*, 2(4): 8-9.

6 DISTRIBUIÇÃO DE FLORES COMO ESTRATÉGIA DE ATRAÇÃO DE VISITANTES

FLORAIS

Lisieux F. Fuzessy¹, Daniela Q. A. Reis², Jaire M. Torres³, Leonardo S. Chaves⁴, Lucas E. N. da Costa²

¹ Programa de pós graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFMG

² Programa de pós graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFPE

³ Programa de pós graduação em Biologia Animal – Departamento de Zoologia – UFPE

⁴ Programa de pós graduação em Botânica – Departamento de Biologia – UFRPE

Orientador: Flávio Antônio Maës dos Santos

RESUMO

A distribuição espacial de indivíduos influencia diretamente suas características. Em uma população vegetal, a organização da oferta de recursos alimentares produzidos por eles se relaciona diretamente com os potenciais visitantes de suas flores. Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo testar se uma maior agregação de flores de *Ipomea* sp. aumenta a visita por insetos. Nós encontramos que o número de visitas entre flores agregadas e isoladas não foi diferente. Entretanto, os resultados demonstraram uma tendência de influência negativa da agregação, possivelmente relacionada à otimização na produção de recursos. Considerando do cenário aparente de competição por visitantes e possíveis polinizadores, os indivíduos de *Ipomea* sp. adotaram uma estratégia aleatória de distribuição de flores, ocorrendo tanto de forma agregada quanto de forma isolada. A adoção dessas diferentes estratégias constitui em uma vantagem na atração de visitantes, principalmente em ambientes pouco previsíveis, como a Caatinga.

PALAVRAS-CHAVE: Distribuição espacial – *Ipomea* – Recursos florais

INTRODUÇÃO

A estrutura espacial de uma população é marcada pela heterogeneidade na distribuição de seus indivíduos, que podem dispor-se agregadamente, homoganeamente ou aleatoriamente (Anderson 2000). Essa distribuição espacial influencia diretamente as características dos indivíduos como o crescimento, reprodução e interações intraespecíficas e interespecíficas (Begon 2006).

Em uma população vegetal, a organização espacial da oferta de recursos alimentares produzidos por plantas tem influência direta na atração de potenciais visitantes de suas flores, de forma a otimizar e favorecer o aumento no número de visitas (Klinkhamer et al. 2001, Grindeland et al. 2005). O padrão de forrageamento dos visitantes florais depende não apenas da quantidade de recurso disponível, mas também da maneira como estes recursos florais estão distribuídos em um indivíduo e na população, conhecida como atratividade ou *display* floral (Hodges 1995, Klinkhamer et al. 2001).

Os visitantes de uma flor se orientam não somente visualmente, mas também quimicamente pelo odor de néctar e pólen (Barth 1991). Assim, a posição vertical e horizontal das flores e sua proximidade com outras flores (de uma mesma espécie ou não) pode exercer grande influência nas relações de visita: aumento na densidade dos indivíduos, associado ao aumento na oferta de recursos, como o néctar, interferem positivamente na atratividade de visitantes (Hodges 1995). Existe uma tendência de maximização da relação entre gasto e obtenção de energia durante o processo de forrageamento, assim, a escolha por determinado ambiente rico em recurso pode otimizar este investimento (Pianka 1999). Além disso, a quantidade de alimento disponível em uma área pode variar ao longo do tempo desde a última visita. Caso ocorra um aumento desta disponibilidade, o indivíduo tende a maximizar seu forrageio voltando para áreas já visitadas (Krebs & Davis 1993).

Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar se a distribuição dos recursos florais influencia a visita por insetos. Através do teste da hipótese de que maiores agregações de recursos florais estimulam a atratividade por insetos espera-se observar flores mais agregadas sendo mais visitadas do que flores isoladas.

MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o estudo na Trilha do Desfiladeiro (08°45'36"S, 42°28'21"O), uma área de Caatinga situada no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí, Brasil. O clima da região é classificado por Köppen como BSh, caracterizado por elevada temperatura e forte evaporação no verão (Jacomine et al. 1986) com temperatura média anual de 28°C, precipitação média de 689mm e concentração de chuvas entre novembro e março (Pellerin 1991).

Coleta dos dados

Realizamos uma caracterização da área de estudo caminhando ao longo de uma trilha de 300 m, onde identificamos 20 manchas de flores de *Ipomea* sp. (Convolvulaceae) com diferentes padrões de distribuição (agregados e dispersos). *Ipomea* sp. é caracterizada por ser uma liana de flores vistosas, bissexuadas e actinomorfas (Souza & Lorenzi 2005). Uma mancha foi definida como um grupo de flores distantes entre si, no máximo, 5m. Realizamos a contagem estimada do número de flores por manchas e este valor variou significativamente entre pequenas manchas em extensão que apresentavam mais de 100 flores a manchas grandes em extensão com poucas flores esparsas.

Entre as vinte manchas, escolhemos nove para o estabelecimento dos experimentos. Seleccionamos um par em cada ponto amostral: um agregado de 10 flores e uma flor isolada. Um agregado de 10 flores era representado por flores distantes entre si em no máximo 30 cm e isoladas num raio mínimo de 50 cm ao seu redor. Da mesma maneira, definimos uma flor isolada como uma flor solitária num raio mínimo de 50 cm ao seu redor. Quando o agrupamento escolhido tinha mais de 10 flores, realizamos a supressão ao redor num raio de 50 cm (tanto de flores da mesma espécie quanto outras espécies que ocorrem na área). Agrupamentos de menos de 10 flores não eram considerados no experimento. Adotamos o método da flor focal, em que observamos a flor isolada e uma das 10

flores dos agregados (geralmente a flor mais central) durante 20 minutos em cada um dos 9 pontos amostrais e anotamos o número visitas por insetos (sem diferenciação por táxon).

Análises estatísticas

Para avaliar o número de visitas por insetos entre as manchas com flores agregadas e flores isoladas, nós usamos um teste t pareado através do software Statistica 7.1 (StatSoft 2005).

RESULTADOS

Observamos flores sendo visitadas por abelhas (Figura 1), vespas e moscas, sendo que o número total de visitas no agregado variou de 0 a 21 enquanto que nas flores isoladas variou de 1 a 42 (Figura 2). Obtivemos uma média de $9,89 \pm 12,11$ visitas em flores isoladas e de $5,56 \pm 6,17$ em agregados, sendo ambos visitados com a mesma frequência pelos insetos registrados ($df = 8$; $t=1,73$; $p=0,12$. Figura 2).

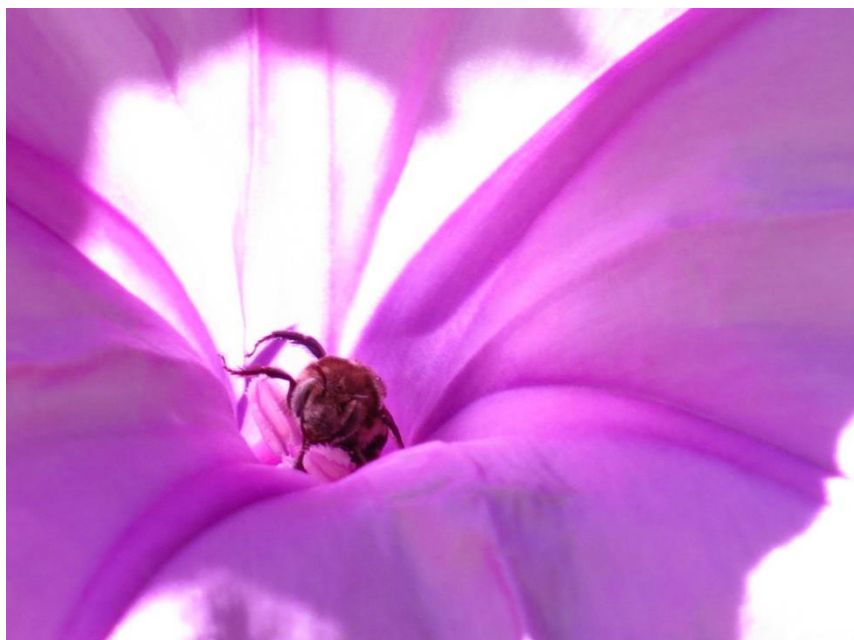


Figura 2 – Flor de *Ipomea* sp. (Convolvulaceae) sendo visitada por abelha no Parque Nacional da Capivara (Foto: Lisieux Franco Fuzessy).

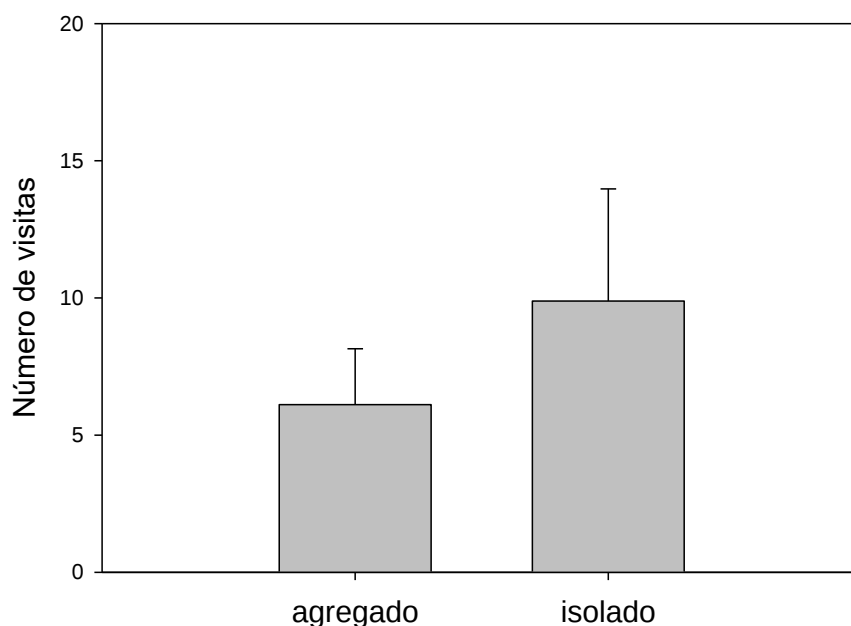


Figura 2 – Número de visitas recebidas por flores de *Ipomoea* sp. dispostas em um padrão agregado e isolado no Parque Nacional da Serra Capivara.

DISCUSSÃO

Ao contrário do que esperávamos o número de visitas entre flores isoladas e agregadas não foi diferente, rejeitando a hipótese de que maiores agregações de recursos florais estimulam a atratividade por insetos. A distribuição das flores ao longo da área de estudo foi abundante, o que provavelmente estimula a competição intraespecífica e interespecífica pelo visitante floral, que, eventualmente pode ser um polinizador. Plantas que apresentam um elevado número de ramos podem disponibilizar menor quantidade de recursos por flor e/ou inflorescência (Cruden 2000). O custo para produzir néctar e pólen em ramos com poucas ou muitas flores será diferente, já que a alocação dos esforços para a produção de recurso a ser oferecido por uma única flor será menos dispendiosa do que aquela necessária para o suprimento e distribuição para várias flores (Cruden 2000). Dessa forma, uma distribuição deficiente de néctar por flor em termos de volume e concentração de açúcares em ramos com grande adensamento

de flores pode atuar de forma a diminuir a frequência de visitas e até mesmo evitar a revisitação (Faegri & Pijl 1979), o que beneficiaria o isolamento.

Diante do cenário aparente de competição pelo potencial polinizador, os indivíduos de *Ipomea* sp. que ocorrem de forma abundante na área de estudo ao longo das 20 manchas reconhecidas, exibiram uma estratégia aleatória de distribuição de flores, ocorrendo tanto de forma agregada quanto de forma isolada. Mecanismos de polinização especializados não são tão comuns na Caatinga, já que uma generalização de mecanismos deve ser mais esperada para uma vegetação aberta com condições climáticas extremas, por exemplo, baixo nível de precipitação distribuída irregularmente no tempo e no espaço (Machado & Lopes 2004).

Diante disso, essas plantas necessitam de outras estratégias de atração de visita associadas à sua forma de distribuição, como, por exemplo, a posição floral no extrato vertical. A espécie estudada é uma liana, o que pode ser considerada uma estratégia de competição por espaço com outras espécies promovendo um maior destaque na paisagem (maiores possibilidades de distribuição ao longo do extrato vertical, maior capacidade de alcançar o dossel e assim aumentar a chance de ser vista; Begon 2006). Associada a outras características, como a variação na cor e no tamanho (este último associado ao tamanho do respectivo visitante), esta estratégia serviria também como forma de reduzir a competição pela visita e consequentemente pelo potencial polinizador (Opler 1980).

AGRADECIMENTOS

À Tatiane Calaça pelo auxílio em campo e monitoria, à equipe do ICMBio e do PARNA Serra da Capivara pelo apoio em campo e à Coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, J. M. 2000. Food Web Functioning and Ecosystem Processes: Problems and Perceptions of Scaling. In: Coleman DC & Hendrix PF (eds) Invertebrates as Webmasters in Ecosystems. CAB International. Oxon, UK.
- Barth, G. B. 1991. Insects and flowers: The biology of a partnership. Princeton University press. Princeton, NJ, USA.
- Begon, M., Townsed, C. R., Harper J. L. Ecology: from individuals to ecosystems (4ed) Blackwell Publishing LDTA, UK.
- Cruden, R. W. 2000. Pollen grains: why so many? Plant Systematic and Evolution 222: 143-165.
- Faegri, K., Pijl, L. V. D. 1979. The principles of pollination ecology. Pergamon Press, London.
- Grindeland, J. M., Sletvold, N., IMS, R. A. 2005. Effects of floral display size and plant density on pollinator visitation rate in a natural population of *Digitalis purpurea*. Functional Ecology 19: 383-390.
- Hodges, S. A. 1995. The influence of nectar production on hawkmoth behavior, self Pollination and seed production in *Mirabilis multiflora* (Nyctaginaceae). American Journal of Botany 82: 197-204.
- Jacomine, P. K. T., Cavalcanti, A. C., Pessoa, S. C. P., Burgos, N., Melo-Filho, H. F. R., Lopes, O. F. & Madeiros, L. A. R. Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do estado do Piauí. EMBRAPA/SUDENE-DRN, Rio de Janeiro. Boletim de Pesquisa, 36; Série Recursos de Solos, 18.
- Klinkhamer, P. G. L., De Jong, T. J., Linnebank, L. A. 2001. Small-scale patterns determine ecological relationships: an experimental example using nectar production rates. Ecology Letters 4: 559-567.
- Köppen, W. 1931. Grundriss der Klimakunde. Walter de Gruyter, Berlin.
- Krebs, J. R. & Davis, N. B. 1993. A introduction to behavioral ecology (3ed) Blackwell Publishing LDTA, UK.
- Machado, I. C. & Lopes, A. V. Floral Traits and Pollination Systems In The Caatinga, a Brazilian Tropical Dry Forest. Annals of botany 94: 365-376.
- Opler, P.A. 1980. Nectar production in a tropical ecosystem. In: Bentley, B., Elias, T. (eds). The biology of nectaries, pp. 30–79. New York, Columbia University Press.

Pianka, E. R. *Evolutionary Ecology* (6ed). The University of Texas at Austin. San Francisco, CA.

Pellerin, J. 1991. Aspectos físicos. In: Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara, pp. 11-19. IBAMA, Brasília.

Souza, V. C. & Lorenzi H. 2005. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II*. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda. Nova Odessa, SP.

StatSoft, Inc. (2005). *STATISTICA (data analysis software system)*, version 7.1. www.statsoft.com.

7 IMPACTO DA EXTRAÇÃO DE MADEIRA EM PARÂMETROS POPULACIONAIS DE *CROTON SONDERIANUS* E *DIPTYCHANDRA AURANTIACA*

Gisele Milaré¹, Eurico A. Sczesny-Moraes¹, Camila M. Barbosa², Alexandre Souza de Paula², Janaína H. A. Lopes³

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais

Orientador: Bráulio Santos

RESUMO

Um dos principais impactos humanos sobre a vegetação se dá pela extração de recursos madeireiros. Na Caatinga, essa extração tem como objetivo o uso da madeira como lenha e na construção de telhados e cercas. Nosso objetivo foi avaliar o impacto da extração de madeira para a construção de cercas de faxina. Para avaliar as alterações de parâmetros populacionais por exploração madeireira para construção de cerca de faxina, foram comparadas a área basal e a frequência de classes diamétricas de duas espécies antes e depois da retirada seletiva de madeira. A área de estudo foi o entorno do Parque Nacional Serra da Capivara onde esse tipo de manejo ocorre. O número de fustes mensurados foi de 447 para a espécie *Croton sonderianus* e 547 de *Diptychandra aurantiaca*. Tanto a espécie *C. sonderianus* como a *D. aurantiaca* não tiveram a área basal reduzida. A frequência de indivíduos nas classes de diâmetro de interesse para construção de cercas após o manejo foi reduzindo ao longo das classes de diâmetro tanto para *C. sonderianus* como para *D. aurantiaca*. Os resultados indicam que há alteração dos parâmetros populacionais, com redução na disponibilidade de madeira para exploração.

PALAVRAS-CHAVE: Rebrotas – Manejo da Caatinga – Perturbação antrópica

INTRODUÇÃO

A Caatinga condiciona profundamente a atividade humana no semiárido nordestino. Como fornecedora de produtos madeiros, a vegetação é a base para a produção de lenha, carvão, estacas e material para construção (MMA 2008). Essa grande dependência do extrativismo resulta no rápido desmatamento e na conversão de grandes áreas para criação de animais (Albuquerque & Andrade 2002). Adicionalmente, um destino bastante comum para a madeira extraída é a produção de estacas (Giulietti *et al.* 2003). As estacas, destinadas para construção de cercas chamadas de cercas de faxina, são seletivamente retiradas considerando características como diâmetro adequado, durabilidade, fácil transporte e facilidade no manejo, representada pela alta capacidade de rebrota.

As rebrotas permitem que as espécies possam persistir em um local mesmo após uma grande amplitude de distúrbios (Bond & Midgley 2001), e são mecanismos importantes, principalmente, em florestas tropicais secas (Vieira & Scariot 2006). Há várias razões para as rebrotas serem mais importantes em florestas secas do que em florestas úmidas, incluindo a adaptação de plantas à seca (Ewel 1980). A caatinga abriga diversas espécies com enorme capacidade de rebrota, como por exemplo, o *Croton sonderianus* (Euphorbiaceae) e a *Dyptichandria aurantiaca* (Fabaceae). Tais espécies são comumente utilizadas para construção de cercas de faxina, prática bastante comum na região de caatinga.

As cercas de faxina são construídas com madeira extraída de áreas de Caatinga, especialmente *C. sonderianus* e *D. aurantiaca*, com diâmetros entre um e oito cm. Essas estacas são posicionadas verticalmente entre mourões com diâmetros maiores, de oito a 12 cm (Gonçalves et al., 2019 - capítulo 3 deste livro). Partindo do exposto, esse trabalho objetivou avaliar as alterações de parâmetros populacionais de *Croton sonderianus* e *Diptychandra aurantiaca* por exploração madeireira para construção de cerca de faxina. Nós esperamos que, após o manejo, a área da secção transversal dos fustes deve ser reduzida, bem como esperamos uma redução na frequência de fustes entre um e oito cm de diâmetro.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no entorno do Parque Nacional Serra da Capivara (Figura 1), que é uma unidade de conservação localizada no sudeste do Piauí, onde ocorre um tipo de floresta tropical sazonalmente seca chamada Caatinga. As populações humanas residentes no entorno do PARNA da Serra da Capivara têm como atividades econômicas principais a agricultura de subsistência, pecuária extensiva e ecoturismo, dependendo em grande parte da extração de recursos naturais da Caatinga.



Figura 1 – Delimitação do Parque Nacional (PARNA) da Serra da Capivara (42,52W; 8,82S) a área de estudo com parcelas representadas por retângulos vermelhos.

Coleta dos dados

Foram analisadas duas espécies de árvores utilizadas na construção das cercas de faxina (Figura 2): o marmeleiro (*Croton sonderianus*) e o pau-de-birro (*Diptychandra aurantiaca*). Para avaliar as mudanças provocadas pelo manejo dessas espécies, foram demarcadas na área manejada quatro parcelas de 30x6m. Em cada parcela, a fim de estimar a área basal das árvores antes do manejo,

mensuramos o diâmetro basal de cada indivíduo, ao nível do solo, e para estimar o volume pós-manejo dos indivíduos, mensuramos o diâmetro das rebrotos 30 cm acima do solo. Além disso, foi construída a distribuição de frequência de diâmetros antes e depois do manejo.



Figura 2 – Exemplo de cerca de faxina em propriedade no entorno do Parque Nacional da Serra da Capivara.

Análises estatísticas

Um teste t pareado foi realizado para comparar a área basal de cada espécie antes e após o manejo. Para comparar a frequência das classes de diâmetros antes e após o manejo foi realizado o teste G. Para as análises foi utilizado o software Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2007).

RESULTADOS

Foram mensurados, ao todo, 994 fustes (447 para *C. sonderianus* e 547 para *D. aurantiaca*), com variação de diâmetro entre um a 5,2 cm, para *C. sonderianus*, e entre um cm a 8 cm, para *D. aurantiaca*. A área basal (Tabela 1) de *C. sonderianus* antes e após o manejo foi similar ($gl = 4$, $t = 0,0377$, $p = 0,48$; Figura 3), o mesmo ocorreu para *D. aurantiaca* ($gl = 4$, $t = 1.3237$, $p = 0,1281$; Figura 4).

Tabela 1 – Estatística descritiva da área basal das espécies estudadas antes e depois do manejo no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

		Número de indivíduos	Média	Desvio Padrão
Marmeleiro	Antes	76	0,065	0,041978
(<i>C. sonderianus</i>)	Depois	76	0,030	0,045833
Pau-de-birro	Antes	73	0,093	0,10428
(<i>D. aurantiaca</i>)	Depois	73	0,030	0,021508

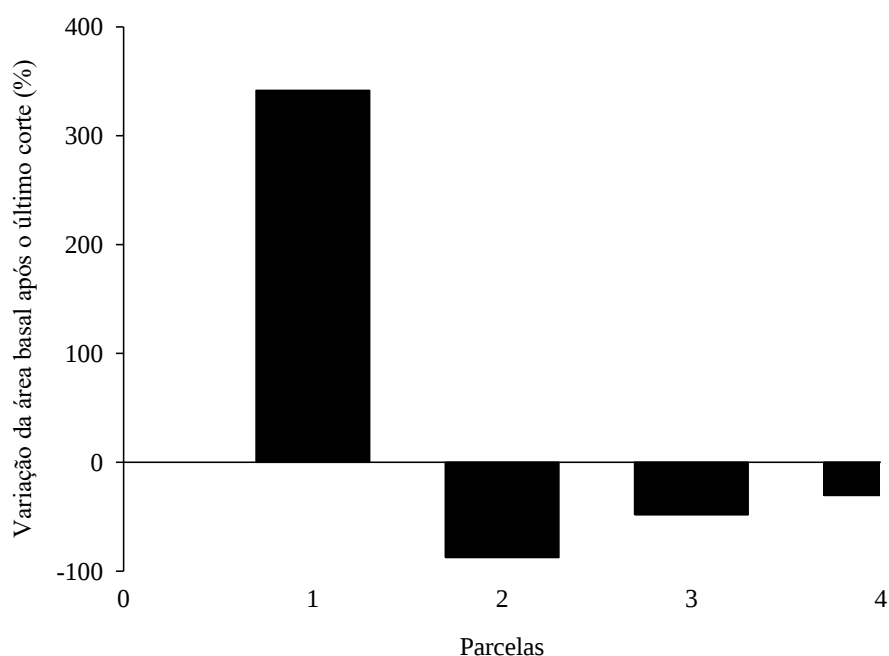


Figura 3 – Variação na área basal após o corte da espécie *Croton sonderianus* no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

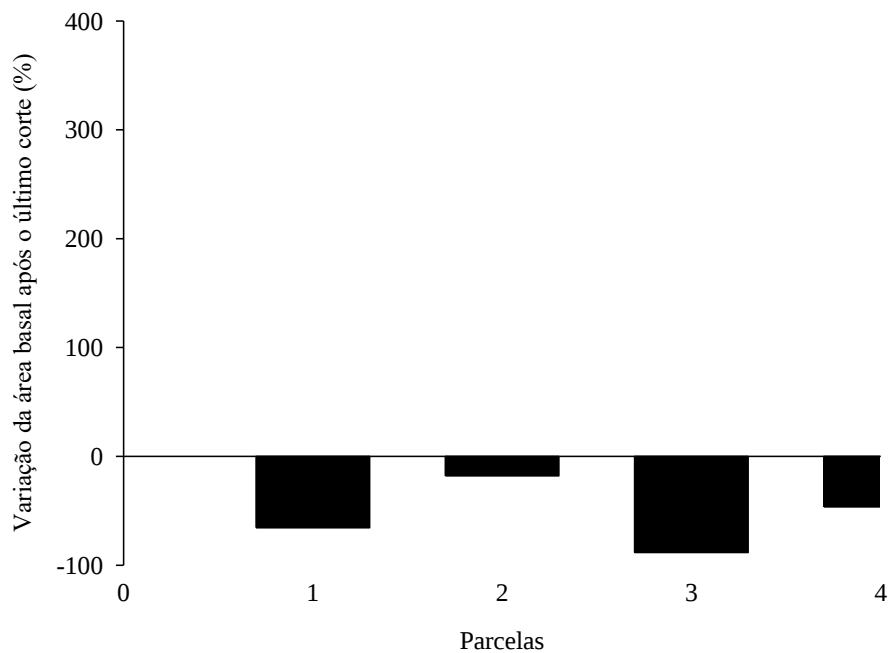


Figura 4 – Variação na área basal após o corte da espécie *Diptychandra aurantiaca* no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

As classes de diâmetro mais frequentes antes do manejo estiveram entre um e quatro cm, para *C. sonderianus* e após o manejo de sete a mais de 10cm. No caso de *D. aurantiaca*, essas classes variam de um a três cm antes do manejo para mais de 10 cm pós-manejo. O manejo das espécies reduziu a frequência das classes de diâmetro de maior interesse tanto para *C. sonderianus* ($p < 0,001$; Figura 5) como para *D. aurantiaca* ($p < 0,0001$, Figura 6).

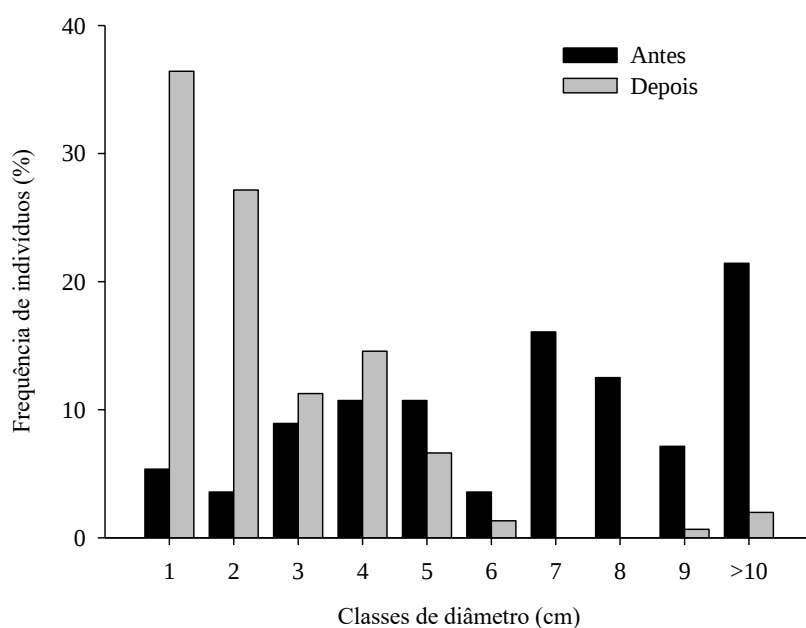


Figura 5 – Distribuição de frequência das classes de diâmetros da espécie *Croton sonderianus* antes e depois do manejo no Parque Nacional da Serra da Capivara - PI.

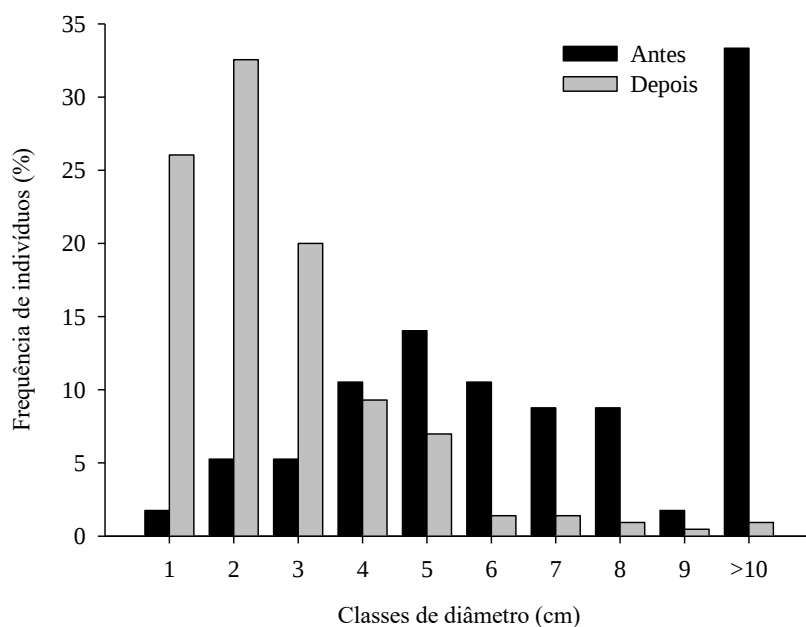


Figura 6 – Distribuição de frequência das classes de diâmetros da espécie *Diptychandra aurantiaca* antes e depois do manejo no Parque Nacional da Serra da Capivara -PI.

DISCUSSÃO

O interesse em determinadas classes de diâmetro influencia parâmetros populacionais de espécies com uso econômico, como alteração da área basal e distribuição de frequência de classes de diâmetro, corroborando Primack & Rodrigues (2001) e Hero (2006). Os autores afirmam que a grande exploração seletiva de recursos pode levar a reduções na abundância populacional, nos tamanhos e diâmetros de interesse, e até à extinção das espécies.

As espécies *C. sonderianus* e *D. aurantiaca* não reduziram a área basal após o manejo, tal resultado sugere que essas espécies apresentam uma capacidade de rebrota que está equilibrando a taxa de remoção para a construção das cercas. Esse fato deve ser levado em conta na confecção de projetos de conservação e manejo na região, transformando a exploração em manejo sustentável desse recurso. Essa característica é muito importante, uma vez que as rebrotas podem crescer mais rápido que as plântulas (Riegelhaupt et al. 2010) e podem reocupar suas próprias clareiras, resultando em: (i) redução na substituição de indivíduos; (ii) redução nos efeitos dos distúrbios; e (iii) menor dependência das sementes para a manutenção da população.

Com a retirada seletiva de madeira, a frequência de indivíduos com diâmetro de interesse diminui, pois novos fustes rebrotam e o número de indivíduos novos com menor diâmetro é maior. Desta forma, dado que fustes com diâmetro pequeno não são muito adequados para a construção das cercas, áreas exploradas devem permanecer algum tempo indisponíveis para um novo ciclo de corte, expondo outras áreas de Caatinga (possivelmente mais distantes) à perturbação. Consequentemente, as técnicas de manejo devem considerar tanto a recuperação dos níveis iniciais de área basal quanto a distribuição de frequência de diâmetros. Desta forma, sugerimos que projetos de conservação se utilizem do manejo de rebrota com o desbaste, que consiste na retirada de fustes menores, eliminando a competição e favorecendo os fustes remanescentes, de maior tamanho.

AGRADECIMENTOS

Ao José Domingos (Zezinho) e ao Francisco Gomes (Xavier) pelo auxílio em campo e a coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, U. P., Andrade, L. H. C. 2002. Uso de recursos vegetais da caatinga: o caso do agreste do Estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil). *Interciência* 27: 336-346.
- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. *Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16:45–51.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession – manifold routes to maturity. *Biotropica* 12:2–7.
- Giulietti, A. M., Bocage Neta, A. L., Castro, A. A. J. F., Gamarra-Rojas, C. F. L., Sampaio, E. V. S. B., Virgínio, J. F., Queiroz, L. P., Figueiredo, M. A., Rodal, M. J. N., Barbosa, M. R. V., Harley, R. M. 2003. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. (eds Silva et al.), pp. 37-75. Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, Brasília-DF.
- Hero, J. R. (2006). Declínio Global de Espécies. Em C. B. Rocha, *Biologia da Conservação* (582 p.). São Carlos: Rima Editora.
- MMA, 2008. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Florestas. Manejo sustentável dos recursos florestais da Caatinga. Natal. 28 p.
- Primack, R. R. (2001). *Biologia da Conservação* (328 p.). Londrina.
- Riegelhaupt, E. M., Pareyn, F. G. C., Gariglio, M. A. 2010. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*. (eds Gariglio et al.), pp.349-367. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília-DF.

Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14:11–20.

8 O INVESTIMENTO FOLIAR DIFERE ENTRE ESPÉCIES PERENIFÓLIAS E CADUCIFÓLIAS NA CAATINGA?

Márcia E.M. Fortunato¹, Leila J.B. Gonçalves¹, Fagner Daniel Teixeira², Felipe S. Campos³, Lilibeth Toledo-Chelala⁴

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE;

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG;

³ Programa de Doctorat en Biodiversitat, Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Universitat de Barcelona – UB;

⁴ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.

Orientador: Flávio Antonio Maës dos Santos

RESUMO

Investir em produção foliar é uma atividade com grande custo para as plantas, pois precisam direcionar energia enquanto assimilam recursos pela fotossíntese, e diferentes estratégias ecológicas podem resultar em investimento diferenciado nas folhas. O estudo teve o objetivo de comparar a massa foliar específica, uma medida de investimento nas folhas, entre espécies perenifólias e caducifólias. O experimento foi realizado no PARNA Serra da Capivara, Piauí, Brasil, com vegetação de Caatinga arbórea densa. Para isto, foi comparada a massa foliar específica entre quatro espécies perenifólias e quatro caducifólias, sendo utilizado como parâmetro a média de 10 folhas com área foliar conhecida após secagem. O peso seco médio das folhas foi similar entre as espécies perenifólias e caducifólias. A massa foliar específica foi semelhante entre as diferentes estratégias ecológicas, o que sugere que o padrão encontrado pode refletir a convergência das características adaptativas destas espécies. A similaridade de massa foliar específica encontrada não é um bom indicador do investimento foliar entre espécies perenifólias e caducifólias, sugerindo que as diferentes espécies podem investir em diferentes balanços de características, como quantidades e tamanho de folhas.

PALAVRAS-CHAVE: Alcação de recursos - Massa foliar específica - Deciduidade

INTRODUÇÃO

A fotossíntese é o processo pelo qual as plantas obtêm energia a qual é investida em diferentes processos biológicos como a produção foliar (Ricklefs 2003). A quantidade de investimento nas folhas pode estar relacionada à durabilidade da folha e à quantidade de tempo que a folha fica ativa, compensando a energia gasta para produzi-la (Raven 1996). De uma forma geral, a manutenção de folhas pode ter alto custo para plantas de ambientes secos, onde a queda foliar representa uma resposta ao estresse hídrico, a fim de suportar a perda de água nestas regiões (Reich & Borchert 1984, Borchert et al. 2002). Neste caso, as plantas de florestas tropicais secas, como a Caatinga, tendem a investir e concentrar suas atividades de crescimento e reprodução no período chuvoso, onde encontram condições favoráveis para obter energia e recursos (Quirino et al. 2006, Sampaio et al. 2002).

As plantas desenvolveram diferentes estratégias de adaptação à seca, entre elas modificações de folhas em espinhos, presença de tricomas, modificação da fotossíntese C_3 e perda de folhas em períodos de déficit hídrico (Raven et al. 1996, Ricklefs 2003). A perda total de folhas em plantas da Caatinga é uma estratégia que está relacionada com a elevada sazonalidade climática da região e ocorre restrita ao período seco (Janzen 1967, Morellato 1991, Quirino 2006). Além destas espécies decíduas, na Caatinga também são encontradas espécies perenifólias que são caracterizadas pela contínua perda e reposição de folhas ao longo de todo o ano (Raven et al. 1996, Quirino et al. 2006).

Vários atributos foliares podem ser utilizados como parâmetros de distinção entre as estratégias adaptativas de plantas decíduas e perenes, por exemplo: massa foliar específica, largura e área foliar específica (Poorter & van der Werf 1998, Fonseca et al. 2000, Leão et al. 2009). De uma forma geral, as condições ambientais podem exercer pressões seletivas levando à convergência adaptativa nas respostas das plantas de diferentes grupos (Odum & Barret 2008, Leão et al. 2009). Desta forma, as características que culminam na convergência adaptativa podem agrupar espécies filogeneticamente diferentes e desagregar funcionalmente espécies próximas (Webb et al. 2006).

O objetivo do presente estudo foi comparar as diferenças entre essas duas estratégias adaptativas, investigamos se as espécies perenifólias produzem folhas com maior massa específica que as espécies caducifólias. Isto porque as perenifólias produzem folhas mais espessas e energeticamente mais caras, porém com investimento compensado pelo tempo de vida das folhas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional (PARNA) Serra da Capivara (08°54'23"S; 42°45'51"O), localizado no sudoeste do estado do Piauí (FUMDHAM 1998). Os locais de coleta das espécies se concentraram nas trilhas do Desfiladeiro e da Fazenda Esperança, no acesso sudoeste do PARNA Serra da Capivara. A vegetação é composta por tipos bem diversificados de Caatinga, desde formações arbóreas altas em locais mais úmidos até formações arbustivas abertas em planícies (Emperaire 1984, 1989). O clima da região é definido com BSwH – elevada temperatura e forte evaporação no verão (Köppen 1948). A precipitação média anual da região é de 687,8 mm, com regime de chuvas ocorrendo de outubro a maio e a temperatura média anual é aproximadamente 26°C (Pellerin 1991, Lemos & Rodal 2002).

Coleta dos dados

Foram comparadas oito espécies com diferentes estratégias ecológicas para a perda de folhas em períodos de déficit hídrico, sendo quatro espécies perenifólias e quatro caducifólias (Tabela 1). Para a amostragem da massa foliar específica foram coletadas 10 folhas de cada espécie, totalizando 80 folhas analisadas.

Tabela 1 – Espécies arbóreas caducifólias e perenifólias estudadas no Parque Nacional Serra da Capivara, no Estado do Piauí. Informação entre parênteses representa a família.

Caducifólias	Perenifólias
<i>Amburana cearensis</i> (Fabaceae)	Boqueirão
<i>Cenostigma gadnerianum</i> (Fabaceae)	Camaçari
<i>Myracrodruon urundeuva</i> (Anacardiaceae)	<i>Hymenea</i> sp. (Fabaceae)
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Bignoniaceae)	<i>Ziziphus zoazeiro</i> (Rhamnaceae)

Para avaliação da massa foliar específica, uma amostra de área foliar conhecida foi selecionada evitando a nervura central. A amostra de cada folha foi composta por cinco círculos de aproximadamente 16 mm², com área total de 80 mm² (Figura 1). Após processadas, as amostras foram secas em forno à 235 °C por 10 minutos.

Análises estatísticas

Os dados de massa foliar específica foram calculados dividindo-se o peso seco pela área foliar. Para testar a previsão de que as espécies perenifólias apresentam massa foliar específica maior que as espécies caducifólias, foi realizado um teste t de Student.

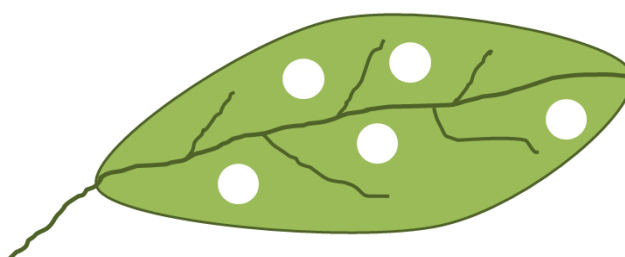


Figura 1 – Esquema de retirada de uma área foliar conhecida. A área branca totaliza 80 mm² de folha.

RESULTADOS

O peso seco médio das folhas foi similar entre as espécies perenifólias e caducifólias, com $0,0168 \pm 0,004$ e $0,0166 \pm 0,003$ gramas (média $\pm$ desvio padrão), respectivamente. A comparação da massa foliar específica (peso/área foliar) não mostrou diferença significativa entre o investimento foliar nas diferentes estratégias ($t = -0,0788$, $df = 6$, $p = 0,9397$; Figura 2).

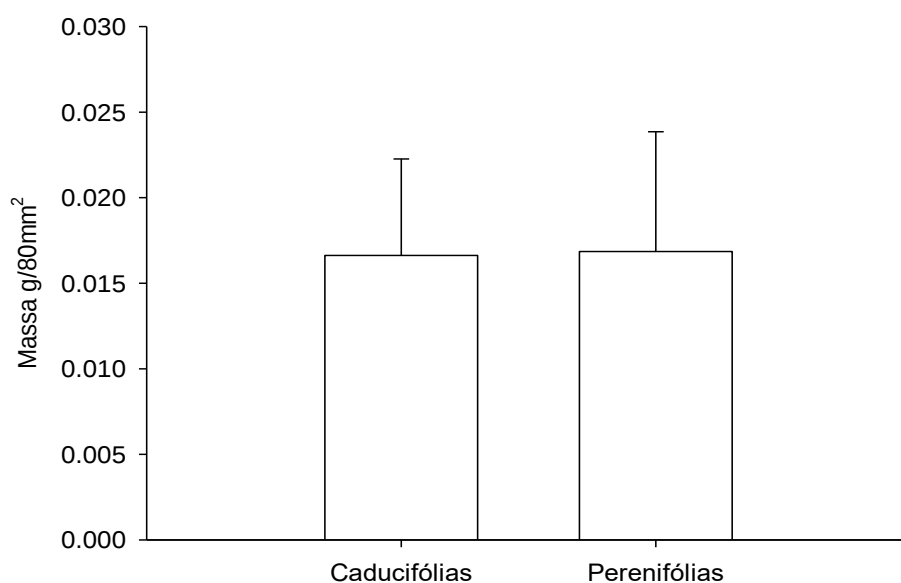


Figura 2 – Massa foliar específica (média $\pm$ desvio padrão) de espécies caducifólias e perenifólias, no Parque Nacional Serra da Capivara, no Estado do Piauí.

DISCUSSÃO

A similaridade de traços foliares observada nas espécies estudadas reflete uma possível convergência adaptativa entre os grupos ecológicos de perenifólias e caducifólias. Grupos filogeneticamente diferentes podem apresentar atributos ecológicos convergentes, e espécies próximas podem ser funcionalmente diferentes (Webb et al. 2006). A convergência adaptativa pode ser observada em regimes de baixos níveis de pluviosidade, em que as plantas geram respostas similares nas comunidades biológicas (Webb et al. 2002) devido ao forte filtro ambiental representado pela escassez de água.

Os padrões de peso médio das folhas e de massa foliar específica, similares entre as espécies perenifólias e caducifólias, ainda sugerem que a estrutura da folha parece não ser um parâmetro importante nos distintos grupos vegetais. É possível que outras variáveis não avaliadas sejam diferentes entre as espécies perenes e caducifólias, como um balanço entre a produção e o tamanho das folhas. Uma evidência observada por Givnish (1987) aponta que a menor largura de folhas tende a ser mais útil para plantas pela perda de calor por convecção e redução da demanda por água. Em plantas de florestas secas, a dissipação de calor é importante para equilibrar a perda de água, sendo assim o menor tamanho foliar é uma estratégia de sucesso das plantas da Caatinga (Leão et al. 2009).

Desta forma, sugerimos que estudos futuros testem a hipótese de que o balanço da quantidade total de folhas e a área foliar específica podem ser diferentes entre plantas perenes e caducifólias (Raven et al. 1996, Fonseca et al. 2000). As plantas caducifólias possivelmente tendem a investir em menor quantidade de folhas com maior área específica, a fim de obter mais energia num curto período de tempo. Enquanto as espécies perenes apresentam estratégia contrária, obtendo energia ao longo de todo o ano.

AGRADECIMENTOS

À equipe do PARNA Serra da Capivara pelo apoio nas atividades de campo. Ao apoio técnico e logístico do Curso de Campo de Conservação e Ecologia da Caatinga para a realização do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper J.L. 2006 Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. Blackwell Publishing. Australia
- Borchert, R.; Rivera, G. & Hagnauer, W. 2002. Modification of vegetative phenology in tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. *Biotropica* 34: 27- 39.

- Emperaire, L. 1984. A Região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua Vegetação. *Brasil Florestal* 60: 5-21.
- Emperaire, L. 1989. Végétation et gestion des ressources naturelles dans la caatinga du sudest du Piauí (Brésil). Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université Pierre et Marie Curie. Paris, 378p.
- Fonseca, C.R.; Overton, J.; Collins, B. & Westoby, M. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and phosphorus gradients. *Journal of Ecology* 88: 964-977.
- FUMDHAM. 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. São Raimundo Nonato/Piauí, Fundação Museu do Homem Americano, 94p.
- Givnish, T. J. 1987. Comparative studies of leaf form: assessing the relative roles of selective pressures and phylogenetic constraints. *New Phytology* 106: 131-160.
- Janzen, D.H. 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution* 21:620-637.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Leão, T.; Silva, E.A.E.S.; Demétrio, K.M.; Souza, A. & Ribeiro Neto, J.D. 2009. Estratégias foliares em diferentes estratos verticais da vegetação na Caatinga. In. *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2009* (eds. I.R. Leal; Almeida, W.R. & A.V. Aguilar), pp. 27-35. Editora Universitária – UFPE, Recife.
- Lemos, J.R. & Rodal, M.J.N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 16 (1): 23-42.
- Morellato, L.P.C. 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese de doutorado. Universidade de Campinas, São Paulo.
- Odum, E.P. & Barret, G.W. 2008. *Fundamentos de Ecologia*. Centage Leaning, São Paulo, Brasil.

- Poorter, H. & van der Werf, A. 1998. Is inherent variation in RGR determined by LAR at low irradiance and by NAR at high irradiance? A review of herbaceous species. In: Inherent variation in plant growth physiological mechanisms and ecological consequences (eds. H. Poorter & M.M.I. Van Vuuren). Pp. 309-336. Backhuys Publishers, Leiden, Suíça.
- Pellerin, J. 1991. Aspectos físicos. In: IBAMA. Plano de Manejo: Parque Nacional Serra da Capivara. p. 11-19. IBAMA. Brasília, Distrito Federal.
- Quirino, Z.G.M. 2006; Fenologia, síndromes de polinização e dispersão e recursos florais de uma comunidade de caatinga no Cariri Paraibano. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Raven, P.H.; Evert, R.F. & Eichhorn, S.E. 1996. Biologia Vegetal. 5ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.
- Reich, P. B. & Borchert, R. 1984. Water stress and tree phenology in tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 72: 61-74.
- Ricklefs, R.E. 2003. A Economia da Natureza. 5ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Sampaio, E.V.S.B.; Giullietti, A.M.; Virgílio, J. & Gamarra-Rojas, C.F.L. 2002. Vegetação e flora da Caatinga. Associação de Plantas do Nordeste – APNE; Centro Nordestino de Informações sobre Plantas – CNIP, Recife.
- Webb, C.O.; Ackerly, D.B.; McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phlogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475-405.
- Webb, C.O.; Gilbert, G.S. & Donoghue, M.J. 2006. Phylodiversity dependent seedling mortality, size structure and disease in a Bornean rain forest. *Ecology* 87: 123-131.

9 INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE BRIÓFITAS ASSOCIADAS A *SYAGRUS CORONATA* (ARECACEAE)

Jaire M. Torres¹, Fagner Daniel Teixeira², Camila M. Barbosa³, Sílvia C. F. Pereira³, Gisele Milaré⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Departamento de Zoologia – UFPE

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre –UFMG

³Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFMG

⁴Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – UFMS

Orientadora: Nívea Dias Santos

RESUMO

As briófitas são suscetíveis aos filtros ambientais de distribuição, apresentando preferência por locais úmidos. O estipe do licuri (*Syagrus coronata*) pode favorecer o estabelecimento de briófitas, principalmente por conservar a bainha de suas folhas antigas. Este trabalho teve como objetivo avaliar se fatores abientais influenciam na cobertura e composição de briófitas associadas ao licuri. O estudo foi desenvolvido no PARNA do Catimbau, na Trilha do Camelo, onde se encontra uma população de licuri. As briófitas localizadas entre 50 cm e 100 cm a partir do solo foram raspadas das faces norte e sul de 30 indivíduos. Observaram-se também características biométricas dos indivíduos, além de estimativa de cobertura de briófitas. A similaridade entre as faces expostas foi verificada pelo Índice de Jaccard, além de agrupamento por UPGMA. Realizou-se a correlação entre briófitas e gradientes ambientais por CCA, e correlação entre dissimilaridade florística e distância das árvores pelo Teste de Mantel. Não houve diferença na cobertura de briófitas entre as faces da árvore. A CCA demonstrou existência de relação entre briófitas e duas das variáveis analisadas (cobertura de epífitas e área de copa), e a distância geográfica não influenciou na composição de briófitas.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga - Cobertura de epífitas - Filtros ambientais

INTRODUÇÃO

Os processos ecológicos moldam a distribuição das espécies, sendo que processos bióticos e abióticos que ocorrem em curtas escalas de tempo podem influenciar nesta distribuição (Morrone & Crisci 2005). Dentre as hipóteses que explicam a distribuição de espécies de plantas, a hipótese determinística sugere que este é um processo desigual e determinado ambientalmente (Tuomisto et al. 2003), sendo fortemente influenciado pelo tipo de dispersão dos organismos (Cain et al. 2000) e pelos filtros ambientais presentes em cada região (Condit et al. 2002).

Os filtros ambientais, como luminosidade, temperatura e umidade, podem selecionar as espécies que ocorrerão em um determinado local em função da tolerância de cada espécie a esses fatores (Keddy 1992). As adaptações às características do meio devem levar a uma convergência de atributos funcionais, devido às condições ambientais limitantes (Keddy 1992). Em contrapartida, a utilização de um recurso de forma similar por várias espécies não deve ser um fato ocorrente, uma vez que a limitação dos recursos no ambiente pode resultar em exclusão das espécies competitivamente inferiores (Weiher 1998). A competição então limita a similaridade no uso de recursos por espécies coocorrentes (MacArthur & Levins 1967), sendo esperada uma divergência de atributos funcionais entre as espécies de uma comunidade.

Briófitas formam um grupo especialmente suscetível à ação destes filtros. Estes organismos ocorrem em ambientes variados, mas demonstram preferência por locais úmidos, uma vez que muitas são poiquilohídricas e apresentam pouco controle sobre a perda de água (Gradstein et al. 2001). Dentre os ambientes potenciais ao desenvolvimento das briófitas, o estipe do licuri (*Syagrus coronata*) pode-se apresentar favorável ao seu estabelecimento. Suas folhas possuem cerca de três metros de comprimento, dispostas em espiral muito pronunciada, tendo como característica também a conservação da base da bainha de suas folhas antigas (Lorenzi 1998). Essa espécie é comum na vegetação da caatinga, penetrando no cerrado e restinga ou nas áreas de transição entre floresta e caatinga (Lorenzi et al. 1996).

O objetivo deste estudo foi avaliar se fatores ambientais influenciam na cobertura e composição de briófitas associadas a *S. coronata*. Partindo-se do pressuposto de que filtros ambientais são importantes na estruturação das comunidades, é esperado que características do micro-habitat sejam determinantes na distribuição das briófitas estabelecidas na superfície do licuri, e a distância entre as árvores não tenha influência sobre as briófitas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" - 8°36'35" S; 37°09'30" - 37°14'40" W) se localiza no estado de Pernambuco, entre os municípios de Buíque, Tapanatinga e Ibimirim, apresentando área total de cerca de 62.300 ha (SNE 2002). O parque está situado no Domínio morfo-climático da Caatinga, no semiárido Pernambucano, com toda sua extensão contida na microrregião do Sertão de Moxotó (MMA 2002). A vegetação da região é diversificada, contemplando caatinga arbustivo-arbórea, caatinga arbustiva com predomínio de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campo rupestre, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (SNE 2002). A região apresenta um clima classificado como BSh' segundo a classificação de Köppen (Peel et al. 2007), com temperatura média mínima de 21 °C e máxima 25 °C, e precipitação média anual variando entre 650 mm e 1100 mm (Siqueira 2006).

Coleta dos dados

Para a amostragem selecionou-se a região da Trilha do Camelo, onde se encontra uma população de *S. coronata* adjacente à trilha. Inicialmente os espécimes encontrados foram numerados, seguindo do sorteio de 30 indivíduos, de forma a garantir a aleatoriedade do grupo amostrado (Figura 1).

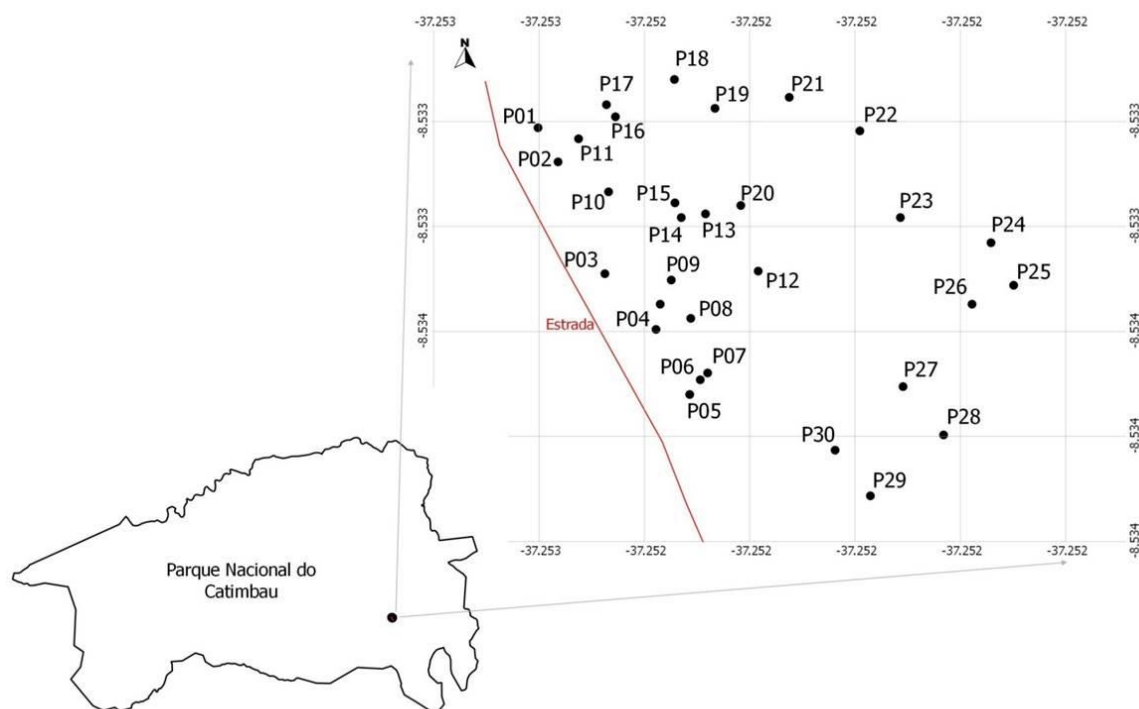


Figura 1 – Distribuição espacial dos indivíduos de *Syagrus coronata* amostrados no PARNA do Catimbau-PE.

Realizou-se a raspagem das briófitas em dois pontos de cada árvore, sendo um na sua face voltada para o norte (maior incidência solar) e outro em sua face voltada para o sul (menor incidência solar). A raspagem foi realizada na extensão entre 50 cm e 100 cm a partir do solo, região onde se localizam as bainhas do licuri por onde se distribuem as briófitas. Adotou-se como critério de inclusão na amostragem os indivíduos isolados com altura mínima de 1 m, uma vez que indivíduos agrupados poderiam ter suas faces sombreadas pelo contato com outros espécimes.

Foram observadas características biométricas de cada indivíduo, sendo elas a área da copa da árvore, diâmetro da base e estimativa visual de altura. Estimou-se ainda a cobertura de epífitas associadas, sendo atribuídas categorias de acordo com a porcentagem de cobertura da superfície de *S. coronata*, sendo elas: 1) cobertura inferior a 25%; 2) cobertura entre 26% e 50%; 3) cobertura entre

51% e 75%; 4) cobertura entre 76% e 100%. Além disso, foram registradas as coordenadas de cada licuri para a obtenção da distância entre os indivíduos.

Análises estatísticas

Para testar se há diferença na cobertura de briófitas entre as faces expostas utilizou-se o teste de Wilcoxon. A similaridade na composição das espécies de briófitas entre as faces foi calculada utilizando-se o Índice de Jaccard, baseada nos dados de incidência (presença/ausência) das espécies em cada uma das faces dos 30 indivíduos examinados, totalizando então 60 amostras. Posteriormente foi realizado uma análise de Agrupamento de Média por Grupo (UPGMA).

A avaliação das correlações entre os gradientes ambientais e ocorrência de briófitas foi realizada por meio de Análise de Correspondência Canônica (Canonical Correspondence Analyses – CCA), sendo necessária a organização dos dados em duas matrizes, uma com os dados de incidência de espécies e outra com os dados obtidos das variáveis ambientais (características morfométricas do licuri e cobertura de epífitas) transformados (ranging). Para verificar a significância dos eixos da ordenação foi utilizado o teste de Monte Carlo (ter Braak & Prentice 1988) com 1000 permutações.

A distância entre os licuris amostrados foi obtida através da inserção das coordenadas no programa Fitopac 2.1 (Shepherd 2010), verificando-se sua correlação com a dissimilaridade florística com o Teste de Mantel simples (r_M – Legendre & Legendre 1998) com 1000 permutações. Todas as análises até aqui apresentadas foram realizadas com o programa Fitopac 2.1 (Shepherd 2010), sendo que para a CCA e o Teste de Mantel foram considerados em conjunto os dados de ambas as faces para cada indivíduo.

RESULTADOS

Foram encontrados sete morfotipos, sendo três identificados a nível de família, um a nível de espécie e três não foram identificados. Dentre os morfotipos identificados, três pertencem à divisão Bryophyta, sendo eles os espécimes de Calymperaceae e Pottiaceae, além da espécie *Octoblepharum*

albidum; e um pertencente à divisão Merchantiophyta, sendo ele um espécime de Cephaloziaceae. A morfoespécie 2 foi a mais frequente, ocorrendo em 70% (n = 21) do total amostrado, seguida pela morfoespécie 1 (53,33%; n = 16), *O. albidum* Hedw. (30%; n = 9), morfoespécie 3 (23,33%; n = 7), Cephaloziaceae (13,33%; n = 4), Calymperaceae (6,66%; n = 2) e Pottiaceae (6,66%; n = 2).

As espécies ocorrentes na face norte do licuri foram morfoespécie 1, morfoespécie 2, morfoespécie 3, *O. albidum*, Cephaloziaceae, Pottiaceae e Calymperaceae; enquanto na face sul somente Calymperaceae não foi encontrada. A extensão de cobertura de briófitas na face norte foi em média de 14,9 cm (29,8% da área amostrada), e para a face sul a cobertura média foi de 14,8 cm (29,6%). Não houve diferença na cobertura de briófitas entre as faces expostas ($t = -1,62$; $gl = 58$; $p = 0,10$).

O agrupamento por UPGMA demonstrou que não há a formação de grupos baseados na similaridade da composição de espécies, uma vez que os grupos formados foram compostos pela junção das amostras de face norte e sul, e não por agrupamentos isolados com amostras de somente uma das faces (Figura 2). Os grupos com maior similaridade frequentemente apresentaram-se formados por ambas as faces do mesmo indivíduo.

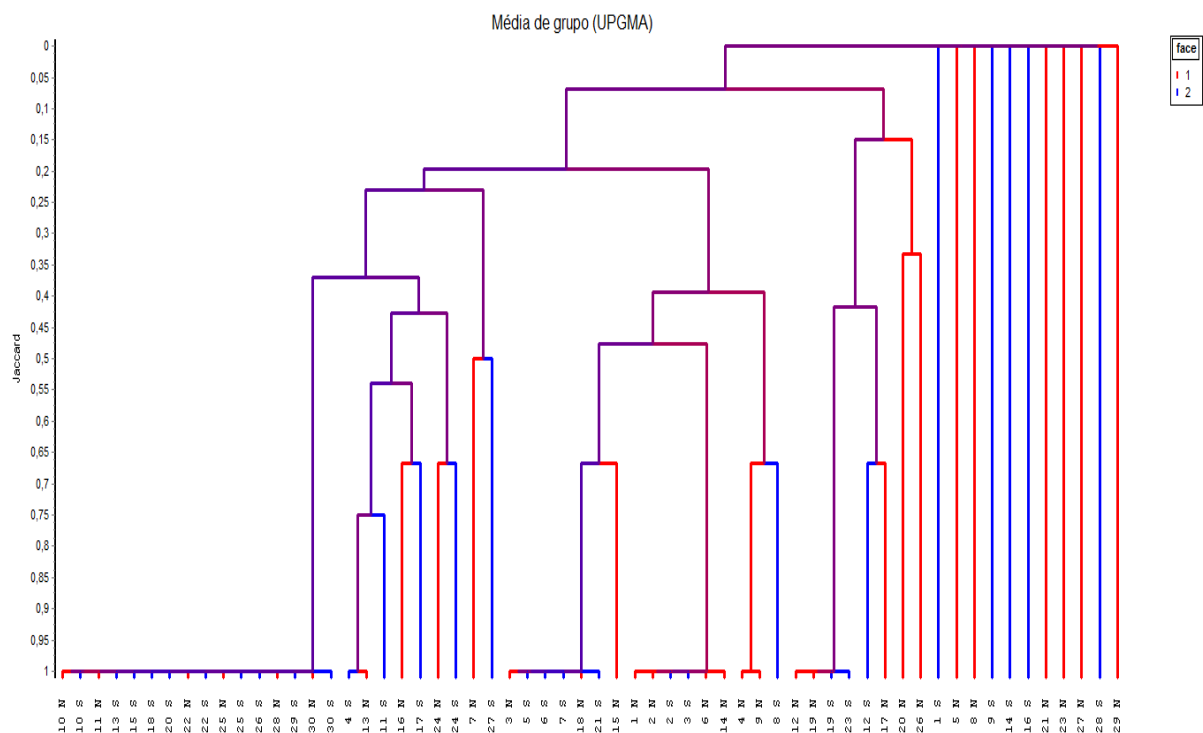


Figura 2 – Agrupamento de similaridade na composição de espécies de briófitas associadas a *Syagrus coronata* no Parque Nacional do Catimbau-PE. Face 1: face norte; Face 2: face sul.

Apenas o primeiro eixo da ordenação foi significativo conforme o teste de Monte Carlo ($p=0,016$). A Análise de Correspondência Canônica demonstrou a existência de relação entre composição de briófitas e duas das variáveis analisadas, a cobertura de epífitas e a área de copa (Figura 3), sendo ambas correlacionadas com o primeiro eixo (escores LC), com 0,80 e 0,75 de correspondência respectivamente. Os autovalores (AV) canônicos obtidos para os dois primeiros eixos da análise foram 0,26 e 0,10, sendo responsáveis respectivamente por 13,06% e 19,55% da variância total acumulada dos dados. A distância geográfica não influenciou na composição de briófitas ($rM=-0,02$; $p=0,39$).

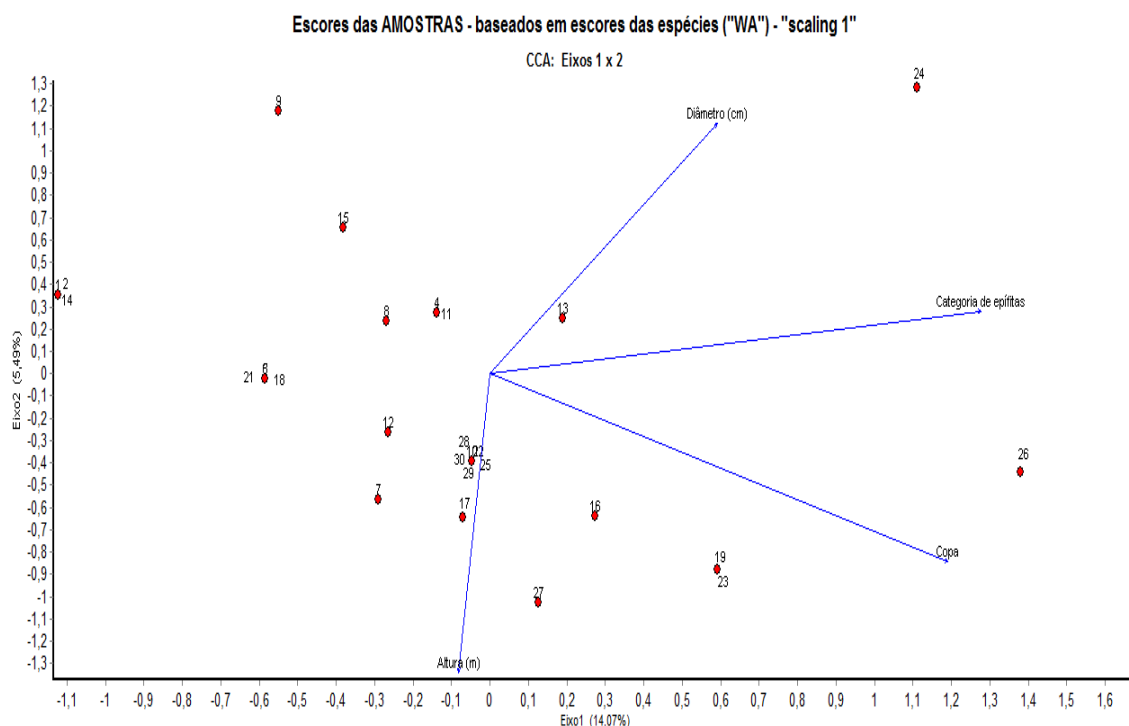


Figura 3 – Análise de correspondência canônica dos componentes ambientais e composição de espécies de briófitas de *Syagrus coronata* no Parque Nacional do Catimbau-PE.

DISCUSSÃO

Dentre os grupos encontrados, foi possível a identificação de membros da divisão Bryophyta e Marchantiophyta. Os Bryophyta são frequentemente abundantes em áreas relativamente úmidas, porém vários musgos podem continuar vivos por anos em condição de seca (Raven et al. 1996). Já os indivíduos da divisão Marchantiophyta são encontrados em ambientes úmidos, como solos, rochas e troncos de árvores (Raven et al. 1996).

Na Caatinga, que apresenta características climáticas extremas, como alta radiação solar, alta temperatura, baixa umidade relativa e baixas precipitações (Reis 1976), é esperado que os filtros ambientais atuem de forma intensa na distribuição das briófitas. A ocorrência de duas divisões com características distintas demonstra a capacidade do estabelecimento de organismos resistentes à

condição de seca (divisão Bryophyta), como também a existência de microhabitats úmidos que permitem o estabelecimento de espécies suscetíveis a seca (divisão Marchantiophyta).

A incidência direta de luz pode promover o dessecamento de briófitas, uma vez que elas não possuem estruturas especializadas para o armazenamento de água (Kappen & Valladares 2007). O fato da cobertura de briófitas não ter diferido entre as faces do licuri demonstra que a incidência luminosa direta não se apresenta como fator limitante ao seu desenvolvimento e, portanto, não atua como um filtro ambiental para seu estabelecimento. Porém, o estabelecimento destes organismos pode depender de outras características além da luminosidade, tais como textura, pH e nutrientes (Seaward 2008).

Sabe-se que as bainhas foliares presentes nos caules de palmeiras atuam como microhabitats propícios ao estabelecimento e crescimento de diversas espécies vegetais zoocóricas e anemocóricas (Amador 2006), sendo importantes também no desenvolvimento de briófitas. Nesse sentido, o tamanho da área de copa e a cobertura de epífitas apresentam-se como características importantes na criação de um micro-habitat propício ao desenvolvimento das briófitas.

Considerando que a distância entre os licuris não limita a distribuição das briófitas, os fatores que influenciaram a distribuição deste grupo (área da copa e cobertura por epífitas) são tomados como estruturadores de um microhabitat para seu estabelecimento, permitindo a transposição dos filtros ambientais que limitam seu desenvolvimento. Portanto, é importante o desenvolvimento de pesquisas que envolvam as características do microhabitat, sendo esta uma forma de entender quais filtros estão agindo diretamente no estabelecimento das briófitas na região da Caatinga.

AGRADECIMENTOS

Ao ICMBio pela autorização de acesso e desenvolvimento do estudo no PARNA do Catimbau. A Universidade Federal de Pernambuco e equipe organizadora do curso de Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga pela estrutura oferecida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amador, G.A. 2006. Diversidade de Epífitas, Hemiepífitas e Hemiparasitas em *Copernicia alba* Morong (Arecaceae) em Áreas na Fazenda Rio Negro, Pantanal da Nhecolândia. Ecologia do Pantanal - Curso de Campo 2004, UFMS, Brasil.
- Cain, M.L., Milligan, B.G. & Strand, A.E. 2000. Long distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87: 1217-1227.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, J.E.G. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666–669.
- Gradstein, S.R., Churchill, S.P. & Salazar-Allen, N. 2001. Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 86: 1-577.
- Kappen, L. & F. Valladares. 2007. Opportunistic growth and desiccation tolerance: the ecological success of poikilohydrous autotrophs, pp. 7-66. In.: *Functional plant ecology* (eds. F.I. Pugnaire & F. Valladares). CRC Press, Boca Raton.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157–164.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2. ed. Elsevier, Amsterdam.
- Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 2.ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP, BR.
- Lorenzi, H.; Sousa, H.M.; Medeiros-Costa, J.T.; Cerqueira, L.S.C. & von Berh, N. 1996. Palmeiras no Brasil: exóticas e nativas. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP, BR.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101:377–385.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco, Conservation International, Fundação Biodiversitas, Brasília, DF, BR.

- Morrone, J.J. & Crisci, J.V. 1995. Historical Biogeography: Introduction to Methods. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 373-401.
- Pacífico, E.S. 2009. Nem Teoria Neutra ou Teoria do Nicho explicam a composição das assembléias. *Ecologia da Floresta Amazônica - Curso de Campo 2009*, INPA, Brasil.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. 2007. Update world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hidrology and Earth System Sciences* 11: 1633-1644.
- Raven, P.H.; Evert, R.F. & Eichhorn S.E.1996. *Biologia Vegetal*. 5.ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, RJ, BR.
- Reis, A.C. 1976. Clima da Caatinga. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 46: 325-335.
- Seaward, M.R.D. 2008. Environmental role of lichens. In.: *Lichen Biology* (ed. T.H. Nash), pp. 274-298. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shepherd, G.J. 2010. FITOPAC 2.1. Departamento de Botânica/UNICAMP, Campinas, SP, BR.
- Siqueira, G.R. 2006. Avaliação da implementação do Parque Nacional do Catimbau-PE: uma análise do desenvolvimento sustentável na perspectiva do ecoturismo e da comunidade local. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, PE, BR.
- SNE – Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife, PE, BR.
- ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-313.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K. & Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. *Science* 299: 241-244.
- Weiher, E.; Clarke G.D.P. & Keddy P.A. 1998. Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos* 81:309–322

10 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CRIPTÓGAMOS NAS ILHAS DE VEGETAÇÃO EM LAJEDOS NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU, PERNAMBUCO

Alexandre Souza de Paula¹, Daniela Q. A. Reis¹, Felipe S. Campos², Hugo G. Candido³, Marcela M. W. M. Santos¹

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, UFPE;

²Programa de Doctorat en Biodiversitat. Departament de Biologia Animal (Vertebrats). Universitat de Barcelona – UB;

³Programa de Pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas, Universidade Federal de Viçosa – UFV

Orientador: Marcelo Tabarelli

RESUMO

Os fatores abióticos podem ser responsáveis pela estruturação de comunidades vegetais. Frequentemente os criptógamos são organismos que dão início a esse processo em ilhas de vegetação e são fortemente influenciados pela umidade. A influência dos ventos alísios vindos do sudeste para o nordeste é um fator que pode interferir na umidade e consequentemente na estruturação de comunidade vegetais. Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi avaliar se a distribuição de criptógamos está associada a umidade e profundidade do substrato sobre ilhas de vegetação em lajedos no Parque Nacional do Catimbau. Para isso, foram escolhidas 10 ilhas, as quais foram medidas e divididas em quatro quadrantes, nos quais foi estimado a porcentagem de cobertura vegetal por criptógamos. Também foram medidas a profundidade e a umidade do solo em cada quadrante. Nós encontramos apenas uma espécie de criptógamo, *Campylopus* sp. e não encontramos diferença na porcentagem de cobertura vegetal e nas médias de profundidade e umidade do solo entre as ilhas. Nossos resultados indicam que a baixa variação de umidade e profundidade do solo entre os quadrantes se refletiu na similaridade entre a porcentagem de cobertura vegetal de criptógamos nos lajedos do Parque Nacional do Catimbau.

PALAVRAS-CHAVE: *Campylopus* sp. - Umidade - Caatinga

INTRODUÇÃO

As espécies de plantas e animais não estão distribuídas uniformemente pela Terra. A distribuição desses organismos no espaço é moldada por diversos processos ecológicos (Wiens & Donoghue 2004). Fatores bióticos e abióticos do presente que ocorrem em curtas escalas de tempo (competição, clima e solo), por exemplo, atuam sobre essa distribuição (Morrone & Crisci, 2005).

Os criptógamos são um grupo diverso de pequenas plantas não vascularizadas que são frequentemente abundantes em áreas relativamente úmidas, onde uma variedade de espécies e um grande número de indivíduos podem ser encontrados, de modo que essas plantas são geralmente dominantes sobre escarpas rochosas e troncos de árvores em regiões montanhosas (Raven, 1996). Em substratos rochosos, como “lajedos”, espécies de criptógamos proporcionam uma alteração inicial no ambiente, enriquecendo o solo com nitrogênio e modificando o pH, o que torna o substrato mais ácido e consequentemente mais propício para a colonização por outras espécies vegetais (Vanderpoorten & Goffinet 2009).

A composição de espécies de uma comunidade pode ser explicada por processos determinísticos, como adaptações a fatores físicos impostos pelo ambiente (e.g., temperatura, umidade e tipos de solo; Condit et al. 2002). Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi verificar se a distribuição de criptógamos sobre ilhas de vegetação em lajedos ocorre preferencialmente na porção sudeste das ilhas, local que possuem a maior influência de ventos alísios, que favorecem a incidência de umidade nas ilhas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área de lajedo dentro Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. Segundo a classificação Köppen, o clima é do tipo BSh. A temperatura média anual da região é de 23°C e a precipitação varia de 300 e 500 mm por ano (Rodal

et al. 1998). A vegetação local é heterogênea, com predominância de vegetação típica da Caatinga nos vales e presença de espécies de Cerrado nos topos das chapadas (Rodal et al. 1998).

Coleta dos dados

Na área de lajedo, foram selecionadas 10 ilhas de vegetação, as quais tiveram o comprimento e largura mensurados com uma trena e a posição em relação ao norte determinada. Feito isso, elas foram divididas em quatro quadrantes, de acordo com a orientação: sudeste, nordeste, sudoeste e noroeste. Posteriormente, foi estimada a porcentagem de cobertura vegetal por criptógamos em cada quadrante.

A profundidade do solo também foi medida com o auxílio de uma régua em todos os quadrantes de cada ilha. Para verificar se havia relação da umidade da ilha com a porcentagem de cobertura vegetal dos criptógamos, foi medida a umidade do solo com o auxílio de um termo-higrômetro em cada quadrante das ilhas avaliadas.

Análises estatísticas

Para análise dos dados de cobertura vegetal, profundidade e umidade em cada quadrante entre as ilhas, foi utilizado uma ANOVA. Para analisar a cobertura vegetal no centro e na periferia de cada ilha, utilizou-se um teste T. Ambas as análises foram realizadas através do programa STATISTICA, version 7.1 (StatSoft 2005).

RESULTADOS

A profundidade média observada foi de 7,19 cm no quadrante nordeste; 8,88 cm no quadrante sudeste; 7,96 cm no sudoeste; e 7,90 cm no noroeste (Figura 1). Em relação a umidade, a media total foi de 52% em todos os quadrantes analisados (Figura 2).

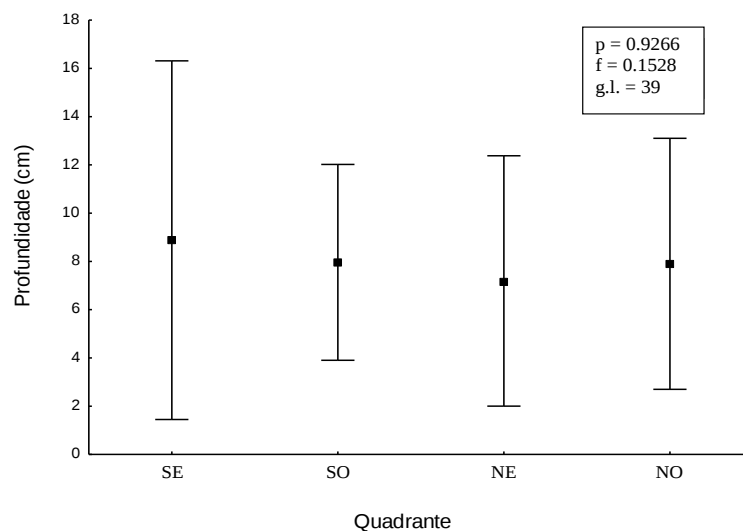


Figura 1 – Profundidade média do solo em cada quadrante de todas as ilhas de vegetação analisadas no Parque Nacional do Catimbau. NE: Nordeste; SE: Sudeste; SO: Sudoeste; NO: Noroeste.

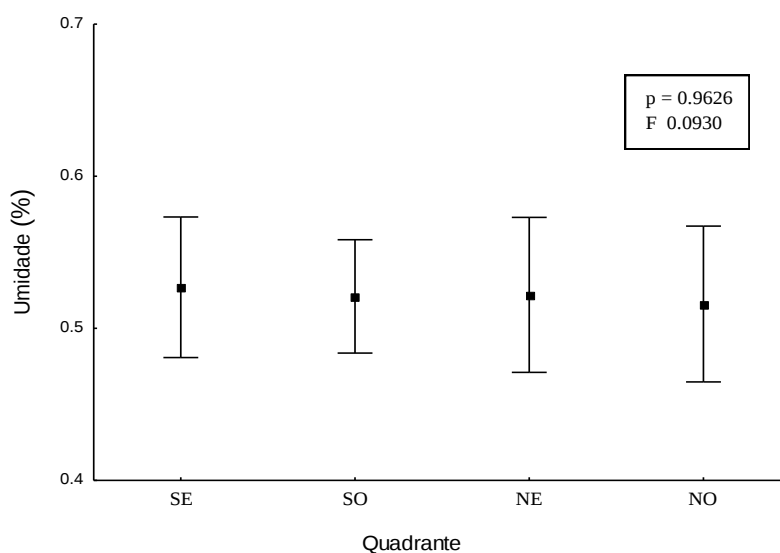


Figura 2 – Umidade média em cada quadrante de todas as ilhas de vegetação analisadas no Parque Nacional do Catimbau. NO: Noroeste; NE: Nordeste; SO: Sudoeste; SE: Sudeste.

Foi encontrada apenas uma espécie de criptógamo nas ilhas de vegetação analisadas (*Campylopus* sp.), a qual é um musgo pertencente a ordem Briophyta. De acordo com os resultados, observou-se uma variação de 7 a 52% na cobertura vegetal dos criptógamos. No quadrante nordeste, a média de cobertura vegetal foi de 0,31; no quadrante sudeste foi de 0,27; no sudoeste 0,18; e no

noroeste foi de 0,16. No entanto, não encontramos diferenças na cobertura vegetal entre os quadrantes (Figura 3).

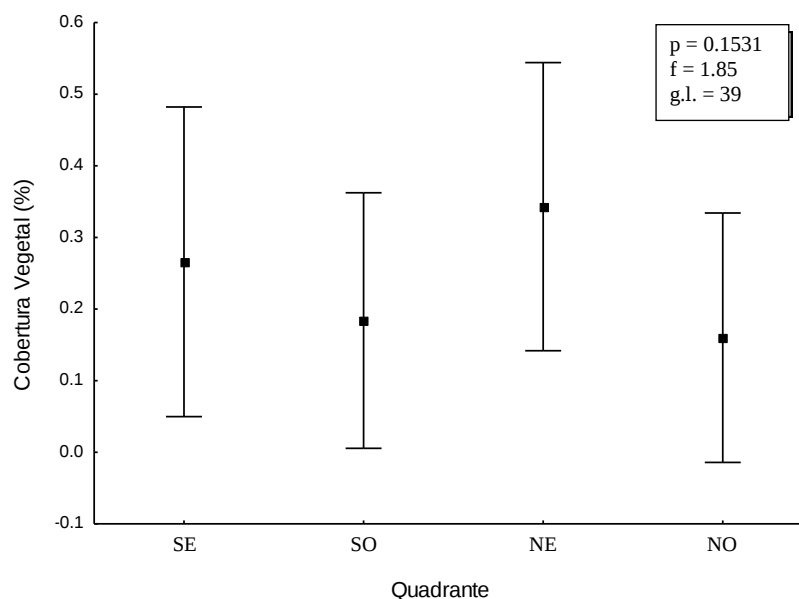


Figura 3 – Proporção de cobertura vegetal de criptógamos em cada quadrante de todas as ilhas de vegetação analisadas no Parque Nacional do Catimbau. NE: Nordeste; SE: Sudeste; SO: Sudoeste; NO: Noroeste.

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicaram que a ocorrência dos criptógamos avaliados nas áreas de lajedo do PARNA do Catimbau não está associada aos ventos alísios que vêm do sudeste e atingem o nordeste do Brasil. Embora estes ventos apresentem alto teor de umidade relativa do ar, nossos resultados mostraram uma variação muito grande na umidade e profundidade do solo dentro de cada quadrante e uma variação muito pequena entre o quadrante sudeste e os demais quadrantes. Essa mesmo padrão se repetiu quando analisamos a cobertura vegetal de briófitas que ocorrem nas ilhas de vegetação em lajedos dentro da região do PARNA do Catimbau.

Campylopus sp., a única espécie de briófitas encontrada nos lajedos, possui uma ampla distribuição espacial, está associada a ambientes rochosos e ocorre geralmente em áreas abertas em regeneração ou que apresentem algum tipo de degradação ambiental (Frahm 1985). Por tanto, sugere-

se que a distribuição destas briófitas pode estar associada a outros fatores que impõem um filtro ambiental mais severo, levando a uma variação maior de umidade e profundidade do solo, bem como o tipo de substrato rochoso, temperatura e componentes químicos do solo.

Nossos resultados apontam que a influência dos ventos alísios nos lahados estudados não promove uma variação de umidade e profundidade suficiente para mudar a distribuição de *Campylopus* sp. Com base nisso, nós sugerimos estudos futuros com outras espécies de criptógamos, incluindo espécies mais sensíveis a pequenas variações de umidade. Além disso, a inclusão de outras variáveis físicas que podem ajudar a entender melhor a distribuição de espécies mais resistentes como *Campylopus* sp.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Nívea Dias, Fernanda Maria e Marcelo Tabarelli pelos comentários e sugestões no manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Condit, R. Pitman, N. Leigh, E. G. Chava, J. Terborgh, J. Foster, R. B. Núñez, P. V. Aguilar, R. S. Valencia, R. Villa, G. Muller-Landau, H. C., Losos, E. & Hubbell, S. P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295:666-669.
- Frahm, J.P. 1985. The ecological significance of the costal anatomy in the genus *Campylopus*. *Abst. Bot.* 2:159-169.
- Morrone, J.J. & Crisci, J.V. 2005. Historical Biogeography: Introduction to Methods. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26:373-401.
- Raven, P. 1996. *Biologia vegetal*. Rio de Janeiro, ed. Guanabara., 727 p.

- Rodal, M.J.N.; Andrade, K.V.S.; Sales, M.F.; Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*. 58:517-526
- StatSoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Vanderpoorten, A. & Goffinet, B. 2009 Introduction to bryophytes. New York: Cambridge press, 294 p.
- Wiens, J.J. & Donogue, M.J. 2004. Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 19:639-644.

11 INFLUÊNCIA DA MODIFICAÇÃO DO SOLO POR FORMIGAS CORTADEIRAS

SOBRE O RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS NA CAATINGA

Fagner Daniel Teixeira¹, Sílvia C. F. Pereira², Camila M. Barbosa², Jaire M. Torres³, Gisele Milaré⁴

¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre – UFMG

² Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal. Departamento de Botânica – UFPE

³ Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. Departamento de Zoologia – UFPE

⁴ Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação – UFMS

Orientadora: Inara R. Leal

RESUMO

Formigas cortadeiras constroem grandes colônias, modificando características físicas e químicas do solo. Tais mudanças podem modificar a comunidade de plantas por influenciar o recrutamento, porém trata-se ainda de uma relação pouco conhecida na Caatinga. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar se as colônias destas formigas influenciam propriedades do solo, como a penetrabilidade e o conteúdo de água do solo, assim como o recrutamento de plantas na Caatinga. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, onde 10 colônias foram analisadas com três diferentes tratamentos: centro e borda do ninho e área controle. Foram analisadas a penetrabilidade e umidade do solo, e a abundância e riqueza *per capita* de plantas nos diferentes tratamentos em parcelas de 1m². Foram feitas as aferições em quatro colônias de *Atta opaciceps* e seis de *A. sexdens*. Os resultados demonstraram que a penetrabilidade e a quantidade de água no solo foram maiores no centro da colônia, mas não houve variação entre os outros parâmetros analisados. Desta forma, modificações no solo causadas por formigas cortadeiras não se mostraram determinantes para o estabelecimento das plântulas.

PALAVRAS-CHAVE: Engenheiros de ecossistemas - Interação formiga-planta - Estrutura do solo

INTRODUÇÃO

Muitos animais são considerados como engenheiros do ecossistema quando buscam por recursos e condições adequadas e modificam direta e indiretamente o ambiente em que vivem de forma que outras espécies podem ser beneficiadas, já que tornam disponíveis recursos para outras espécies, uma vez que agem transformando as características físicas e químicas dos fatores bióticos e abióticos locais (Meyer 2008). Como exemplo, as minhocas na estrutura dos solos, a construção de barragens por castores na Europa e América do Norte e a destruição de árvores e arbustos por elefantes na savana africana (Naiman 1988).

As formigas cortadeiras (gênero *Atta* e *Acromyrmex*) também podem atuar como engenheiras do ecossistema. Através da construção e manutenção de colônias, por exemplo, elas modificam a estrutura do solo aumentando a drenagem e a aeração e diminuindo a compactação do solo, e também modificam a distribuição espacial dos nutrientes (Philpott et al. 2010). Essas modificações podem influenciar toda a comunidade de plantas local, tornando o ambiente mais adequado para a germinação de sementes e crescimento de plântulas através de melhorias nas características químicas e físicas (Meyer et al. 2011, Almeida 2012). Por outro lado, o revolvimento do solo no centro da colônia diminui o recrutamento de plântulas por soterramento (Corrêa 2006). Entretanto, na borda das colônias o recrutamento pode ser maior devido a menor atividade das formigas e pela melhoria do solo. Assim, é esperado que na borda da colônia a diversidade e abundância de plântulas sejam maiores que no centro e adjacências. Partindo disso, esse trabalho teve como objetivo avaliar como as colônias de formigas cortadeiras influenciam algumas características do solo, como a penetrabilidade e o conteúdo de água e, conseqüentemente, o recrutamento de plantas na Caatinga.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em maio de 2014 entre a Estrada do Gado e Sítio Muquem, localizados dentro dos limites do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. A vegetação da área de estudo é de Caatinga na geomorfologia sedimentar, caracterizada por Caatinga arbustivo-árborea.

Coleta dos dados

Foram selecionadas as primeiras 10 colônias de formigas cortadeiras em áreas próximas à estrada. Em todos os ninhos foi delimitado o centro e a borda baseado na presença de murundus. A partir do local com maior concentração de murundus (centro), foi traçado uma rota paralela a estrada até o último murundu visível (borda), para assim padronizar a amostragem e todos os pontos terem a mesma influência. A área controle foi traçada a 5 metros da borda da colônia. Para cada colônia, foram medidas a penetrabilidade e umidade do solo, abundância e riqueza de plantas em três tratamentos: centro e borda da colônia e área controle.

A penetrabilidade foi avaliada lançando-se uma estaca de uma altura padrão (80 cm) dentro de um cano de PVC para que sempre caísse com um ângulo de 90° em relação ao solo. Posteriormente, a estaca foi retirada e então a profundidade que penetrou no solo foi medida. Para o conteúdo de água foi coletada uma amostra de solo com auxílio de um cilindro plástico. O mesmo foi inserido verticalmente no solo até que toda sua área fosse ocupada e então foi tampado para que a umidade não fosse perdida. As amostras foram pesadas em laboratório com auxílio de uma balança de precisão e posteriormente foram deixadas em forno durante 30 minutos a 200 C° para que toda água evaporasse e o peso seco pudesse ser medido. O teor de água foi calculado subtraindo o peso seco do peso úmido e dividido pelo peso úmido.

Para o estudo da comunidade de plântulas uma parcela de 1m² foi demarcada aleatoriamente em cada tratamento nas diferentes colônias de formigas cortadeiras e todas as plantas menores que 50 cm foram contadas e classificadas como morfotipos. Desta forma, foi avaliada a riqueza de morfotipos e número de indivíduos. Para que fosse possível comparar a riqueza entre amostras com distinto

número de indivíduos a riqueza *per capita* foi calculada dividindo-se o número de espécies pelo número de indivíduos.

Análises estatísticas

Para avaliar se havia diferença na penetrabilidade e quantidade de água no solo, assim como na *riqueza per capita* entre os tratamentos (centro, borda e o controle), foram realizadas Análises de Variância, e posteriormente testes de *Tukey* no programa R (R Core Team, 2016).

RESULTADOS

Nós amostramos ninhos de duas espécies de formigas cortadeiras, quatro de *Atta opaciceps* e seis de *A. sexdens*. A penetrabilidade do solo foi maior no centro da colônia, mas não diferiu entre a borda e o controle ($F = 3,943$, $gl = 2$, $p = 0,031$) (Figura 1). Em relação ao teor de água no solo, o centro da colônia apresentou maior teor de água, seguida da borda e do controle ($F = 1,29$, $gl = 2$, $p = 0,29$) (Figura 2).

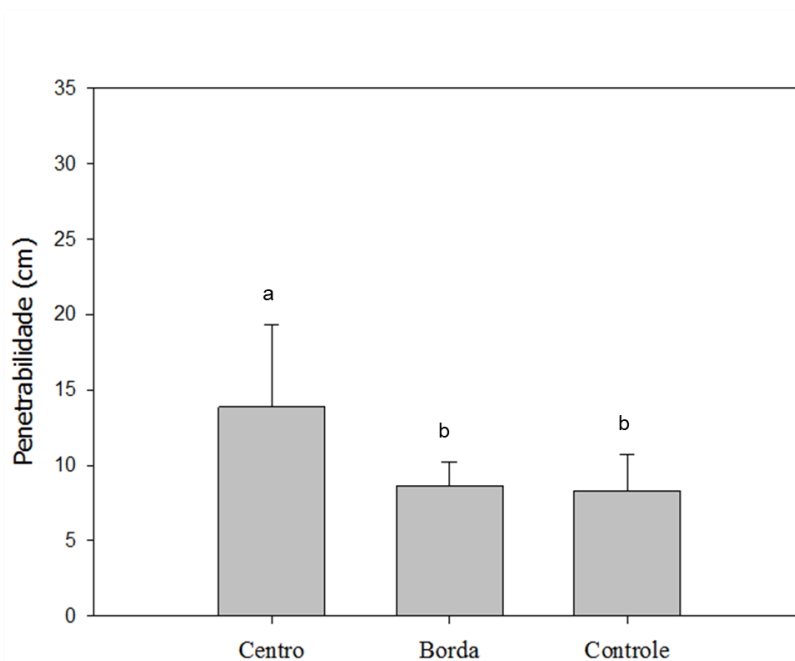


Figura 1 – Penetrabilidade do solo (cm) nas áreas do centro da colônia, da borda e da área controle (Intervalo de confiança = 95%) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque - PE.

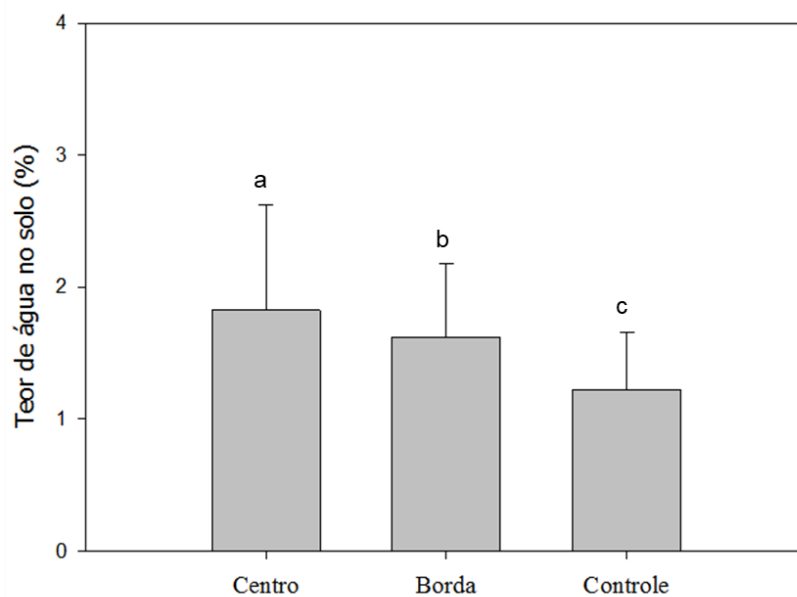


Figura 2 – Teor de água no solo (%) nas áreas do centro da colônia, da borda e da área controle (Intervalo de confiança = 95%) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque - PE.

O número de indivíduos de plantas variou de quatro a 238 indivíduos no centro e de três a 147 na borda da colônia, e de quatro a 172 na área controle. No entanto, não encontramos diferenças entre os tratamentos ($F = 0,166$, $gl = 2$, $p = 0,648$; Figura 3). A riqueza *per capita* variou de quatro a 15 no centro e de três a 12 na borda da colônia, e de quatro a 17 na área controle. Assim como o número de indivíduos, não encontramos diferenças na riqueza *per capita* entre os diferentes tratamentos ($F = 0,258$, $gl = 2$, $p = 0,774$) (Figura 4).

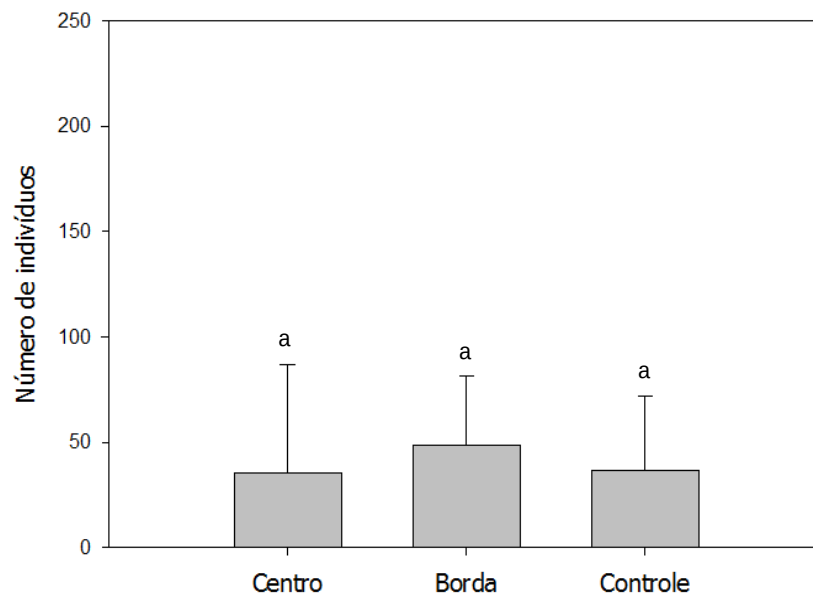


Figura 3 – Número de indivíduos nas áreas do centro da colônia, da borda e da área controle (Intervalo de confiança = 95%) no Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE.

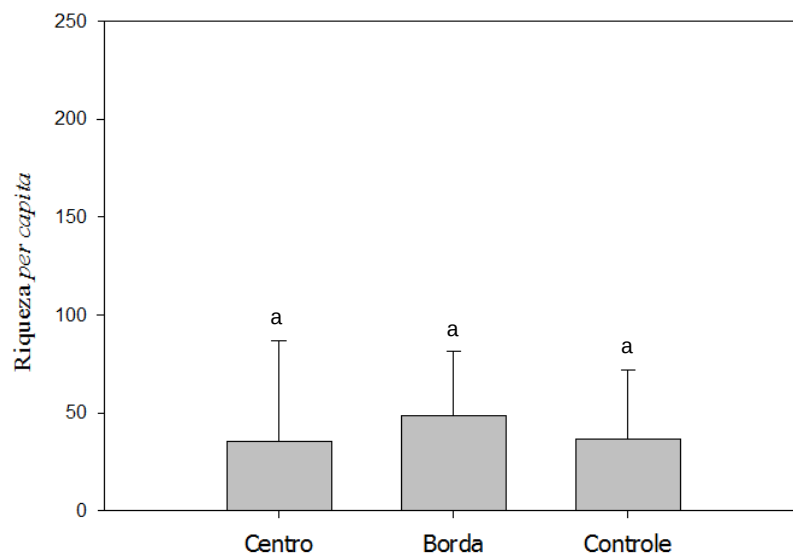


Figura 4 – Riqueza per capita nas áreas do centro da colônia, da borda e da área controle (Intervalo de confiança = 95%) na estrada do Gado, Parque Nacional do Catimbau, Buíque - PE.

DISCUSSÃO

A penetrabilidade e a umidade do solo foram diferentes entre os tratamentos, com o centro da colônia apresentando maiores valores, seguido da borda e do controle. Entretanto estas modificações não foram refletidas no estabelecimento de plantas, uma vez que não houve diferença de riqueza e abundância de plantas entre os tratamentos. Tal resultado pode ser causado pela atividade frequente das formigas como revolvimento do solo e retirada de plantas para limpeza, como também pela ocorrência de herbivoria das plântulas já estabelecidas (Barbosa 2009, Farji-Brener & Illes 2000), o que neutralizaria os efeitos de melhoria do solo para o estabelecimento de plantas.

Perin e Guimarães (2012) em estudo similar com *Atta laevigata* em áreas de cerrado encontraram resultados semelhantes, evidenciando que o estágio inicial da formação do murundu é fator responsável pela mortalidade por soterramento de grande parte das plântulas situadas sobre ele. Em estudos na Amazônia Cid et al. (2010) também sugerem que colônias de saúva podem não ser sítios favoráveis para o desenvolvimento de plântulas devido à sua atividade nos ninhos.

Na ausência de atividade das formigas, é provável que o recrutamento de plantas seja favorecido nos ninhos em função da umidade e melhor estrutura do solo. Em estudo com colônias inativas, Bieber et al. (2007) encontraram maior densidade de plantas, sugerindo que colônias inativas em longo prazo possuem densidade de plântulas e plantas jovens quase equivalente à de áreas de sub-bosque de floresta.

Para um melhor entendimento de como as formigas cortadeiras influenciam o estabelecimento de plantas, nós sugerimos estudos futuros que avaliem seus efeitos diretos (herbivoria) e indiretos (modificação do solo) separadamente para entender a contribuição de cada tipo de efeito. Além disso, é necessário entender como esses efeitos se comportam em épocas de inatividade dos ninhos, uma vez que na Caatinga os ninhos possuem uma dinâmica temporal de atividade (Felipe Siqueira, comunicação pessoal) com alguns ninhos oscilando entre ativos e inativos ao longo do tempo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a professora Inara Leal pela orientação, aos monitores Felipe Siqueira (Esporte fino), José Domingos (Zezinho) e Fernanda pela assistência; ao Parque Nacional do Catimbau pelo acesso e permissão para a realização do estudo, a Universidade Federal de Pernambuco pela assistência e coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barbosa, V.S. 2009. Influência da herbivoria de formigas cortadeiras no sucesso reprodutivo de espécies arbustivo-arbóreas da Floresta Atlântica Nordeste. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Bieber, A.G.D., Oliveira, M.A., Tabarelli, M., Leal, I.R., 2007. Recrutamento de plântula sobre colônias inativas da formiga cortadeira *Atta cephalotes* na floresta atlântica nordestina. *Biológico* 69:329-333.
- Cid, B., Ladvocat, B.B., Cardoso, F.C.G., Carvalho, S.L., Kloss, T.G. 2010. Plântulas em murunduns de *Atta* spp. em uma borda de floresta amazônica: recrutamento facilitado ou impedido? Curso de Campo Ecologia e Conservação da Amazônia, Manaus, Amazonas.
- Corrêa, M. M. 2006. Formigas cortadeiras (Hymenoptera, Formicidae) como agentes modificadores da disponibilidade de luz e da estrutura da comunidade vegetal em Floresta Atlântica Nordeste. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Farji-Brener, A. G., Illes, A. E. 2000. Do leaf-cutting ant nests make “bottom-up” gaps in Neotropical rain forests? A critical review of the evidence. *Ecol Lett* 3: 219-227.
- Leal, I. R., Wirth, R., Tabarelli, M. 2012. Formigas-cortadeiras e a ambiguidade de suas relações com plantas. In: *Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológica-evolutiva* (eds. Del-Claro, K., Torezan-Silingardi, H. M.), pp.215-239. Technical Books, Rio de Janeiro/RJ.

- Meyer, S.T., 2008. Ecosystem engineering in fragmented forests: Edge-mediated hyper-abundance of leaf-cutting ants and resulting impacts on forest structure, microclimate and regeneration. Universität Kaiserslautern.
- Meyer, S. T.; Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Wirth, R. 2011. Ecosystem engineering by leaf-cutting ants: nest of *Atta cephalotes* drastically alter forest structure and microclimate. *Ecol Entomol* 36: 14-24.
- Naiman, R. J. 1988. Animal influences on ecosystem dynamics. *Bioscience* 38:750-752.
- Perin, M.A.A., Guimarães, J.F. 2012. Efeitos dos ninhos de *Atta laevigata* (Fr. Smith, 1858) (Hymenoptera: Formicidae) sobre a vegetação do cerrado. *Revista Árvore* 36:453-470.
- Philpott, S. M., Perfecto, I., Armbricht, I., Parr, C. L. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: *Ant Ecology* (eds. Lach, L., Parr, C.L., Abbott, K.L.), pp.137-156. Oxford University Press, New York, NY, USA.
- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.4. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>

12 A ALOCAÇÃO DE RECURSOS NA PRODUÇÃO DE FLORES DE *TILLANDSIA STREPTOCARPA* BAKER (BROMELIACEAE) VARIA SEGUNDO O TIPO DE AMBIENTE?

Lina Adonay Urrea-Galeano¹, Carlos Henrique F. Silva², Janaína H. A. Lopes³, Leonardo S. Chaves⁴
Leila J. B. Gonçalves²

¹Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas-Universidad Nacional Autónoma de México

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica- Universidade Federal de Pernambuco

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral- Universidade Federal de Minas Gerais

⁴Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia- Universidade Federal Rural de Pernambuco

Orientadora: Tarcila Nádia

RESUMO

A alocação de recursos para a reprodução nos indivíduos em uma mesma espécie pode variar segundo as exigências do ambiente. Espera-se que em locais com menor disponibilidade de nutrientes e baixa biomassa, plantas de uma mesma espécie tenham uma alocação menor dos recursos em reprodução em relação àquelas estabelecidas em solo com mais biomassa e nutrientes. Para testar esta hipótese, utilizamos como modelo de estudo a bromélia *Tillandsia streptocarpa* Barker. Medimos o peso em massa fresca, comprimento do tubo da corola e comprimento do lóbulo em plantas presentes em duas áreas com distintas características ambientais de solo e biomassa no Parque Nacional do Catimbau. Foi verificado que o comprimento do tubo da corola foi similar nas duas localidades encontradas. Entretanto, o lóbulo da corola e o peso em massa fresca foram maiores em flores da área mais adversa, caracterizada por apresentar solo rochoso e vegetação pouco densa. A alocação diferencial de recursos para reprodução indica que a planta pode estar usando diferentes estratégias ecológicas para aumentar seu sucesso reprodutivo mesmo em ambientes mais adversos, entre as quais está a maior atratividade para polinizadores e o favorecimento da polinização cruzada.

PALAVRAS-CHAVE: Recursos Florais - Sucesso reprodutivo - Caatinga.

INTRODUÇÃO

As plantas, dada às condições ambientais e tipos de solo onde se estabelecem, desenvolveram diferentes estratégias de alocação de energia e matéria em suas estruturas para garantir o seu sucesso reprodutivo (Zanelato 2010). De uma maneira geral, vegetais podem investir mais recursos na produção de folhas, para otimizar a captação de luz, ou em raízes para aumentar a captação de água e nutrientes. Em condições abióticas pouco favoráveis, geralmente investem em maiores proporções na reprodução, ao passo que em condições favoráveis, geralmente incrementam seu êxito reprodutivo ao conservar matéria e energia para um próximo evento de reprodução (Zotz 2000). Não obstante, os diversos padrões de alocação de recursos podem variar entre indivíduos de uma mesma espécie segundo as exigências do meio.

Os estudos dos padrões de alocação de recursos em plantas contribuem para o conhecimento de suas histórias de vida e sucesso na ocupação de diferentes ambientes, já que incidem na capacidade competitiva dos indivíduos e suas respostas ao estresse imposto pelo ambiente (Müller et al. 2000; Larcher 2006). De maneira geral, a abertura floral implica alto benefício durante a etapa de reprodução, uma vez que induz múltiplas visitas dos polinizadores favorecendo a polinização cruzada (Brandenburg, et al. 2009). Neste sentido, a alocação de recursos nas estruturas florais é indispensável para garantir a polinização.

Assim sendo, o objetivo do presente trabalho é investigar a seguinte questão: como o padrão de alocação de recursos para a reprodução muda de acordo com o solo e ambiente? Nossa hipótese é que em ambientes com menor disponibilidade de nutrientes e biomassa, os indivíduos de tenham uma alocação menor dos recursos para a reprodução em relação aos que encontram-se em solo com maior biomassa e nutrientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no mês de maio de 2014, no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau. O PARNA do Catimbau localiza-se entre as coordenadas geográficas 8°24'00" e 8°36' 35" S e 37°09'30" e 37°14'40"O, totalizando uma área de 62.300 ha na forma de uma poligonal. A área encontra-se distribuída entre os municípios de Buíque (12.438 ha.); Tupanatinga (23.540 ha) na microrregião do Vale do Ipanema, e Ibimirim (24.809 ha) na Microrregião do Moxotó do Estado de Pernambuco. 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. A precipitação pluviométrica anual na região varia entre 650 e 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual. A vegetação do parque é bastante diversificada, dado à interação do clima e outros fatores, a exemplo do solo, relevo, altitude e processos geológicos, a dizer de caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva com predominância de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia, com notável riqueza de espécies de Leguminosae, Euphorbiaceae, Boraginaceae e Burseraceae (Andrade et al. 2004).

Dentro da região mencionada, foram selecionadas duas áreas: Serrinha (8°31' 04.4"S – 37°14'00.1"O), marcadamente apresentando solo arenoso e o Canyon (8°31'56.6"S – 37°14'43.2"O), ambiente com solo rochoso com maior biomassa do que a primeira área.

Espécie estudada

A espécie vegetal *Tillandsia streptocarpa* Baker, é uma bromélia epífita ou rupícola de inflorescências terminais reunidas em panículas de espigas. O escapo floral varia entre 12,0– 38,0 cm e proporção ramificada entre 8,0 – 19,0 cm. Os ramos variam entre 5,0 – 10,0 cm de comprimento cada e flores variando entre 4 – 10.

Coleta dos dados

Em cada uma das áreas, três espécimes vegetais foram selecionados, dos quais uma inflorescência foi coletada. Estas foram etiquetadas e trazidas ao laboratório, onde 30 flores, que abriram no dia da coleta (15 de cada área), foram aleatoriamente selecionadas. Determinou-se a flor

como unidade amostral e por meio de um corte longitudinal as medidas de comprimento do tubo da corola (mm) e comprimento do lóbulo da corola (mm) foram registradas. Para este procedimento, utilizou-se microscópio binocular, modelo Luxeo 4D- série Nº 12051294. Igualmente, registrou-se o peso em massa fresca (g) de cada flor por meio de balança eletrônica, modelo Mark, série M214A.

Análises estatísticas

Para determinar se existiam diferenças nas estruturas florais e peso em massa fresca entre as duas áreas, utilizamos um Test T no programa Bieostat versão 5.3 (Ayres et al. 2007).

RESULTADOS

Tanto no Canyon ($15,48 \pm 1,29$ mm; média $\pm$ desvio padrão) quanto na Serrinha ($16,07 \pm 1,35$ mm), observamos valores de médias bastante próximas para o comprimento do tubo da corola das flores amostradas, não apresentando diferença significativa entre as duas áreas ($t=-1.2336$; $gl=28$; $p=0.2276$) (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1 - Médias das medidas e resultados dos testes estatísticos realizados para duas populações de *Tillandsia streptocarpa* nos dois sítios de amostragem no Vale do Catimbau – PE.

Medidas	Canyon ($\bar{x}$)	Serrinha ($\bar{x}$)	t	Gl	p
Comprimento do tubo	10,42	12,24	-1,2336	28	0,2276
Comprimento do lóbulo	15,48	16,07	-30.358	28	0.0051
Massa em peso fresco	0,068	0,085	-38.143	28	0.0007

Por outro lado, as médias do comprimento do lobo da corola no Canyon ($10,42$; $\pm 1,89$ mm) e na Serrinha ($12,24$; $\pm 1,34$ mm) indicam que as flores amostradas na Serrinha apresentam valores significativamente maiores que as do Canyon ($t=-30,358$; $gl=28$; $p=0,0051$) (Tabela 1). O mesmo

padrão ($t=-38,143$; $gl=28$; $p=0,0007$) foi observado para os valores de massa aferidos para o Canyon ($0,068$; $\pm 0,014$) e Serrinha ($0,085$; $\pm 0,010$) (Tabela 1; Figura 2)

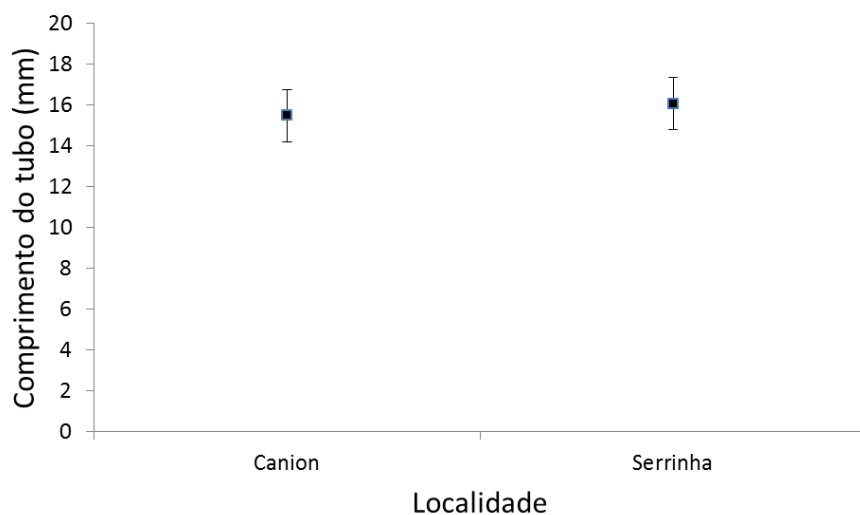


Figura 1 - Variação do comprimento do tubo floral de *Tillandsia streptocarpa* nos dois sítios de amostragem no Vale do Catimbau – PE.

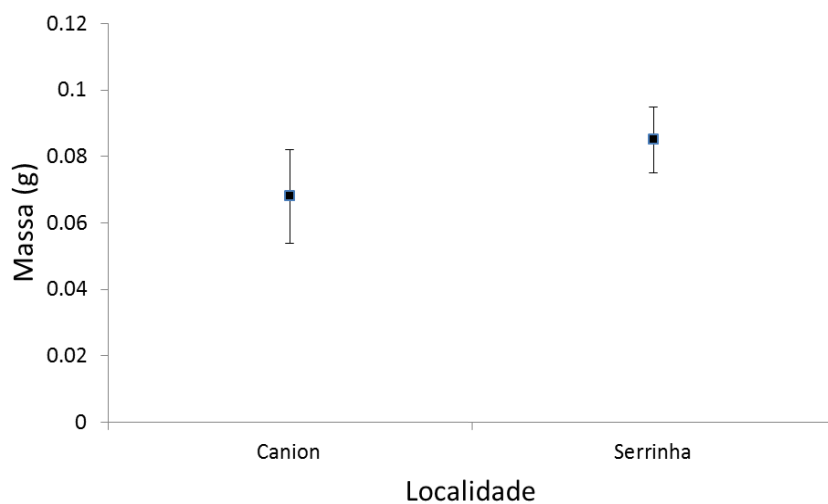


Figura 2 - Variação da massa fresca de flores de *Tillandsia streptocarpa* nos dois sítios de amostragem no Vale do Catimbau – PE.

DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos, a alocação de recursos no comprimento do tubo da corola não variou nas localidades, possivelmente porque as plantas ao conservarem esta estrutura podem manter o mesmo espectro de polinizadores, independentemente do ambiente onde se encontram efetuando assim a polinização entre os indivíduos da espécie (Ordano et al. 2008). Adicionalmente, este fato pode ser esclarecido pela história natural da planta, que é mais abundante em ambientes com pouca humidade (Guiulietti 1989). Dessa forma, o maior investimento no tamanho de algumas estruturas florais em ambientes secos pode ser uma estratégia para aumentar a frequência e riqueza de seus polinizadores em locais com menor vegetação circundante.

Contrariamente ao esperado, a Serrinha apresentou maior tamanho do lóbulo da corola e peso em massa fresca, provavelmente devido à exposição em um ambiente pouco favorável (com solo rochoso, pouca disponibilidade de nutrientes e vegetação) a planta deve investir seus recursos em estruturas florais mais vistosas, para assim atrair os poucos polinizadores que frequentam este ambiente e conseguir ser polinizada ou transferir seu pólen para outras. Segundo Aguilar et al. (2008), nos ambientes com baixa biomassa, a assembleia das comunidades na interação planta-polinizador tende a se modificar, devido a perda de conectividade vegetal que de certa maneira limita o fluxo dos polinizadores de um local para outro e pode conduzir a perda na adequação das espécies.

Neste trabalho, observou-se que indivíduos de *T. streptocarpa* podem estar apresentando plasticidade em nível de alocação, investindo assim nas estruturas florais de acordo com as condições ambientais. Nesse sentido, para melhor compreender a maior alocação de recursos para a reprodução desta espécie sugere-se investigações complementares que avaliem a massa relativa nos verticilos reprodutivos, para corroborar mais robustamente que a espécie destina maior esforço energético em locais com pouca vegetação e nutrientes. Igualmente, recomenda-se avaliar a riqueza e frequência dos polinizadores efetivos em ambas as localidades, para identificar se a alocação dos recursos em questão mantém o mesmo espectro de polinizadores nas duas áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- Brandenburg, A., Dell’Olive, A., Bshary, R., & Kuhlemeier, C. 2009. The sweetest thing: advances in nectar research. *Current opinion in plant biology*, 12(4): 486-490.
- Guilietti, A. M. 1989. Plantas das Caatingas. Academia Brasileira de Ciências, Gráfica A Tribuna de Santos, 1ed. 243pp.
- Larcher, W. 2006. *Ecofisiologia vegetal*. Editora Rima, São Carlos.
- Müller, I., Schmid, B. & Weiner J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3:115–127.
- Souza, V. C & Lorenzi, H. 2005. *Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APGII*, Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum, 1ed. 610pp.
- Zanelato, D. 2010. A alocação de biomassa entre parte aérea e raízes de *Euterpe edulis* (Arecaceae) depende da disponibilidade de nutrientes? *Ecología da Mata Atlântica*. Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de São Paulo.
- Zotz, G. 2000. Size dependence in the reproductive allocation of *Dimerandra emarginata*, an epiphytic orchid. *Ecotropica* 6: 95-98.

13 REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA EM CAMPO AGRÍCOLA ABANDONADO NA CAATINGA

Janaína H. A. Lopes¹, Carlos Henrique F. Silva², Lina Adonay Urrea-Galeano³, Leonardo S. Chaves⁴,
Leila J. B. Gonçalves²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral- UFMG

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica- UFPE

³Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas-Universidad Nacional Autónoma de México

⁴Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia- UFRPE

Orientador: Marcelo Tabarelli

RESUMO

Campos agrícolas abandonados são áreas comuns na maioria das florestas tropicais sazonalmente secas, incluindo a Caatinga. O processo de regeneração nessas áreas se dá por brotamento e/ou germinação de sementes presentes no solo ou dispersas por distintas síndromes: anemocoria, balística, zoocoria e baricoria. O presente trabalho objetivou investigar qual o mecanismo predominante da regeneração na Caatinga em campos agrícolas abandonados: rebrotamento ou germinação de sementes. Para isso, estabelecemos três transectos em uma área de plantio abandonada (30m x 4m), identificamos as espécies lenhosas e registramos quais eram oriundas de sementes ou rebrota, levando em consideração o número de perfílios. Foram amostrados 160 plantas de oito famílias e 15 espécies, sendo *Bocoa mollis* e *Croton campestris* as dominantes. A frequência de regeneração por brotamento e por sementes foi semelhante, tanto para indivíduos, como para espécies, devido à dominância de táxons com ciclo de vida curto, que produziam sementes ainda jovens. Portanto, a síndrome de dispersão mais frequente foi a balística, o que nos levou a concluir que as sementes na “roça” estabelecidas eram oriundas do entorno.

PALAVRAS-CHAVE: Banco de Sementes - Dispersão de Sementes - Rebrotamento

INTRODUÇÃO

Os ambientes naturais estão sendo cada vez mais perturbados por atividades antrópicas vinculadas a alterações na dinâmica do uso dos solos e mudanças climáticas globais (Hobbs et al. 2006). Na sucessão da vegetação posterior à perturbação, a reprodução vegetativa tem o maior peso para o reestabelecimento das espécies lenhosas. Uma vez estabelecidas, as angiospermas são capazes de se multiplicar sem ser pela produção de sementes, e a formação de clones significa a colonização rápida de ambientes perturbados (Barnes et al 1980).

A vegetação nativa do semiárido do nordeste brasileiro vem sendo explorada por métodos não sustentáveis desde a colonização europeia. A remoção da cobertura vegetal visa à criação extensiva de animais (Sampaio 1995), como gado e caprinos e o estabelecimento de campos agrícolas pequenos, caracterizados pela monocultura ou consórcio de poucas espécies cujo produto é consumido pelos próprios donos da terra, com comércio do pouco excedente. Frequentemente, para criação dos campos agrícolas, a remoção da vegetação é feita por corte e queima Pereira et al. (2003).

O surgimento de um novo hábitat após a perturbação atrai espécies particularmente adaptadas às novas condições estabelecidas na área, as ditas espécies pioneiras, colonizadoras que promovem alterações no meio. Essas espécies sombreiam a superfície do solo, contribuem com a formação de serapilheira e aumentam seus níveis de umidade, tornando-o propício para o estabelecimento de outros grupos, mais exigentes quanto às condições ambientais. Essa mudança na composição de espécies é denominada sucessão (Ricklefs 2003).

A recolonização dos campos abandonados ocorre por dois mecanismos. A rebrota consiste no desenvolvimento e crescimento de novos caules a partir de tocos enraizados remanescentes. A germinação de sementes decorre do enraizamento e recrutamento dos propágulos já presentes nos bancos de sementes ou oriundos de locais diversos, trazidos por variadas síndromes de dispersão: zoocoria, anemocoria, barocoria e balística. Na Caatinga, como já relatado por diversos autores

(Menezes & Sampaio 2000, Powers et al. 2009), o veículo de dispersão de sementes mais frequente é o vento, que pode carrega-las por longas ou curtas distâncias.

Devido à escassez de pesquisas sobre a regeneração da vegetação nativa na Caatinga, somado à importância desse domínio para a preservação de inúmeras espécies e suas elevadas taxas de endemismo, pretendemos com este trabalho compreender melhor os processos de regeneração dessa vegetação. Nossas hipóteses são que a rebrota é o mecanismo de regeneração predominante da vegetação nativa, e que a maioria dos indivíduos e das espécies presentes na área provenientes de sementes são zoocóricas. Logo, é previsto encontrar maior número de indivíduos proveniente de rebrota e que o número de espécies dispersas por zoocoria será maior que o número de espécies dispersas por outras síndromes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional Vale do Catimbau, Pernambuco (8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40"O), totalizando uma área de 62.300 ha distribuída entre os municípios de Buíque, Tupanatinga, e Ibimirim, localizado a 285 km de Recife (Bezerra et. al. 2009). 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. A vegetação do parque é diversificada, dado à interação do clima e outros fatores como solo, relevo, altitude e processos geológicos (Andrade et al. 2004). Uma área de aproximadamente um hectare, próxima à Serra Branca foi escolhida para realizar o trabalho. De acordo com dados obtidos de moradores da localidade, a área foi abandonada há sete anos e foi utilizada durante três anos como campo de cultivo de milho, feijão e melancia.

Coleta dos dados

Foram traçados três transectos de 30 x 4 m na área, e em cada transecto as plantas foram contadas e classificadas por mecanismo de regeneração em dois tipos: 1) rebrota - em que foi

contabilizado o número de perfílios e 2) germinação de sementes. Parte dos indivíduos foi identificada em campo e os demais, levados a laboratório para classificação até o menor nível taxonômico possível, por meio de bibliografia especializada.

Análises estatísticas

Utilizamos o teste *chi*-quadrado para verificar se havia diferença entre as formas de regeneração e entre as síndromes de dispersão verificadas em campo. Todos os testes foram realizados com o programa Bioestat 5.3 (Ayres et al. 2007).

RESULTADOS

Foram observadas 160 espécimes de plantas classificados em oito famílias e 16 espécies (Tabela 1), sendo as dominantes: *Bocoa mollis*, *Croton campestris* e *Jatropha pohliana*, cujos mecanismos de regeneração são rebrota e germinação de sementes para os dois primeiros táxons e germinação de sementes para o último.

Tabela 1 – Espécies vegetais encontradas em área de regeneração do Parque Nacional do Catimbau.

Espécies encontradas nas áreas em regeneração			
Família	Espécies	Nome Popular	Modo de regeneração
Acanthaceae	<i>Harpochilus neesianus</i> Mart.	Pau de Brinco	Rebrota
Arecaceae	<i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.	Ouricuri	Semente
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosum</i>	Ipê	Rebrota
Cactaceae	<i>Pilosocereus</i> sp.	Faxeiro	Semente
Euphorbiaceae	<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	Velame	Rebrota / Semente
	<i>Croton</i> sp.	Velame da folha miúda	Rebrota / Semente
	<i>Jatropha pohliana</i> Muell. Arg.	Pinhão-bravo	Semente
Fabaceae	<i>Bocoa mollis</i> (Benth.) Cowan.	Café-brabo	Rebrota / Semente
	<i>Mimosa</i> sp.	Canzenzo	Rebrota / Semente
	<i>Senegalia monacantha</i> (Willd.) Seigler & Ebinger	Espinheiro-preto	Rebrota
	<i>Senna cana</i> (Nees & Mart.) H.S.Irwin & Barneby	Candieiro-preto	Rebrota / Semente
	<i>Senna</i> sp.	Falso candieiro	Rebrota / Semente
	<i>Senna rizzini</i> H.S.Irwin & Barneby	-	Rebrota / Semente
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Jurubeba	Semente
Verbenaceae	<i>Rosmarindus officinalis</i> L.	Alecrim	Rebrota

Não houve diferença entre os mecanismos de regeneração avaliados ($\chi^2=0,313$; gl=1; $p=0,576$), sendo que dos indivíduos observados 47% (75) das plantas eram oriundas de rebrota e 53%

(85) germinação (Figura 1). Em relação às espécies de plantas encontradas, 31% (5) foram vistas exclusivamente regeneradas por rebrota, 31% (5) germinados e 38% (6) das espécies apresentavam ambos os mecanismos de regeneração (Figura 2).

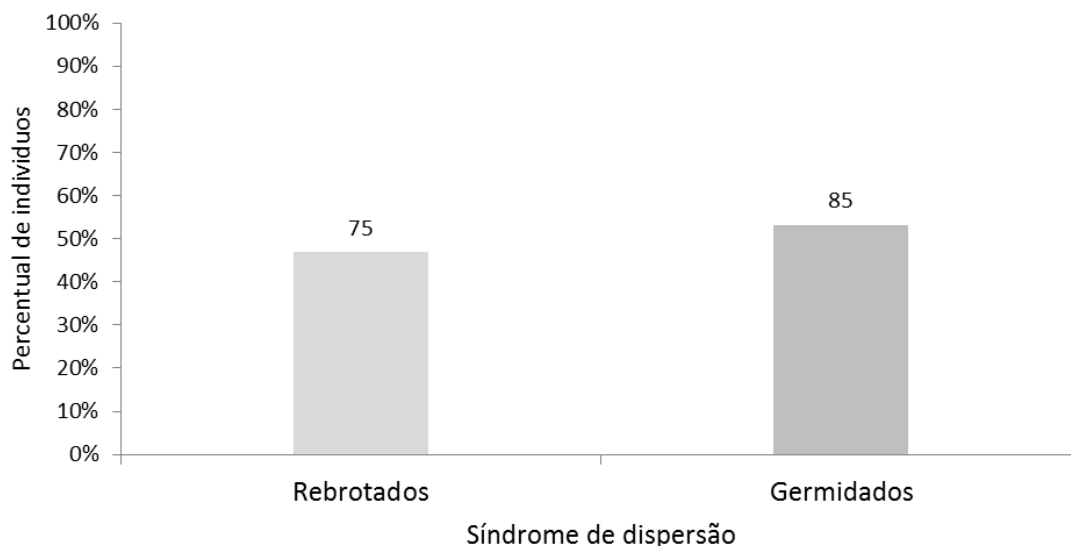


Figura 1 – Frequência de indivíduos oriundos de brotamento ou germinação de sementes em campo agrícola abandonado no Parque Nacional do Catimbau.

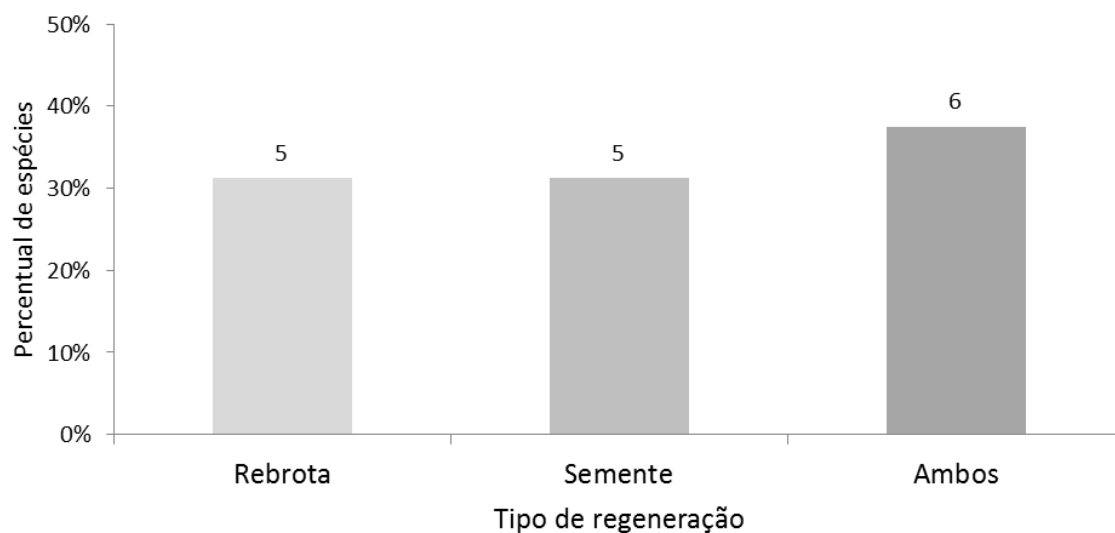


Figura 2 – Frequência de espécies de plantas oriundas de brotamento e/ou germinação de sementes em campo agrícola abandonado no Parque Nacional do Catimbau.

Quanto à síndrome de dispersão, houve predominância da estratégia balística ($\chi^2=36,423$; $gl=3$; $p=0,0001$), pois 65% (55) dos indivíduos estabelecidos observados se dispersam dessa forma, 22% (19) por estratégia anemocórica, apenas 8% (7) zoocórica e 5% (4) por dispersão barocórica (Figura 3). Por outro lado, das 11 espécies que apresentaram germinação por semente, 45%(5) das espécies registradas apresentam estratégia de dispersão anemocórica, 27% (3) balística, 18% (2) zoocórica e 9% (1) barocórica, não apresentando diferença significativa entre os modos de dispersão ($\chi^2=1,599$; $gl=3$; $p=0,6596$).

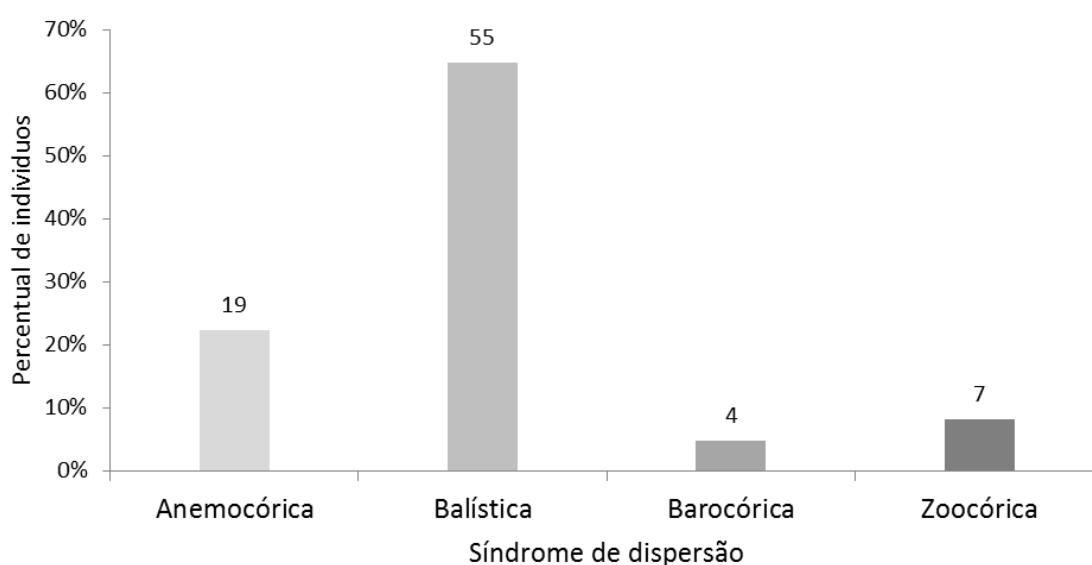


Figura 3 – Estratégias de dispersão de sementes apresentadas pelos indivíduos amostrados em campo agrícola abandonado no Parque Nacional do Catimbau.

DISCUSSÃO

Contrariando a literatura clássica em restauração e regeneração de florestas (Pereira et al. 2003, Lalibertè 2012, Sánchez-Azofeifa et al. 2009) o rebrotamento não foi o mecanismo de reflorestamento principal, sendo a germinação de sementes tão importante quanto a regeneração por rebrota. Esse padrão pode ser explicado pelo fato das espécies mais abundantes na área terem ciclo de vida curto e se reproduzem logo nos primeiros anos de vida.

Sementes de espécies pioneiras ocupam ambientes perturbados com facilidade porque tem mais resistência a condições ambientais severas em relação à temperatura, umidade e vento, além de encontrarem poucos competidores. Assim sendo, a germinação e o estabelecimento dos propágulos são processos rápidos (Barnes 1980). Provavelmente, a pequena riqueza encontrada na área de regeneração no PARNA do Catimbau é decorrente da impossibilidade de inúmeras espécies em sobreviverem num solo exposto, seco e pobre em nutrientes, de forma que os poucos grupos selecionados pelo meio são logo recrutados e se multiplicam, inibindo o estabelecimento de espécies menos competitivas.

O café bravo (*Bocoa mollis*), o velame (*Croton campestris*) e o pinhão bravo (*Jatropha pohliana*), foram as espécies mais abundantes, muitas delas estavam floridas e com frutos, mesmo as mais jovens. Provavelmente estas espécies são pioneiras e tem características que as permitem colonizar ambientes perturbados, como maior tolerância ao empobrecimento do solo e ao sol, somado a estratégias reprodutivas eficientes, como a frutificação em seus primeiros anos de vida. Segundo Ricklefs (2003), espécies pioneiras são excelentes dispersoras e frequentemente são carregadas pelo vento.

Bullock (1995) e Gentry (1995) assumem que há diferenças na frequência das estratégias de dispersão de plantas lenhosas nas escalas continental e local. Sementes anemocóricas são predominantes em florestas secas (Howe & Smallwood 1982). Em pesquisa na Caatinga, Machado et al. (1997) descobriram que apenas 26% dos vegetais lenhosos analisados tinham síndrome zoocórica. Neste trabalho, a síndrome mais frequente no campo abandonado foi a barocórica, ao contrário do que relatado por Silva (2009) e diferente do que observado por Machado et al. (1997). Conclui-se que os propágulos encontrados na área, excluindo-se aqueles produzidos pelas espécies ali estabelecidas, vem de indivíduos do entorno, visto que a dispersão por barocoria se dá em curtas distâncias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- Barnes, B., Burton B., Zac, Donal R., Denton, Shirley r., Spurr, Stephen H. 1997. Forest Ecology, 4ª edição.
- Bezerra, E. S.; Lopes, A. V. & Machado, I. C. 2009. Biologia reprodutiva de *Byrsonima gardnerana* A. Juss. (Malpighiaceae) e interações com abelhas Centris (Centridini) no Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Botânica 32:95-108.
- Bullock, S. H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forests. Pp 277-303 in S. H. Bullock, H. A. Mooney e E. Medina (eds) seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp 146-193 in: Bullock, H. A. Mooney e E. Medina (eds) Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hobbs, R. J.; Huenneke, L. F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. Conservation Biology, v.6, p.324-337.
- Howe, H. F. e J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology and Systematics 13:201-228.
- Laliberté, Etienne; Shipley, Bill; Norton, David A.; Scott, David. 2012. Which plant traits determine abundance under long-term shifts in soil resource availability and grazing intensity? Journal of Ecology. 100, 662–677.
- Lima, D. A. 1989. Plantas das Caatingas. Academia brasileira de ciências. Rio de Janeiro.
- Machado, I. C. S., L. M., Barros Sampaio. 1997. Phenology of Caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. Biotropica 29: 57-68.
- Menezes, R. S. C. & Sampaio, E. V. S. B. 2000. Agricultura sustentável no semi-árido nordestino. P.20-46. In: Oliveira, T. S.; Romero, R. E.; Assis Jr., R. N; Silva, J. R. C. S. (Eds). Agricultura

- sustentabilidade e o semi-árido. Fortaleza, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Federal do Ceará.
- Pereira I. M. 2000. Levantamento florístico do estrato arbustivo-arbóreo análise da estrutura fitossociológica de ecossistema de caatinga sob diferentes níveis de antropismo. M.Sc. thesis. Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba, Brasil.
- Pereira, I. M., Andrade A. L., Sampaio, E. V. S. B. & Barbosa, M. R. V. 2003. Use-history Effects on Structure and Flora of Caatinga. *Biotropica*, 35: 154-165.
- Powers, Jennifer S., Becknell, Justin M., Irvin, Jennifer & Perez-Aviles, Daniel. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* vol. 258: 959–970
- Ricklefs, Robert E. 2003. *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro. Editora Guanabara Koogan.
- Sánchez- Azofeifa, G. Arturo; Kalácska, Margaret; Espírito Santo, Marcos Mario, Fernandes, g. Wilson e Schnitzer, Stefan. 2009. Tropical Dry Forest Succetion and the contribution of lianas to wood area index (WAI). *Forest Ecology and Management* 258: 941–948
- Sampaio, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In S. H. Bullock, H. A. Mooney, and E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*, pp. 35-63. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Silva, Maria Carolina Nunes Alves e Rodal, Maria Jesus Nogueira. 2009. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. *Acta bot. bras.* 23(4): 1040-1047.
- SUDENE. 1990. *Dados Pluviométricos Mensais do Nordeste. Estado de Pernambuco. Pluviometria* 6. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste, Recife, Brasil.

14 SISTEMA SEXUAL DE FLORES DE *HEMISCOLA ACULEATA* (L.) RAF. (CLEOMACEAE) EM ÁREAS DE CAATINGA

Marcela M. W. M. Santos¹, Daniela Q. A. Reis¹, Alexandre Souza de Paula¹, Felipe S. Campos², Hugo G. Candido³

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica – UFPE

² Programa de Doctorat en Biodiversitat. Departament de Biologia Animal (Vertebrats). Universitat de Barcelona;

³ Programa de pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas – UFV

Orientadora: Tarcila Nadia

RESUMO

As plantas apresentam diferentes tipos de sistemas sexuais, havendo algumas hipóteses para o desenvolvimento destes, como recombinação genética, alocação de recursos e/ou coevolução com polinizadores. A espécie *Hemiscola aculeata* (L.) Raf., anteriormente chamada de *Cleome aculeata*, é uma espécie anual e que em seu antigo gênero existe vários exemplos de sistemas sexuais, como andromonoiccia e poligamodiócia. Com isso, o objetivo deste estudo, foi verificar o sistema sexual da espécie, avaliando se a espécie apresenta dois tipos florais e se existe uma perda na funcionalidade em algum desses tipos. As flores de *H. aculeata* apresentam dois tipos florais, um com ginóforo curto, abaixo dos estames e outro com ginóforo longo, acima dos estames (testes). As flores com ginóforo curto apresentaram uma receptividade estigmática menor do que flores com ginóforo longo, apenas um estigma de dez, tornou-se receptivo, além disso, as flores de ginóforo curto apresentam óvulos de tamanho reduzido, cerca 0,6 mm, do que as flores de ginóforo longo. De acordo com os dados, as flores de *H. aculeata* com ginóforo curto podem ser funcionalmente masculinas, sendo necessários estudos de compatibilidade reprodutiva e formação de frutos, para a total confirmação.

PALAVRAS-CHAVE: Andromonóica - Caatinga – Reprodução vegetal

INTRODUÇÃO

As plantas apresentam diversos mecanismos para garantir a eficiência reprodutiva (Machado et al. 2006), entre eles estão os diversos tipos de sistema sexuais (Bawa & Beach 1981). Os sistemas sexuais mais comuns em plantas são: (1) hermafrodita, onde as estruturas reprodutivas estão na mesma flor, (2) monoica, as estruturas reprodutivas estão em flores separadas e (3) dioica, onde gineceu e androceu estão em flores diferentes e árvores diferentes (Machado 2006). Existem ainda, alguns sistemas menos comuns como: (1) andromonóico, onde as flores podem ser bissexuais ou masculinas, (2) androdioico, com flores bissexuais e masculinas em indivíduos separados, (3) ginomonoica, flores bissexuais e femininas e (4) ginodioica, flores bissexuais e femininas em indivíduos separados. (Bawa & Beach 1981)

Essa variação de sistemas sexuais tem sido descrita como um resultado de recombinação genética (Bawa & Beach 1981), porém também pode ser resultado de diferentes padrões de alocação de recursos para flores femininas e masculinas, otimizando o sucesso reprodutivo destas em diferentes ocasiões (Bawa & Beach 1981, Ashman & Baker 1992). Outro fator que pode ter levado a evolução desses sistemas sexuais, é o resultado da coevolução entre flores e polinizadores (Bawa & Beach 1981). Essa variação de sistemas sexuais, parece ocorrer para evitar a auto-fecundação (Heithaus et al. 1974), porém são necessários mais estudos, pois ainda são encontradas muitas espécies que contém sistemas sexuais como o andromonoicismo, mas que ainda apresentam a auto-fecundação (Primack & Lloyd 1980, Zapata & Arroyo 1978).

Muitas das espécies do gênero *Cleome*, apresentam variação de sistema sexual como em *Cleome spignosa* que apresenta poligamodioicia (Machado et al. 2006). As espécies desse gênero passaram por vários estudos filogenéticos, onde deixaram de pertencer à família Capparaceae, subfamília Clemoidae e foram consideradas da família Brassicaceae. Entranto, em estudos mais recentes, essas espécies ocupam agora a família Cleomaceae. Algumas das espécies do gênero *Cleome* foram reposicionadas e tiveram alterações nos seus nomes, como é o caso de *Cleome*

aculeata, agora chamada de *Hemiscola aculeata* (L.) Raf., que é uma espécie ruderal. Objetivo do nosso estudo foi estudar o sistema sexual de *H. aculeata*, respondendo as seguintes questões: (1) existe uma variação no tamanho dos ginóforos dessa espécie, ou seja, existem dois morfotipos? (2) se existir essa variação, ocorre alguma modificação na funcionalidade das flores? Nós esperamos que exista uma variação no tamanho dos ginóforos e que essa modificação altere a funcionalidade das flores.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau, 8°32'14" a 8°35'12"S e 37°14'42" a 37°15'02"O), que abrange cerca de 62500 ha, localizado nos municípios, Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, do estado de Pernambuco. O Parque está inserido no domínio Caatinga, apresentando diferentes tipos de vegetação (Rodal et al. 1998) por conta das variações geomorfológicas, climáticas e topográficas (Andrade-Lima 1981). O clima é quente e seco, BS'hW (Köppen 1931). A temperatura média anual é 23°C e a precipitação varia entre 300 e 500 mm anuais (Rodal et al. 1998).

Coleta dos dados

Foram selecionados 10 indivíduos da espécie *Hemiscola aculeata* e coletadas todas as flores que ainda apresentavam anteras, ou seja, flores do dia (N= 152). De todas as flores medimos os estames e ginóforos, e foi calculada a diferença do tamanho dos estames e ginóforos, para verificar a variação de tamanho dos ginóforos.

Para avaliarmos a funcionalidade das flores, utilizamos medidas indiretas como a receptividade do estigma. Para isso, foram coletadas 20 flores, sendo de 10 de cada tipo, e destas foram retirados os estigmas e colocadas no Permanganato de Potássio durante 5 minutos. Após esse período, os estigmas foram lavados na água e foi verificado se houve alteração na cor do estigma, quando este

está receptivo ele reage corando de vermelho. Outra medida indireta foi a verificação da presença ou ausência de óvulos nos ginóforos e com a presença em ambos os tipos florais, os óvulos foram medidos.

Análises estatísticas

Todos os dados de medidas florais foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk. Se apresentassem distribuição normal, foram utilizados testes t. Caso contrário, foram utilizados testes de Mann-Whitney. Todas as análises foram executadas programa Statistica 7.1 (StatSoft 2005).

RESULTADOS

As flores de *H. aculeata* apresentam dialipétalas brancas com seis estames e com ginóforos longos ou curtos (Figura 1). O tamanho máximo dos estames em flores de ginóforo longo foi de 12,56 mm e nas flores de ginóforo curto foi 10,56 mm, e o tamanho médio foi de 8,79 mm nas flores de ginóforo curto e de 7,63 mm em flores de ginóforo longo. A diferença entre o tamanho dos ginóforos e dos estames foi maior para flores com ginóforos curtos quando comparadas com ginóforos longos ($F=287,17$; $p<0,05$; Figura 2).



Figura 1 – Flores de *Hemiscola aculeata* (L.) Raf. com ginóforos curtos (esquerda) e ginóforos longos (direita) no Parque Nacional do Catimbau.

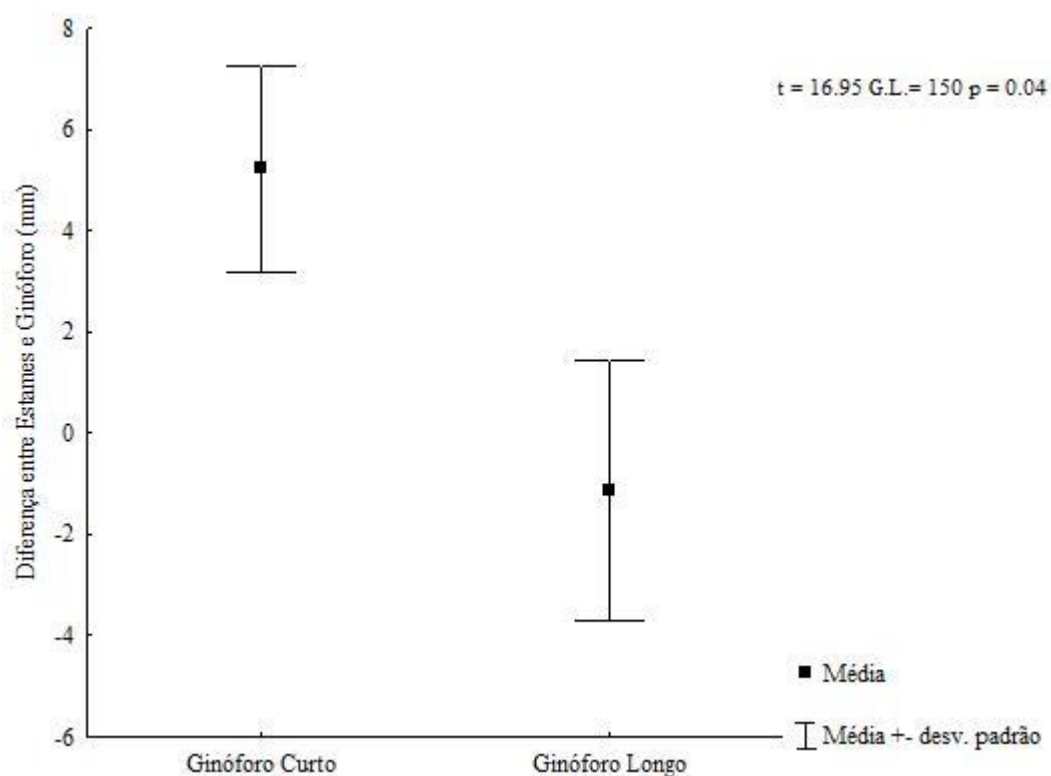


Figura 2 – Gráfico da variação entre o tamanho dos ginóforos e o tamanho dos estames em flores de *Hemiscola aculeata*.

Apenas um estigma de flores com ginóforos curtos reagiu com Permanganato de Potássio, enquanto que as flores de ginóforo longo todos os estigmas estavam receptivos. Verificamos que as flores com ginóforos curtos apresentavam óvulos, porém de tamanho menor que as flores de ginóforo curto ($U = 5,5$; $p < 0,01$; Figura 4).

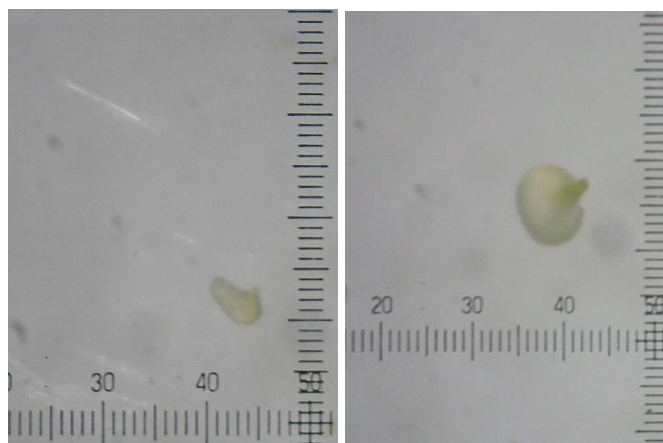


Figura 3 – Óvulos de flores com ginóforo curto (esquerda) e óvulos de flores com ginóforos longos (direita) em *Hemiscola aculeata* no Parque Nacional do Catimbau.

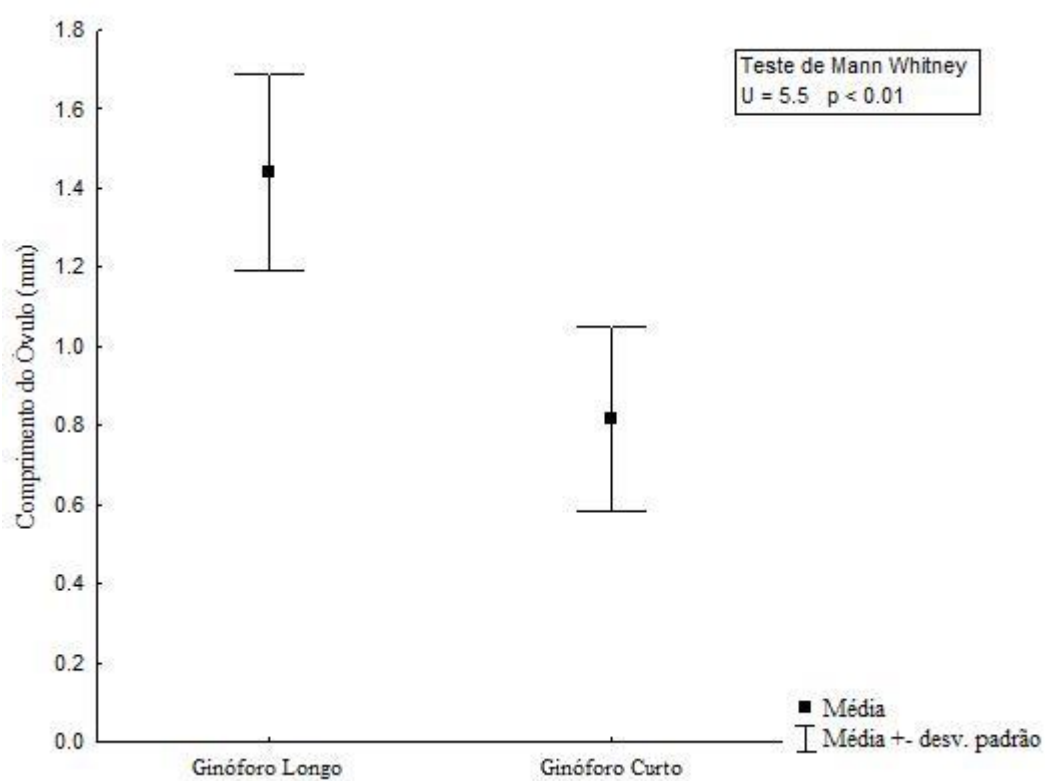


Figura 4 – Gráfico da variação entre o tamanho dos óvulos de flores com ginóforos curtos e ginóforos longos em *Hemiscola aculeata* no Parque Nacional do Catimbau.

DISCUSSÃO

As flores de *Hemiscola aculeata*, apresentam dois tipos diferentes sendo algo já evidenciado em outras espécies do seu antigo gênero como a *Cleome spinosa* (Machado et al. 2006) que utiliza dessa estratégia para maximizar a polinização cruzada (Symon 1979, Medan & D'Ambrogio 1998), evitando auto polinização. Algumas espécies que apresentam dois tipos florais não apresentam diferença na viabilidade do pólen e assim também não tem alteração na formação de frutos (Nadia et al. 2007).

A espécie *H. aculeata* é andromonoica, possuindo flores hermafroditas e flores que são aparentemente funcionalmente masculinas, já que o estigma não reagiu e os óvulos são menores. Esse sistema tem sido visto como uma plasticidade fenotípica (Diggle 1993), já que existe uma variação na expressão sexual de plantas com esse sistema e esta variação parece ser resultado da alocação de recursos para reprodução feminina ou masculina (Cruden 1976, Andersen, 1990, Lloyd & Bawa 1984). Uma das vantagens da andromonoicia é quando o custo para produção de frutos é alto e a quantidade de flores masculinas é maior do que as hermafroditas que podem produzir frutos (Diggle 1993). Além disso, mais flores masculinas podem aumentar o fluxo polínico, aumentando a polinização cruzada, especialmente em espécies auto-incompatíveis (Symon 1979, Medan & D'Ambrogio 1998).

Embora nossos resultados tragam fortes indícios da andromonoicia de *H. aculeata*, para complementarmos o estudo e confirmar se essa espécie é realmente andromonóica, nós sugerimos estudos futuros para verificar a viabilidade polínica, a compatibilidade e analisar a formação de frutos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Curso Ecologia e Conservação da Caatinga por toda a estrutura. À Tarcila Nadia pela orientação e auxílio em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima, D. 1981. The caatinga dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4: 149-153.
- Ashman, T., Baker, I. 1992. Variation in floral sex allocation with time of season and currency. *Ecology*. 73(4):1237-1243
- Bawa, K. S., Beach, J. H. 1981. Evolution of Sexual systems in flowering plants. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 68(2):254-274
- Diggle, P.K. 1993. Developmental plasticity, genetic variation, and the evolution of andromonoecy in *Solanum hirtum* (Solanaceae). *American Journal of Botany* 80:967-973.
- Diggle, P. K. 1994. The expression of Andromonoecy in *Solanum hirtum* (Solanaceae): Phenotypic, plasticity and ontogenetic contingency. *American Journal of Botany* 81(10):1354-1365
- Heithaus, E. R., Opler, P. A., Baker, H. G. 1974. Bat activity and the pollination of *Bauhinia pauletia*: plant-pollinator coevolution. *Ecology*. 55:412-419
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Econômica. México, 479p.
- Machado, I. C., Lopes, A. V., Sazima, M. 2006. Plant sexual systems and a review of the breeding system studies in the Caatinga, a Brazilian Tropical Dry Forest. *Annals of Botany*. 97: 277-287
- Medan, D., D'ambrogio, A.C. 1998. Reproductive biology of the andromonoecious shrub *Trevoa quinquenervia* (Rhamnaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 126:191-206.
- Nadia, T. L., Machado, I. C., Lopes, A. V. 2007. Polinização de *Spondias tuberosa* Arruda (Anacardiaceae) e análise da partilha de polinizadores com *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae), espécies frutíferas e endêmicas da caatinga. *Revista Brasileira de Botânica*. 30(1):89-100
- Primack, R. B., Lloyd, D. G. 1980. Andromonoecy in the New Zealand montane shrub *Manuka Leptospermum scoparium* (Myrtaceae). *American Journal Botany* 67:361-368
- Rodal, M.J.N., Andrade, K.V.S., Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 517-526.

- Souza, V. C.; Lorenzi, H. 2012. Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado na APGIII. Editora Nova Odessa, Instituto Plantarum, 3ª ed., 704 p.
- Symon, D.E. 1979. Sex forms in *Solanum* (Solanaceae) and the role of pollen collecting insects. *In* The biology and taxonomy of the Solanaceae, (J.G. Hawkes, R.N. Lester & A.D. Skelding, eds.). Academic Press, London, p.385-398.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Zapata, T. R., Arroyo, M. T. K. 1978. Plant reproductive ecology of a secondary deciduous tropical forest in Venezuela. *Biotropica*. 10: 221-230.

15 DISTRIBUIÇÃO DE COLÔNIAS DE FORMIGAS CORTADEIRAS (*ATTA* SPP.) EM UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NA CAATINGA

Lucas E. N. da Costa¹, Eurico A. S. Moraes², Lilibeth Toledo-Chelala³, Lisieux F. Fuzessy⁴, Márcia E. M. Fortunato¹

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

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS.

³Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.

⁴Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

Orientadora: Inara Leal

RESUMO

Perturbações antrópicas são associadas a efeitos deletérios sobre a biodiversidade e se aplicam de diferentemente sobre os grupos biológicos. O tipo de efeito e a intensidade variam, podendo beneficiar determinados grupos, como as formigas cortadeiras (*Atta* sp.). Dada sua importância nos ecossistemas em que ocorrem e a escassez de estudos em florestas secas, surgiu a questão de como as formigas cortadeiras se distribuem na Caatinga. Deste modo, o objetivo do estudo é analisar a distribuição das colônias de *Atta* spp. ao longo de um gradiente de perturbação antrópica. Para isso, baseamos em duas hipóteses mutuamente excludentes: (i) assim como nas florestas Tropicais, as espécies de *Atta* são favorecidas pelas perturbações antrópicas na Caatinga; (ii) a distribuição das colônias está correlacionada com a biomassa disponível, pois em um ambiente sazonal como a Caatinga, a disponibilidade de recursos deve ser determinante na distribuição das espécies. Constatou-se que, assim como nas florestas tropicais úmidas, formigas cortadeiras na Caatinga se beneficiam com perturbações antrópicas e esse efeito positivo deve-se ao relaxamento dos controles tróficos. Quanto a disponibilidade de biomassa, não observamos efeito sobre a densidade de colônias, o que atribuímos à estação chuvosa, período em que o recurso é abundante.

PALAVRAS-CHAVE: *Atta* - Densidade de colônias - Perturbações antrópicas.

INTRODUÇÃO

As perturbações antrópicas são comumente associadas a efeitos deletérios sobre a biodiversidade. Entretanto, elas podem beneficiar determinadas guildas ou grupos biológicos variando (Murcia 1995). Por exemplo, enquanto alguns grupos são afetados negativamente pelas bordas florestais como as espécies arbóreas tolerantes a sombra (Laurence 1991), as espécies pioneiras são favorecidas pelas condições presentes nas bordas (Williams-Linera 1990).

Dentre os grupos “vencedores” que se beneficiam com as perturbações estão as formigas cortadeiras (*Atta* spp.). Essas formigas podem cortar até 13% das espécies de plantas e interagir com até 50% das espécies dentro de sua área de forrageio, afetando diretamente desde indivíduos e comunidades até ecossistemas (Wirth et al. 2003). As formigas são consideradas os herbívoros dominantes nos neotrópicos, exercendo papel fundamental na estruturação das comunidades vegetais (Wirth et al. 2003).

Nas Florestas Tropicais Úmidas, as perturbações antrópicas têm demonstrado um efeito positivo sobre a comunidade de formigas cortadeiras devido ao aumento da densidade de colônias em floresta secundárias (Vasconcelos & Cherrett 1995), em pequenos fragmentos florestais (Rao 2000) e ao longo de bordas florestais (Wirth et al. 2007). Esses efeitos positivos têm sido atribuídos principalmente ao relaxamento dos controles tróficos, demonstrando que a perda de habitat e isolamento podem levar a eliminação de inimigos naturais (controles *top-down*) e o aumento de plantas pioneiras na borda florestal favorece as formigas cortadeiras (controle *bottom-up*) (Terborgh et al. 2001, Oliveira et al. 2004, Urbas et al. 2007).

Dada a importância das formigas cortadeiras nos ecossistemas em que ocorrem e a escassez de estudos em florestas secas, surgiu a questão de como estariam distribuídas estas espécies na Caatinga. Deste modo, o estudo teve como objetivo analisar a distribuição das colônias de *Atta* spp. ao longo de um gradiente horizontal de perturbação. O estudo foi baseado em duas hipóteses mutuamente excludentes, a primeira é de que assim como nas Florestas Tropicais Úmidas, as espécies

de *Atta* seriam favorecidas pelas perturbações antrópicas, mesmo num cenário de perturbações crônicas que atuam na Caatinga. Assim, espera-se uma redução na densidade de colônias com o aumento da distância da borda. A segunda hipótese é de que a distribuição das colônias esta correlacionada com a biomassa disponível, pois em um ambiente sazonal como a Caatinga, a disponibilidade de recursos deve ser determinante na distribuição das espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Realizamos o estudo na trilha do Chapadão (8° 25'18"S, 37°3'21"O), situada no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios pernambucanos de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. A topografia é caracterizada por elevações tabulares que variam de 600 a 1000 m de altitude (Rodal et al. 1998), os maiores índices pluviométricos ocorrem entre os meses de abril e junho, com precipitação média anual de 300 a 500 mm (SUDENE 1990). A fitofisionomia é de Caatinga densa e aberta, submetida a diferentes níveis de perturbação (MMA 2001). O clima característico é o tropical semi-árido, com temperatura média anual de 23° C (Geise et al. 2010).

Coleta dos dados

Consideramos a proximidade das áreas de estradas como um *proxy* para perturbação antrópica, de modo que a maior proximidade com a estrada indicaria um maior grau de perturbação. Delimitamos seis transectos de 300 x 20m, longínquos entre si a uma distância de pelo menos 20 metros. Ao longo dos transectos, georrefenciamos com o auxílio de um GPS e contabilizamos as colônias de *Atta* spp., e identificamos as áreas quanto ao tempo de regeneração (corte raso recente e maior tempo de regeneração). A distribuição das colônias ao longo dos transectos é evidenciada na Figura 1. Consideramos as colônias que estavam distantes entre si pelo menos 10 metros como diferentes. Identificamos as espécies a qual a colônia pertencia através da coleta e identificação da formiga soldado. Também contabilizamos as colônias abandonadas para fins informativos.

Dividimos os transectos em setores de 50 m, convertimos a distância em hectare e determinamos a densidade de colônias por unidade de área. Assim, cada classe de distância (0-50, 51-100, 101-150, 151-200, 201-250, 251-300 m) teve um total de seis réplicas.

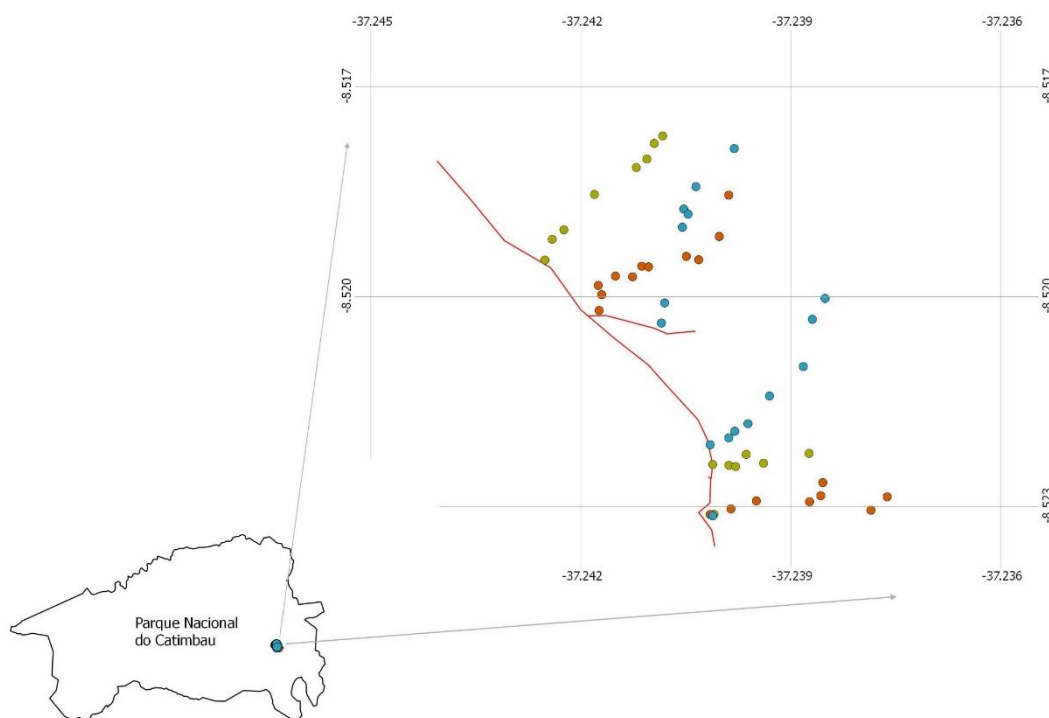


Figura 1 – Distribuição das colônias de saúvas (*Atta* spp.) ao longo de seis transectos na trilha da Chapadão no Parque Nacional do Catimbau (PE- Brasil).

Análise dos dados

Ao final, comparamos a densidade de ninhos em cada setor de distância através de uma ANOVA 2 fatores, considerando as variáveis explicativas distancia da estrada e tempo de regeneração. Foram considerados significativos valores de $p \leq 0,05$. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2016)

RESULTADOS

Registramos um total de 45 colônias, sendo 18 de *Atta sexdens* e 11 de *A. laevigata*, o restante consistiu de colônias abandonadas (Figura 2).

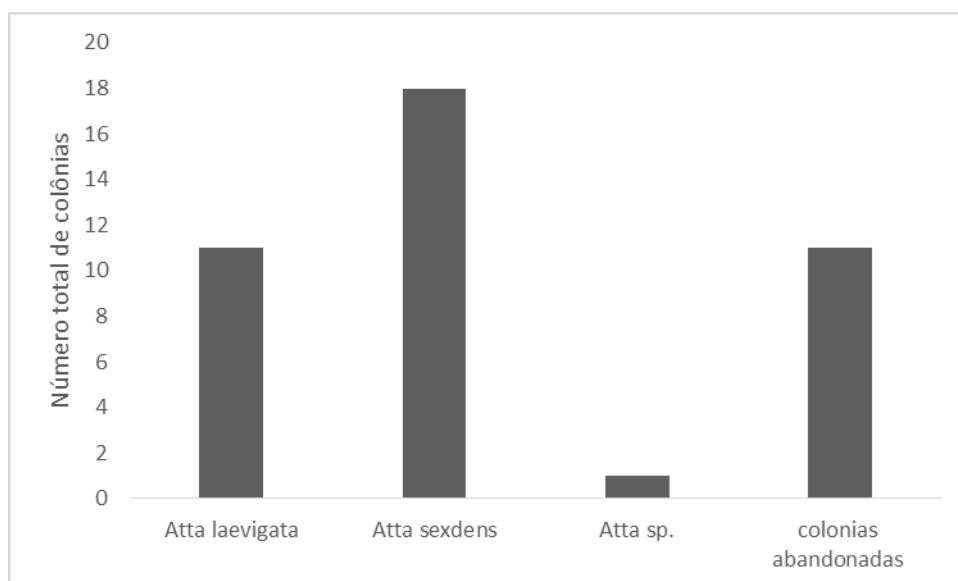


Figura 2 – Número total de colônias de saúvas (*Atta* spp.) amostradas ao longo de seis transectos na trilha da Chapadão no Parque Nacional do Catimbau (PE- Brasil).

A densidade de colônias de *Atta* spp. foi influenciada positivamente pela perturbação, de modo que quanto maior a distância da borda menor a densidade de colônias ($F = 3,13$; $p = 0,02$, Figura 3). Por outro lado, a biomassa não influenciou a densidade de colônias ($F = 0,015$; $p = 0,90$; Figura 3).

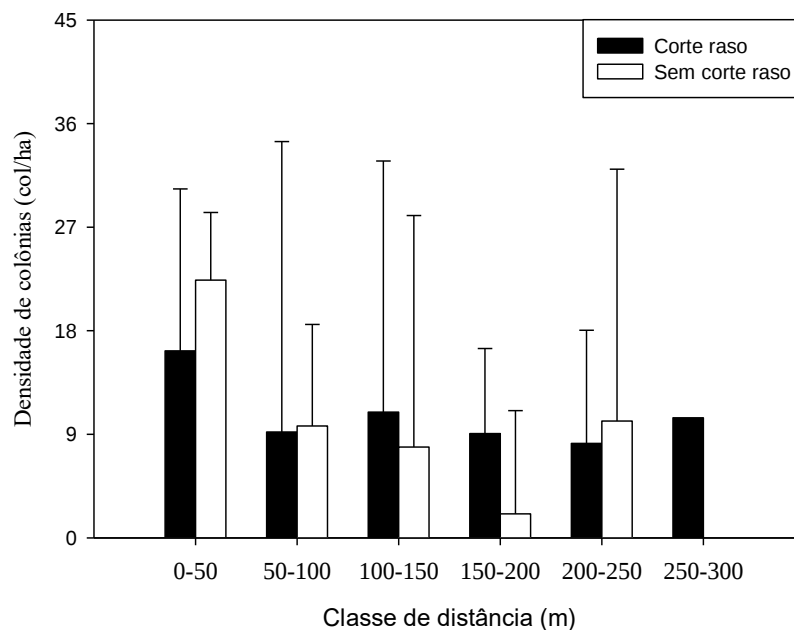


Figura 3 – Densidade de colônias de saúvas (*Atta* spp.) distribuídas em classes de distâncias amostradas na trilha da Chapadão no Parque Nacional do Catimbau. As barras são a média e a barra de erro é o intervalo de confiança de 95%.

DISCUSSÃO

Constatamos que, assim como nas florestas tropicais úmidas, as formigas cortadeiras da Caatinga se beneficiam com as perturbações antrópicas. Embora nossos dados não sejam suficientes para acessar o mecanismo por trás desse padrão, acreditamos que o efeito positivo das perturbações antrópicas sobre as formigas cortadeiras siga os mesmos mecanismos encontrados para florestas úmidas. Esses mecanismos envolvem o relaxamento dos controles tróficos, como por exemplo, a preferência das formigas cortadeiras por espécies pioneiras, que apresentam uma baixa eficácia de defesa contra herbivoria e tendem a proliferar em áreas perturbadas (Coley 1983; Laurance et al. 1998; Wirth et al. 2003). É possível que o mesmo processo ocorra na Caatinga, uma vez que elas preferem espécies plantas consideradas colonizadoras (F.Siqueira, comunicação pessoal) e essas plantas são mais abundantes áreas pós-perturbação neste ecossistema como evidenciado por Bullock et al. (1995).

A biomassa não influenciou a densidade de colônias neste período, pois na estação chuvosa, o recurso é bastante abundante e esse grupo apresenta uma grande área de forrageio. Comportamento verificado para *Atta sexdens* que pode forragear oportunisticamente, utilizando tanto árvores, como recursos efêmeros – plântulas, flores, folhas mortas da serapilheira (Vasconcelos 1990). De modo que a distância do recurso não é necessariamente um fator muito limitante para a distribuição das colônias.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos monitores Felipe, Zezinho, e Fernanda pela ajuda no trabalho de campo e nas análises estatísticas e a Gisele Milare pela confecção do mapa de distribuição de colônias de saúvas ao longo da área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bullock, H. A., Mooney, E. M. 1995. Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge University Press. pp. 35-63.
- Geise, L; Paresque, R; Sebastião, H.; Shirai, L.T.; Astúa, D.; Marroig, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. Check List. 6.
- Laurance, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. Biological Conservation 57:205-219.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79:2032–2040.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade na Amazônia brasileira. Brasília: MMA/SBF.

- M.R.V. (Org.). Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga suporte a estratégias regionais de conservação. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, Brasil.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: application for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.
- Oliveira, M.A., Grillo, A.S. & Tabarelli, M. 2004. Forestedge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree speciesassemblages. *Oryx* 38:1–6.
- R Core Team (2016) R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.4. RFoundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Rao, M. 2000. Variation in leaf-cutter ant (*Attasp.*) densities in forest isolates: The potential role of predation. *Journal of Tropical Ecology* 16: 209–225.
- Rodal, N.J.; Araújo, F.S.; Barbosa, M.R.V. 2005. Vegetação e flora em áreas prioritárias para conservação da Caatinga. Terborgh, J., Lopez, L., Nunez, V.P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife: SUDENE.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nunez, V. P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926.
- Urbas, P., Araújo Jr., M.V., Leal, I.R. & Wirth, R. 2007. Cutting More from Cut Forests: Edge Effects on Foraging and Herbivory of Leaf-Cutting Ants in Brazil. *Biotropica* 39(4): 489–495.
- Vasconcelos, H.L., Cherrett, J.M. 1995. Changes in leaf-cutting ant populations (Formicidae:Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 30:107–113.

- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78:356-373.
- Wirth, R., Meyer, S.T., Almeida, W.R., Araújo Jr., M.V., Veralucia S. Barbosa, V.S. & Leal, I.R. 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Attasp.*) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* 23:501–505.
- Wirth, R., Beyschlag, W., Ryel, R., Herz, H. & Oldobler, H. B. 2003. The herbivory of leaf-cutting ants. A case study on *Attacolombica* in the tropical rainforest of Panama. Springer Verlag, Berlin. 230 pp.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

LIVRES

16 PLASTICIDADE FENOTÍPICA EM DUAS ESPÉCIES VEGETAIS NA SERRA DA CAPIVARA – PIAUÍ

Hugo G. Candido¹, Carlos Henrique F. Silva², Lina Adonay Urrea-Galeano³, Marcela M. W. M. Santos², Sílvia C. F. Pereira²

¹Programa de Pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas– Universidade Federal de Viçosa

²Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica– Universidade Federal de Pernambuco

³Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas–Universidad Nacional Autónoma de México

RESUMO

Plasticidade fenotípica confere maior adaptação a ambientes cujo meio físico é restritivo, como a Caatinga, que possui elevadas temperaturas, alto índice de radiação solar e baixa pluviosidade. No entanto, as plantas adaptadas às restrições presentes nesse ecossistema também apresentam plasticidade fenotípica para condições mais úmidas e sombreadas? Esse trabalho objetivou verificar a existência de plasticidade fenotípica na medida de área foliar de indivíduos de *Zizyphus joazeiro* (Rhamnaceae) e *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Leguminosae) numa área de Caatinga no PARNA da Serra da Capivara. Foram coletados 30 indivíduos de cada espécie, 15 em ambientes abertos e 15 em boqueirões (regiões mais úmidas e com menor incidência de luz solar direta). Encontramos plasticidade no caráter escolhido para as duas plantas nos dois ambientes, com a área foliar maior em ambientes mais sombreados. *Zizyphus joazeiro*, apresentou maior índice de plasticidade fenotípica que *Senna spectabilis*. Plantas em ambientes sombreados tendem a investir em área foliar a fim de aumentarem sua superfície fotossintetizante. Em ambientes ensolarados, como a luz não é limitante, elas tenderiam a reduzir superfície foliar para evitar perda hídrica.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga - Filtro ambiental - Plasticidade fenotípica.

INTRODUÇÃO

De maneira simples, a plasticidade fenotípica pode ser definida como a capacidade de expressar variações de fenótipos em diferentes tipos de ambientes. Tal plasticidade confere inúmeras vantagens adaptativas tanto para o indivíduo como para a espécie, tornando-os melhores competidores em ambientes menos estressantes, por exemplo (Tilman 1982). Espécies com alta plasticidade são consideradas melhores colonizadoras também, pois teriam a capacidade de expressar uma gama grande de fenótipos para vários tipos de ambientes (Matezans, Gianoli & Valladares 2010) e podem ter sido selecionadas por ambientes com flutuação sazonal de recursos, por exemplo, pois as plantas adaptadas a essa situação teriam a capacidade de responder melhor a situações muito discrepantes mudando seu fenótipo (Willians, Make & Black 1995).

O ecossistema Caatinga é um exemplo de ambiente cujo meio físico é estressante (Nimer 1989). Com alta incidência de radiação solar ao longo de todo o ano, altas temperaturas e períodos de secas que podem durar entre 2 e 5 anos (Araújo et al. 2005), os quais funcionam como um grande filtro ambiental. Tais filtros atuam selecionando características adaptativas nos indivíduos que ali se encontram para suportarem as restrições impostas pelo meio, como raízes profundas, diminuição da área foliar, espessamento de cutículas e perda de folhas em períodos mais secos (Begon 2006).

A Caatinga localiza-se em quase sua totalidade nas grandes depressões interplanálticas e sobre alguns planaltos (Santos et al. 2005). O relevo é predominantemente plano e com baixos desníveis, o que acaba padronizando a paisagem e a homogeneizando numa escala regional (Santos et al. 2005). Enclaves e desníveis abruptos de relevo não são regra, mas acabam criando alguns habitats que permitem a sobrevivência de formas de vida com outras estratégias e adaptações que não suportariam os filtros abióticos impostos pelos ecossistemas de Caatinga típicos. Tais ambientes são habitados pelas espécies comuns da Caatinga aberta? Quais características os vegetais possuem que os permitem habitar ambientes tão diferentes? Apesar dos filtros ambientais severos da Caatinga selecionarem atributos de resistência a seca e temperatura elevada, as espécies encontradas nesse ambiente também possuem alguma plasticidade que as permitiria viver em ambientes mais úmidos, de menor temperatura e incidência de radiação solar?

Pensando nessas questões, o presente trabalho teve como objetivo verificar se existe plasticidade fenotípica em relação a área foliar em áreas com diferentes incidências de luz solar e umidade no Parque Nacional da Serra da Capivara. Para isso, utilizamos duas espécies de plantas com estratégias diferentes: uma espécie pereneifólia, *Zizyphus joazeiro* (Rhamnaceae), e uma espécie caducifólia, *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Leguminosae). Buscou-se verificar se, apesar das estratégias diferentes em relação à restrição hídrica, ambas as espécies apresentam o mesmo tipo de plasticidade nos diferentes ambientes. Nossa hipótese foi que plantas presentes na área exposta e menos úmida apresentariam uma menor área foliar do que as plantas nas áreas de menor incidência de luz solar direta porque em áreas mais expostas, uma menor área foliar implicaria em menor evapotranspiração num ambiente em que a água é um fator limitante. Além disso, um ambiente mais sombreado pode levar a um aumento da área foliar, afim de aumentar a superfície fotossintetizante (Valladares 2000).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado no Parque Nacional da Serra da Capivara – Piauí. Uma das características singulares do PARNA é a presença de inúmeros paredões de rocha sedimentar e arenitos. Tais paredões possuem reentrâncias (verdadeiros cânions, com larguras e profundidades variados), com um microclima próprio, mais úmido e sombreado quando comparado com o clima em áreas mais abertas, e são chamados de boqueirões.

Coleta dos dados

Foram escolhidos dois tipos de ambientes para testar a hipótese proposta: um boqueirão e um ambiente aberto. Tais ambientes foram escolhidos com a finalidade de explorar extremos climáticos dentro do ecossistema da Caatinga. Nesses dois tipos de ambientes, duas espécies de porte arbóreo foram escolhidas: *Zizyphus joazeiro* (Joazeiro), planta pertencente à família Rhamnaceae e *Senna spectabilis* (Canafístula) var. *excelsa*, da subfamília Caesalpinaceae. A escolha das espécies seguiu alguns critérios: presença e

abundância de indivíduos nos dois ambientes, distância filogenética (famílias diferentes eliminariam fatores ligados à proximidade filogenética) e estratégias de vida diferentes – *Zizyphus joazeiro* é uma espécie perene, as quais perdem as folhas somente em situações muito drásticas, como eventos de secas esporádicos de longa duração, enquanto que *Senna spectabilis* é uma espécie caducifolia.

Foram escolhidos 30 indivíduos de cada espécie, 15 em cada tipo de ambiente. Em cada indivíduo, foram coletadas três folhas inteiras, completamente expandidas e sem traços de herbivoria aparente. As folhas coletadas eram as mais expostas do primeiro ramo que se destacava do tronco. Para as folhas simples de *Z. joazeiro*, foram medidos largura e comprimento, enquanto que para as folhas compostas de *S. spectabilis*, o seguinte procedimento foi adotado: medições do comprimento e a largura de seis folíolos por folha, sendo duas do ápice, duas do meio e duas da base. Para estimativa da área foliar, foram consideradas as folhas como elipses perfeitas e foi calculada a área da elipse (Figura 1).

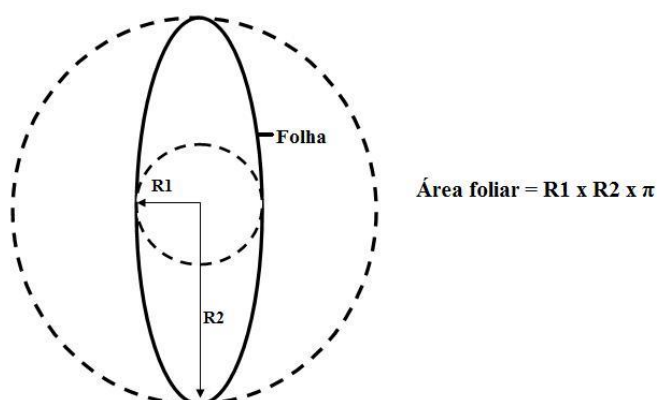


Figura 1 – Fórmula da estimativa da área foliar/foliolar.

Também foram medidas a média de número de folíolos por folha em cada tipo de ambiente e, após o procedimento supracitado para cálculo de área foliolar, foi estimada a medida da área foliar multiplicando a área foliolar pela média do número de folíolos. Após os cálculos, foi feita uma média da área foliar por indivíduo.

Análises estatísticas

Para verificar se a área foliar difere entre os dois tipos de habitat (boqueira e área aberta) foi utilizado teste-t no programa *Statistica*, versão 7.0 (Stat-Soft 2004). Para investigar se os filtros ambientais atuam diferentemente e como influenciam a variedade de fenótipos em ambas as áreas, foi calculado o Índice de Plasticidade Fenotípica (Valladares et al. 2000), que consiste em mensurar o tamanho da variação de um determinado atributo – nesse caso, área foliar. Esse índice é calculado da seguinte forma: maior área foliar média menos a menor área foliar média, dividida sobre a maior área foliar média. O índice varia de 0 a 1, com valores próximos a 0 para atributos que variam muito pouco e valores próximos a 1 para atributos variando muito (alta plasticidade).

RESULTADOS

De maneira geral, as plantas presentes nos boqueirões apresentaram área foliar média maior do que as plantas presentes em ambientes abertos (Tabela 1). Nos dados obtidos, *S. spectabilis* apresentou uma área foliar média 1,5 vezes maior no boqueirão do que em áreas abertas (Tabela 1; Figura 2), enquanto *Z. joazeiro* apresentou área foliar média dentro dos boqueirões 1,3 vezes maior do que em áreas abertas (Tabela 1; Figura 3).

Tabela 1 – Média das áreas foliares para os dois ambientes dentro e fora de um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara.

	Área foliar (cm ²)			t	G.L.	P
	Boqueirão	Área aberta				
<i>S. spectabilis</i>	157,7	102,4	± 0.95	4.29	28	< 0.05
<i>Z. joazeiro</i>	44,0	34,2	± 0.95	3.06	28	<0.01

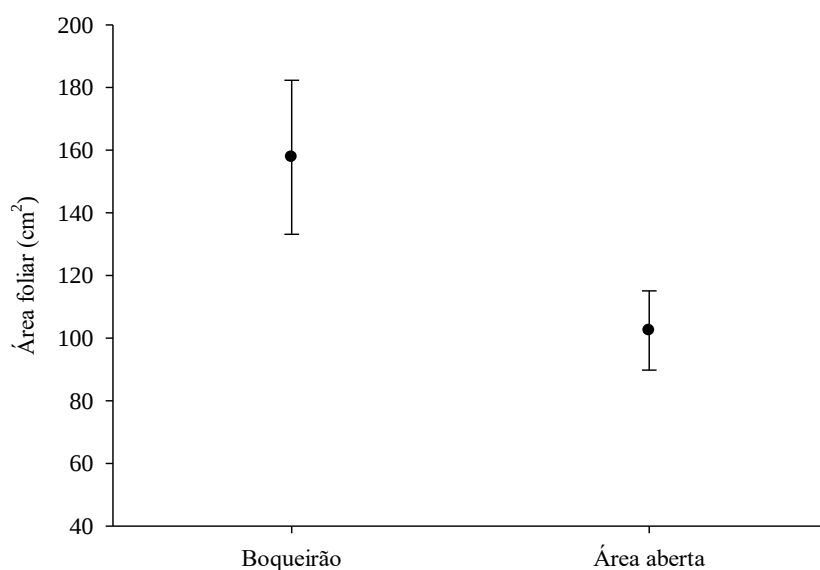


Figura 2 – Diferença entre áreas foliares de indivíduos de *Senna spectabilis* dentro e fora de um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara. O ponto preto representa a média da área foliar dos indivíduos e as barras representam o erro padrão.

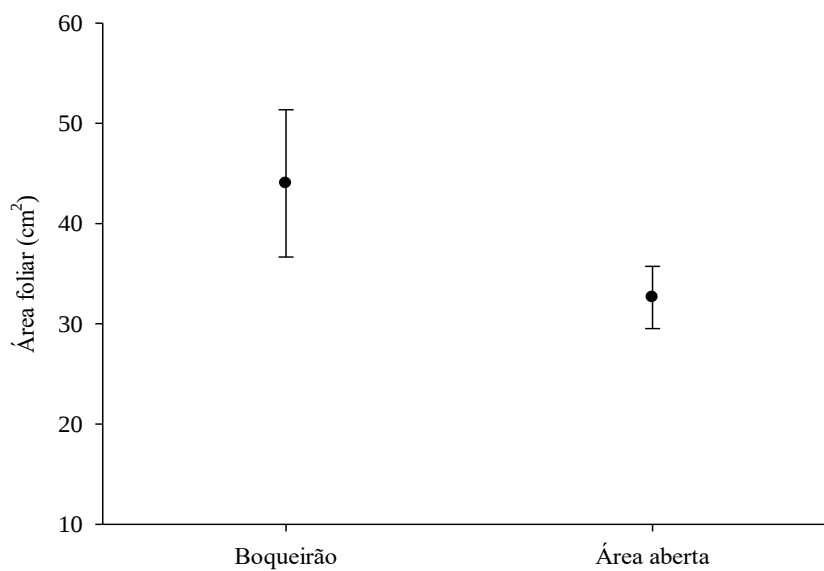


Figura 3 – Diferença entre áreas foliares de *Zizyphus joazeiro* dentro e fora de um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara. O ponto preto representa a média da área foliar dos indivíduos e as barras representam o intervalo de confiança.

Considerando o índice de plasticidade fenotípica, *S. spectabilis* teve índices intermediários, variando pouco entre áreas abertas e áreas sombreadas (Figura 4), enquanto *Z. joazeiro* obteve índices mais variáveis entre as áreas (Figura 4). *Z. joazeiro* foi a espécie com maior índice nas áreas sombreadas, variando 1,7 vezes mais nos boqueirões do que em áreas abertas.

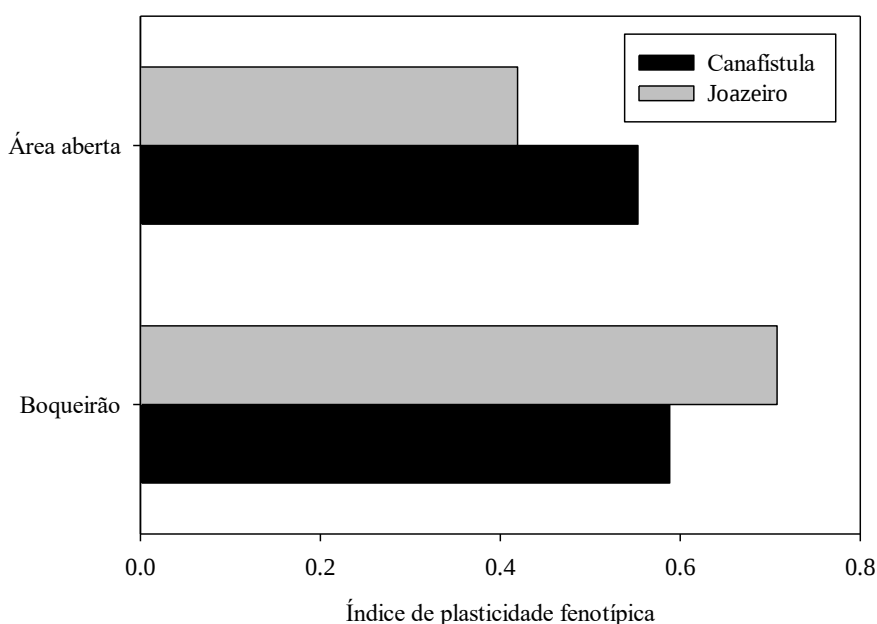


Figura 4 – Índice de plasticidade fenotípica [(média máxima - média mínima) / média máxima] de Canafístula (*Senna spectabilis*) e Joazeiro (*Zizyphus joazeiro*) dentro e fora de um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara.

DISCUSSÃO

As espécies estudadas apresentaram uma variação fenotípica clara, evidenciando características que também conferem uma maior adaptação aos ambientes com menor incidência de luz solar, muito diferentes dos ambientes que se encontra comumente na Caatinga. É plausível assumir que atributos que confirmam adaptação às condições mais úmidas e sombreadas não estivessem presentes em espécies da Caatinga, uma vez que esses boqueirões são ambientes de exceção no ecossistema. Talvez tais adaptações sejam uma característica selecionada em períodos mais úmidos e que ainda permaneçam dormentes em algumas

espécies que habitam o ecossistema. Vale aqui ressaltar uma observação feita durante as coletas: ao que tudo indica, existe uma baixa similaridade florística entre as espécies presentes no boqueirão e as espécies presentes em áreas de caatinga mais abertas. Tal fato observado leva a crer que, mesmo que seja possível que plantas de Caatinga tenham plasticidade para conseguirem sobreviver em ambientes mais úmidos e sombreados, essa não é uma característica comum para as espécies de plantas da Caatinga.

Espécies sujeitas a filtros ambientais mais severos tendem a apresentar uma convergência nas características morfológicas e funcionais, diminuindo a amplitude da variância de uma dada característica que é restringida pelo meio (Valladares 2000). Na prática, em ambientes abertos, com alto índice de radiação solar e temperatura elevada, plantas tendem a apresentar folhas menores e essa característica tende a variar menos, do que em ambientes sombreados, onde os filtros ambientais são menos severos. O que encontramos em relação ao índice de plasticidade fenotípica para as duas espécies corrobora tais predições. Ambas as espécies tiveram seus índices de plasticidade menores em áreas abertas, ou seja: a característica área foliar variou menos em ambientes abertos, do que comparados com ambientes sombreados. Joazeiro foi a espécie que menos variou em áreas abertas, uma vez que não perde as folhas durante a estação seca e precisa regular melhor tal característica do que a Canafístula, que, por ser caducifólia, adota a estratégia de evitar períodos secos. Ao mesmo tempo, em ambientes sombreados, Joazeiro também foi a que apresentou o maior índice de plasticidade, devido, talvez, ao fato de se estabelecer preferencialmente em locais cujo lençol freático é mais raso (Lima 1989) e ter mais acesso a água – não precisaria, portanto, ter um controle maior da plasticidade de sua área foliar.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos imensamente ao Xavier, vigilante do PARNA da Serra da Capivara, que nos acompanhou nas coletas, auxiliou na identificação das espécies vegetais e áreas estudadas. À Universidade Federal de Pernambuco, pelo suporte logístico e oferecimento do curso ECCA 2014, e aos pelos professores Flavio Maës e Inara Roberta Leal pelas considerações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, F. S., Rodal, M. J. N. & Barbosa, M. R. V., 2005. Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga. Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília – DF, Brasil.
- M. Harper, J.I. & Townsend, C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. 3ª ed. Blackwell Science, oxford. USA.
- Lima, D. A., 1989. Plantas das Caatingas. Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro
- Matesanz, S., Gianoli, E. & Valladares, F. 2010. Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1206: 35–55.
- Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE-SUPREN, 2a edição. Rio de Janeiro.
- Santos, B. A., Barbosa, D. C. A. & Tabarelli, M., 2007. Directional changes in plant assemblages along an altitudinal gradient in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 67: 777-779.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Tilman, D., 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton.
- Tilman, D., 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, Princeton.
- Valladares, F., S Wright, S. J., Lasso, E., Kitajima, K., Pearcy, R. W., 2000. Plastic phenotypic response to light of 16 congeneric shrubs from panamaian rainforest. *Ecological Society of America*. 81: 1925 – 1936.
- Williams, D. G., Mack, R. N. & Black, R. A. 1995. Ecophysiology of the introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii – The role of phenotypic plasticity. *Ecology*, 76: 1569–1580.
- Wilson, S.D. & Tilman, D., 1991. Components of plant competition along an experimental gradient of nitrogen availability. *Ecology* 72:1050–1065.

17 INFLUÊNCIA DA LUZ SOBRE A RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE PLANTAS DO ESTRATO HERBÁCEO NA CAATINGA

Eurico A. Sczesny-Moraes¹, Gisele Milaré¹, Camila M. Barbosa², Alexandre Souza de Paula², Janaína H. A. Lopes³

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais.

RESUMO

A luz é fundamental para a realização da fotossíntese e, portanto, importante para o desenvolvimento das plantas. A abertura no dossel tem uma influência direta na distribuição da luz que chega aos estratos herbáceos, podendo ser um recurso limitante para algumas plantas desse estrato. Nesse contexto, decidimos avaliar a relação entre a abertura do dossel e a riqueza e abundância de plantas do estrato herbáceo, através da incidência de luz que chega até a cobertura vegetal próxima do solo. O estudo foi realizado em um boqueirão com caatinga arbustiva densa localizada no Parque Nacional da Serra da Capivara, com levantamento de abertura de copa através de fotografias hemisféricas, e de área coberta por herbáceas. Os indivíduos que estavam no solo foram contados e identificados, e foi estimado o teor de água no solo. Nós encontramos que quanto maior a abertura de dossel, maior a abundância e riqueza de plantas no estrato herbáceo. Nossos resultados apontam que a luz é um filtro ambiental importante para a comunidade de plantas presentes no estrato herbáceo em boqueirões da Caatinga.

PALAVRAS-CHAVE: Abertura de dossel - Incidência luminosa - Comunidade de plantas.

INTRODUÇÃO

A radiação solar é utilizada por plantas em processos metabólicos, e tal radiação pode ser absorvida, refletida ou transmitida, dependendo da quantidade de energia que chega a planta (Begon et al. 2006). A radiação solar é fundamental para a realização da fotossíntese, por exemplo, é por isso é considerada um importante fator para a sobrevivência e desenvolvimento das plantas.

As copas das árvores que se localizam nos estratos superiores podem se comportar como barreira contra a radiação solar para os estratos inferiores. Dessa forma, a abertura no dossel tem uma influencia direta na distribuição de luz que chega aos estratos herbáceos, e possui um papel importante na determinação de abundancia e diversidade de plantas (Frazer 2009). A adaptação das plantas do extrato inferior depende do ajuste do seu aparelho fotossintético, de modo que a luminosidade seja utilizada de maneira mais eficiente possível mesmo quando em pouca quantidade (Almeida et al. 2004). Algumas características morfológicas de plantas que ocorrem no estrato herbáceo refletem estratégias de sobrevivência nesses ambientes de pouca luz. Exemplos dessas características podem ser o crescimento das plantas, a diferenças de peso entre a parte aérea e a parte subterrânea, e a área foliar (Nakazono et al. 2001).

Ao contrário de florestas úmidas, o principal fator limitante para as plantas na Caatinga não é a luz e sim a água (Sampaio 2010). Entretanto, existem áreas de exceção na Caatinga como os boqueirões (similares a cânions) que são muito sombreadas e apresentam um microclima diferente da maioria da Caatinga, como por exemplo, alta umidade e baixas temperatura. Nessas áreas, onde não há uma escassez de água muito grande, a luz pode representar um filtro ambiental importante para a germinação e estabelecimento das plantas no estrato herbáceo. Considerando isso, o objetivo do nosso estudo é investigar a riqueza e abundância de plantas do estrato herbáceo em relação à abertura do dossel em um boqueirão do Parque Nacional da Serra da Capivara.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional Serra da Capivara que forma o limite sul da bacia sedimentar do rio Parnaíba, com uma vegetação arbustiva arbórea. Foi percorrida a trilha Roça do Zeca, uma área de boqueirão com vegetação do tipo caatinga arbórea densa (Figura 1).

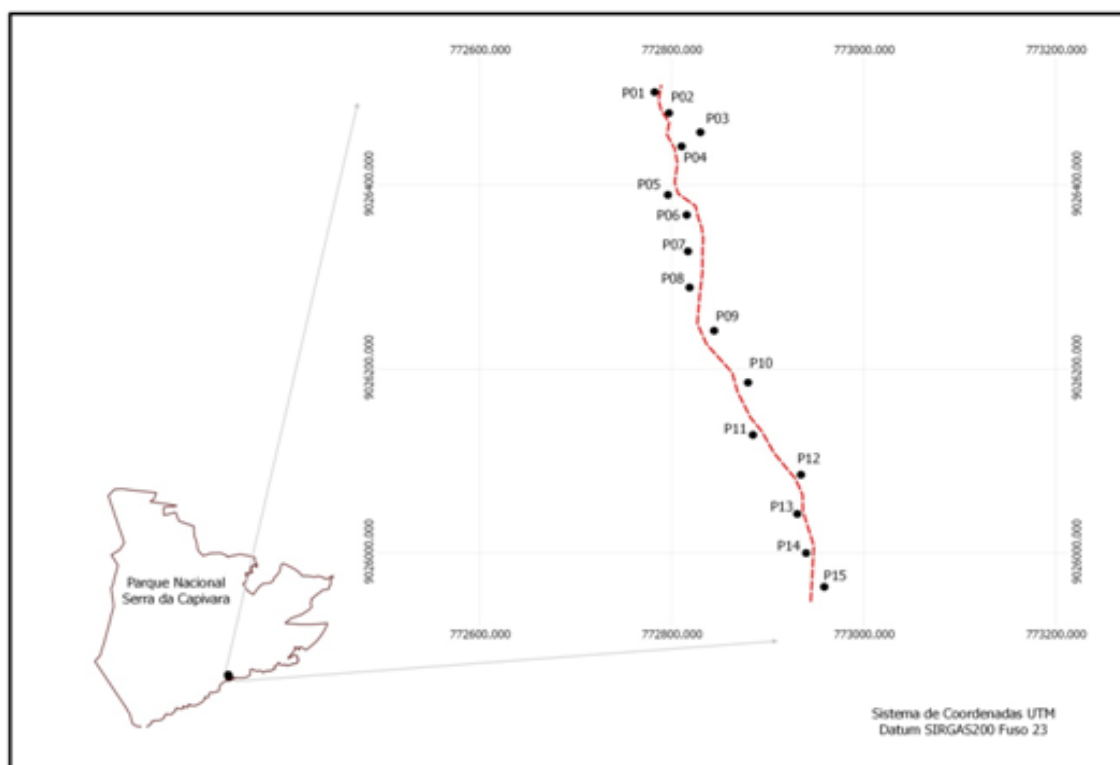


Figura 1 – Localização da área de estudo com pontos de coleta no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí.

Coleta dos dados

Inicialmente, foi demarcada uma parcela de 1 m² a cada 30 m, totalizando quinze parcelas ao longo de um transecto (Figura 1). No centro de cada parcela, no nível do extrato herbáceo, foi feita uma fotografia hemisférica do dossel a qual foi posteriormente analisada pelo programa Software Gap Light Analyzer que forneceu a porcentagem de abertura do dossel. Além de fotografar o dossel, também foi tirada uma fotografia de cada parcela para avaliar a porcentagem de área coberta por herbáceas. Os indivíduos que estavam no solo foram contados e morfotipados ou identificados em nível de espécie quando possível. Adicionalmente,

como a água também pode ser um fator limitante na área, coletamos amostras dos primeiros cinco centímetros do solo da área central da parcela, que foi levado para pesagem e posterior secagem para estimar o teor de água presente no solo.

Análises estatísticas

Para verificar a existência da relação entre o percentual de abertura do dossel e a cobertura vegetal, riqueza de espécies, e abundância de indivíduos no estrato herbáceo do solo, realizamos regressões lineares simples. Os dados de proporção (cobertura do solo e abertura do dossel) foram transformados em arco seno da raiz quadrada para cumprir o pressuposto de normalidade (Gotelli e Ellison, 2011). Para verificar se existia alteração no teor de água no decorrer da manhã, realizamos também uma regressão entre o horário de coleta e a disponibilidade de água no solo. Todas as análises foram feitas no programa R (R Core Team 2016).

RESULTADOS

A abertura mínima de dossel foi de 3,7% na parcela 2 e a máxima, 51,6 % na parcela 8 (Tabela 1). As parcelas 3 e 10 apresentaram apenas uma espécie de planta. A parcela 10 apresentou a maior riqueza, 11 espécies de herbáceas, e a parcela 11 apresentou 20 indivíduos, maior número entre parcelas. A densidade total de plantas foi de aproximadamente 12 indivíduos/m². A parcela 7 apresentou o menor teor de água no solo, 1,2% e a parcela 11 cerca de 10,9%. A parcela 10 apresentou o menor percentual de cobertura do solo pela vegetação, 1,2%. A parcela 1 apresentou 90,9% do solo coberto.

Tabela 1 – Dados de abertura do dossel, água no solo, cobertura de herbáceas no solo, riqueza e abundância de plantas no estrato herbáceo coletados em em boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí.

Parcela	Horário	Abertura da copa (%)	Riqueza de espécies	Abundância de indivíduos	Água no solo (%)	Cobertura do solo (%)
1	07:53	14,6	2	16	2,0	90,9
2	08:12	3,7	2	5	3,1	3,0
3	08:21	7,0	1	6	3,5	12,0
4	08:26	26,3	3	13	1,9	79,5
5	08:34	46,7	5	21	2,4	89,4
6	08:43	19,1	2	5	2,0	9,1
7	08:50	36,8	6	8	1,2	15,4
8	08:57	51,6	8	23	4,6	89,0
9	09:10	8,1	3	3	4,2	5,4
10	09:19	18,0	1	1	4,6	1,2
11	09:24	50,6	10	28	10,9	24,7
12	09:35	13,8	6	8	5,0	24,5
13	09:43	27,0	6	20	5,4	19,8
14	09:50	33,5	5	8	2,0	14,5
15	09:56	21,3	5	15	1,9	18,6

Encontramos uma relação positiva entre abertura do dossel e a riqueza de espécies, quanto maior foi a abertura do dossel, menor foi a riqueza de espécies (Figura 2). O mesmo padrão foi encontrado para a abundância de indivíduos (Figura 3). A abertura do dossel não influenciou o percentual de água no solo ($p = 0,258$) e nem a cobertura vegetal ($p = 0,086$).

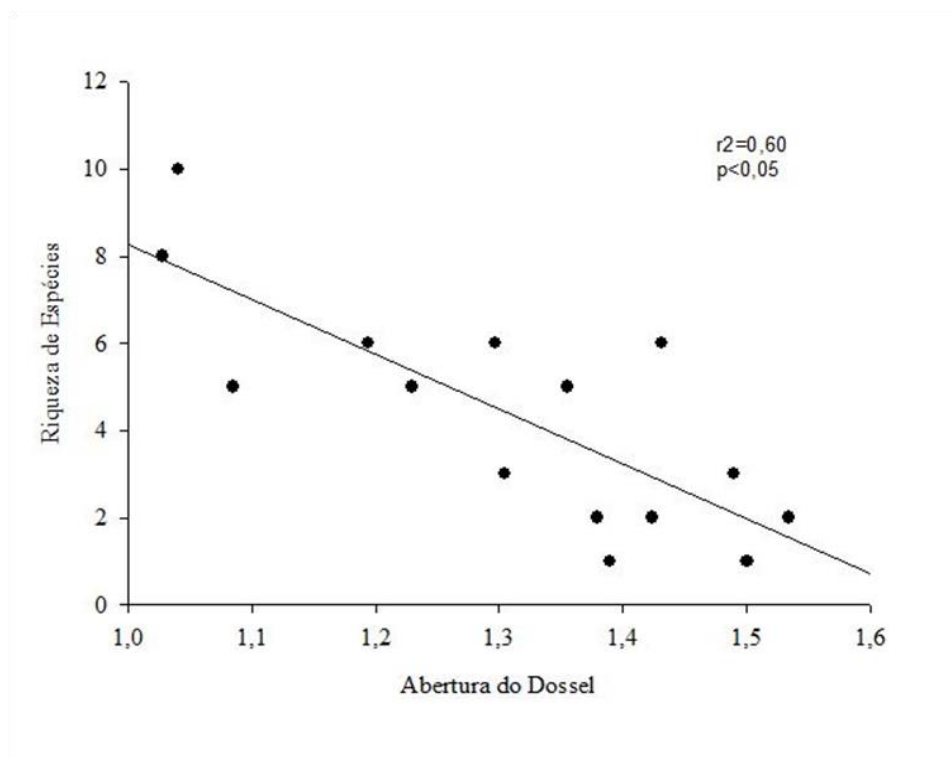


Figura 2 – Regressão linear simples entre a abertura do dossel e a riqueza de espécies de plantas presentes no estrato herbáceo em um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí.

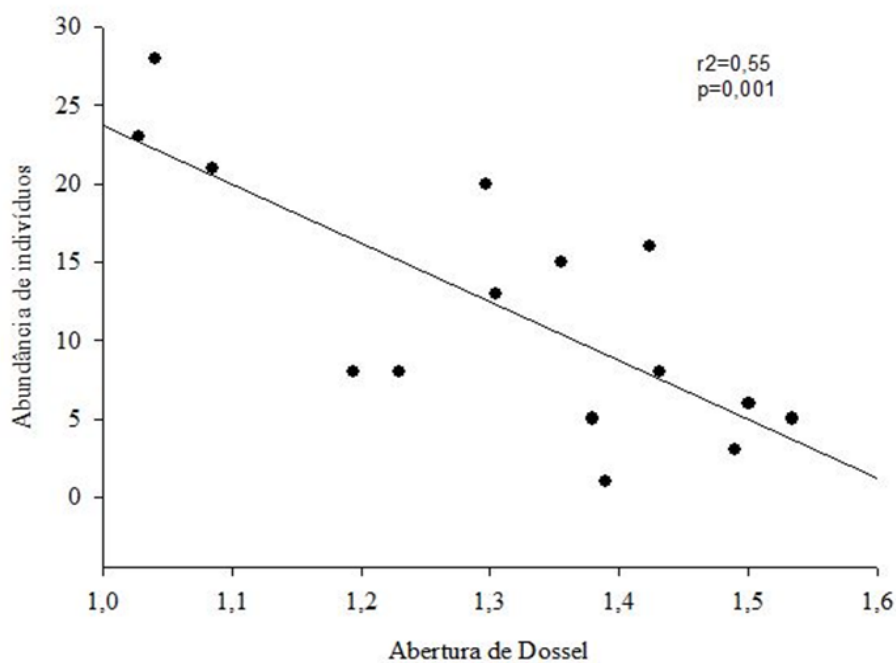


Figura 3 – Regressão linear simples entre a abertura do dossel e a abundância de plantas presentes no estrato herbáceo em um boqueirão no Parque Nacional da Serra da Capivara, Piauí.

Considerando a possibilidade de que no decorrer da manhã a quantidade de água poderia variar, realizamos uma correlação do percentual de água no solo e a hora de coleta. Não foi verificada uma diminuição significativa do percentual de água no solo, no decorrer da manhã. ($p = 0,244$).

DISCUSSÃO

Na Caatinga, ao contrário das florestas úmidas, a água é considerada o principal fator limitante para a biota como um todo, pois a região dispõe de abundante intensidade luminosa devido a sua posição geográfica, e a disponibilidade hídrica, além de pequena, é extremamente variável no tempo e no espaço (Sampaio 2010). No entanto, nossos resultados apontam que a abertura do dossel, utilizada com um *proxy* de disponibilidade de luz para o estrato herbáceo, influencia fortemente a riqueza e a abundância de plantas que se estabelecem no estrato herbáceo em boqueirões presentes na Caatinga.

Os boqueirões são considerados áreas de exceção na Caatinga por apresentarem microclima diferenciado e propiciarem um maior sombreamento para a vegetação que se estabelece dentro deles. Uma vez que nossos resultados apontam que a abertura de dossel, e não a disponibilidade de água no solo, influenciam positivamente a riqueza e abundância de plantas, a incidência de luz parece superar o papel da disponibilidade hídrica como filtro ambiental, selecionando as plantas que se estabelecem nos boqueirões.

Outro fator importante é que as plantas presentes no estrato herbáceo são anuais e de possuem um ciclo de vida curto, talvez para essas plantas que investem toda a sua energia para reproduzir em um curto período de tempo, a água seja um fator mais importante para promover a germinação dessas plantas. Por outro lado, a luz seja um fator importante ao longo da sua vida após a germinação.

Apesar de não encontrarmos relação entre a quantidade de água no solo e a comunidade de plantas no estrato herbáceo, uma maior incidência de luz representa uma maior temperatura e, consequentemente, maior evapotranspiração. Uma maior evapotranspiração provavelmente levará uma menor quantidade de água no solo. Diante disso, assumimos as limitações das nossas medidas pontuais de disponibilidade de água do

solo e sugerimos que estudos futuros investiguem o papel relativo da incidência de lua e disponibilidade de água sobre as plantas do estrato herbáceo tanto em áreas de exceção (como os boqueirões) quando em áreas típicas de Caatinga.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, L.P.; Alvarenga, A.A. & Castro, E.M. 2004. Crescimento inicial de plantas de *Cryptocaria aschersoniana* Mez. submetidas a níveis de radiação solar. *Ciencia Rural*. 34:83-88.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.H., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, USA.
- Frazer, G.W., Canham, C.D., Lertzman, K.P. 1999. *Gap Light Analyzer (GLA)*, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 1999. *Princípios de estatística em ecologia*. Porto Alegre: Artmed.
- Nakazono, E.M.; Costa, M.C.; Futatsugi, K. & Paulilo, M.T.S. 2001. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. *Revista Brasileira de Botânica* 24:173-179.
- R Core Team. 2016. *R: a language and environment for statistical computing*, version 3.2.4. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.
- Sampaio, E.V.S.B., 2010. Características e Pontencialidades. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga* (eds. Gariglio *et al.*), pp. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília-DF.

18 OS MOCÓS SELECIONAM AS PLANTAS PELA DUREZA DAS CASCAS NA ESTAÇÃO SECA?

Felipe S. Campos¹, Fagner Daniel Teixeira², Leila J.B. Gonçalves³, Márcia E.M. Fortunato³, Lilibeth Toledo-Chelala⁴

¹ Programa de Doctorat en Biodiversitat, Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Universitat de Barcelona – UB;

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG;

³ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE;

⁴ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.

RESUMO

Diante de condições ambientais adversas, a disponibilidade de alimento pode variar no espaço e no tempo e, conseqüentemente, tem influência direta sobre diferentes tipos de espécies. Diante disso, muitos animais selecionam alimentos de acordo com sua disponibilidade e facilidade de aquisição. Um exemplo é o roedor *Kerodon rupestris* (mocó) que se alimenta da casca das árvores em épocas mais secas com pouca disponibilidade de folhas. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar se os mocós selecionam plantas pela dureza das cascas em condições climáticas restritas. Amostras de cascas de plantas consumidas e não consumidas foram avaliadas no Parque Nacional Serra da Capivara, no estado do Piauí. Nossos resultados não corroboraram com a hipótese de que os mocós selecionam plantas pela dureza das cascas das árvores. No entanto, a utilização dessas plantas como alimento pode estar associada às características fitoterápicas que elas possuem, de modo que a dureza da casca não influencia o consumo das mesmas.

PALAVRAS-CHAVE: Forrageamento - *Kerodon rupestris* - Sazonalidade.

INTRODUÇÃO

A diversidade de condições ambientais que variam no tempo e espaço exerce uma pressão seletiva sobre os animais, de modo que eles constantemente tomam decisões sobre seu comportamento de forrageio (Cherret 1994). Muitas destas decisões se referem a alimentos: onde buscar alimento, por quanto tempo se alimentar e que tipo de alimento comer (Ricklefs 2003). Nesse sentido, a teoria do forrageamento ótimo tenta explicar estas decisões em termos dos potenciais custos e benefícios de cada tipo de comportamento realizado (Ricklefs 2003). Esta teoria inclui um aumento ou diminuição na amplitude da dieta, através dos quais um organismo maximiza a assimilação de alimentos por unidade de tempo, ou minimiza o tempo para obtê-los (Del-Claro & Torezan-Silingardi 2012).

Um modelo de animal que apresenta este tipo de comportamento é o *Kerodon rupestris* (mocó), um roedor endêmico da Caatinga que ocorre desde o leste do Piauí ao leste de Minas Gerais (Eisenberg & Redford 1992). Este roedor é um especialista de ambientes rochosos, geralmente compostos por uma vegetação arbustiva seca (Lacher 1981). Seus hábitos alimentares incluem uma variedade de folhas e brotos de plantas geralmente disponíveis em períodos chuvosos (Eisenberg & Redford 1992). No entanto, sabe-se que em épocas secas, estes animais se alimentam das cascas de árvores como fonte de alimento alternativa de espécies típicas da Caatinga. No Brasil, existem algumas outras espécies de mamíferos que também se alimentam de cascas de árvores, como *Tapirus* e *Saguinos* (Reis et al. 2006). No entanto, este comportamento alimentar está associado às suas atividades normais de dieta e não se referem a fontes de alimento alternativas em condições ambientais restritas (Reis et al. 2006).

Fenômenos climáticos extremos, tais como secas, são muito frequentes na Caatinga, o que têm modelado a vida animal e vegetal particular neste domínio morfoclimático (Prado 2003). Nesse sentido, este trabalho teve como objetivo investigar como os mocós selecionam as cascas de árvores das quais se alimentam em condições climáticas mais restritivas. Nossa hipótese é que os mocós selecionam as cascas de acordo com a dureza delas, de forma que eles selecionam principalmente as que possuem menor dureza para reduzir o gasto de energia envolvido no forrageio.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em um boqueirão com um porte arbóreo na trilha do desfiladeiro, dentro dos limites do Parque Nacional Serra da Capivara, localizado no Sudeste do Estado do Piauí (Figura 1), Nordeste do Brasil ($08^{\circ}54'23''\text{S}$; $42^{\circ}45'51''\text{O}$). O parque abrange uma área de 129.953 hectares e um perímetro de 214,23km, dentro dos municípios de São Raimundo Nonato, Coronel José Dias, João Costa e Brejo do Piauí (FUMDHAM 1998).



Figura 1 – Mapa de localização do Parque Nacional Serra da Capivara, no estado do Piauí, Nordeste do Brasil.

Coleta dos dados

Para avaliação da dureza das cascas das plantas utilizadas como recurso alimentar pelo mocó, foi calculada a densidade da casca, a qual foi considerada como uma variável indireta de dureza. Para isso, foi estabelecido um transecto de dois quilômetros, onde foram coletadas amostras de cascas a cada 100 metros,

totalizando 20 pontos de coleta. A espécie arbórea utilizada foi o *Combretum leprosum*, Combretaceae (mofumbo), pois sabe-se que esta espécie de planta é bastante utilizada como um alimento alternativo do mocó em épocas secas na Caatinga (D. Marcilio, comunicação pessoal). Dessa forma, em cada ponto foi coletada uma amostra de uma árvore consumida e uma de não consumida pelos mocós, ambas dentro de um raio de três metros, com uma distancia mínima de 1 metro entre si. Desta forma, as amostras foram consideradas como dados pareados.

Em cada árvore, uma amostra de casca de aproximadamente 3 cm² foi coletada com o auxílio de uma lâmina. Em laboratório, foram multiplicadas as medidas de comprimento, espessura e largura para avaliação do volume de cada amostra. Posteriormente, as amostras foram secadas em um forno a 240° durante 40 minutos para avaliação do peso seco em uma balança analítica. O cálculo de densidade foi realizado dividindo-se o peso seco pelo volume, tendo como resultado gramas por centímetro cúbico.

Análises estatísticas

Para avaliar se havia diferença da densidade de casca entre as plantas consumidas e não consumidas pelo mocó, foi realizado um teste “t” para dados pareados no programa R (R Core Team 2016).

RESULTADOS

As árvores utilizadas pelos mocós apresentaram circunferências entre 10 e 15 cm. A densidade média das cascas encontradas em plantas consumidas foi de $0,77 \pm 0,39$ g/cm³ (média $\pm$ desvio padrão) e de $0,67 \pm 0,25$ g/cm³ em plantas não consumidas. Entretanto, não encontramos diferenças entre a densidade das cascas entre os dois tipos de plantas ($t = 1,08$; $gl = 19$; $p = 0,14$; Figura 2).

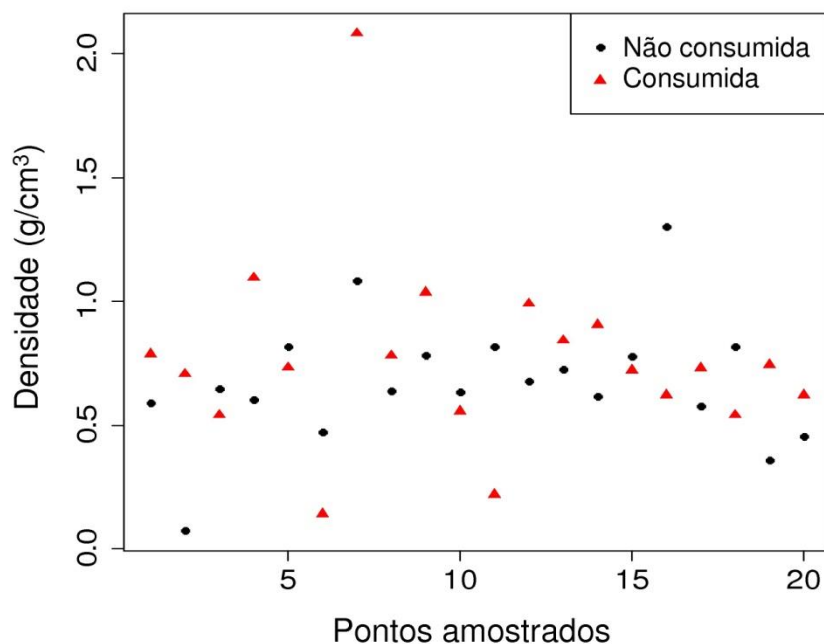


Figura 2 – Densidade de casca de árvores de *Combretum leprosum* (mofumbo) consumidas e não consumidas por *Kerodon rupestris* (mocó) nos pontos amostrados no Parque Nacional Serra da Capivara, estado do Piauí.

DISCUSSÃO

Nossos resultados não corroboraram com a hipótese de que os mocós selecionam plantas pela dureza das cascas das árvores. Apesar disto, foi observado que durante a seca na Caatinga, eles alteram sua estratégia de forrageamento, de modo que ao invés de buscarem por folhas e brotos de plantas, buscam por cascas de árvores (D. Marcilio, comunicação pessoal). Isto se justifica devido ao fato de que em períodos secos diversas plantas da Caatinga perdem suas folhas como uma estratégia adaptativa a seca (Leal et al. 2003).

Segundo Lorenzi (1998), o mofumbo apresenta características semidecíduas como uma potencial adaptação a ambientes secos, o que indica que esta planta se mantém disponível como um recurso potencialmente energético em diferentes sazonalidades, inclusive durante secas extremas (Cabrera & Willink

1973, Dinerstein et al. 1995), ao contrário de outras plantas utilizadas como alimento somente em períodos chuvosos (Lorenzi 1998).

Em adição, o mofumbo apresenta propriedades medicinais relacionadas ao tratamento de enfermidades, como doenças de estômago, dermatites e verminoses, inclusive em relação ao tratamento de doenças causadas por protozoários do gênero *Trypanosoma*. (Elisabetsky 2003). Isto sugere que a utilização do mofumbo pelos mocós pode estar associada às características antiparasitárias que esta planta possui.

Em adição, sabe-se que os mocós, assim como diversas outras espécies de roedores, são considerados como potenciais hospedeiros de parasitas do gênero *Trypanosoma*, o qual também é comumente encontrado em capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) (Franke et al. 1994). Este fato nos leva a crer que os mocós podem utilizar a casca do mofumbo, não somente como uma fonte energética de alimento, mas também como uma fonte alternativa para tratamentos anti-parasitas.

Portanto, a seletividade do mofumbo pelos mocós durante períodos secos em ambientes de Caatinga não apresenta uma relação com a dureza de suas cascas, de modo que a utilização deste recurso pode ser justificada devido a outros mecanismos biológicos desta planta, como facilidade de obtenção, palatabilidade e conteúdo nutricional, o que sugerem novas linhas de investigação sobre esta interação entre o mocó e o mofumbo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a José Domingos (Zezinho), Felipe Fernando da Silva Siqueira e Inara Leal pelos comentários e sugestões no manuscrito; e a Marcílio, guia do Parque Nacional Serra da Capivara, pelas informações fornecidas durante o estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cabrera A.L. & Willink A. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografía 13, Serie de Biología, OEA, Washington, D.C., USA.

- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. In: Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco (eds. J.C. Mascarenhas, B.A. Beltrão, L.C. Souza Jr., M.J.T.G. Galvão, S.N. Pereira, J.L.F. Miranda), pp. 187–197. CPRM/PRODEEM, Recife, PE, Brasil.
- Cherret, J.M. 1994. Ecological concepts. British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications, Cambridge, United Kingdom.
- Del-Claro, K. & Torezan-Silingardi, H.M. 2012. Ecologia de interações plantas-animais: uma abordagem ecológico-evolutiva. 1ª ed. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Dinerstein E.D., Olson M., Graham D.J., Webster A.L., Primm S.A., Bookbinder, M.P. & Ledec, G. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. World Bank, Washington, D.C., USA.
- Eisenberg, J.F. & Redford K.H. 1992. Mammals of Neotropics. Volume 3. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Elisabetsky, E. 2003. Etnofarmacologia. *Ciência e Cultura*, 55:35–36.
- Franke C.R., Greiner M. & Mehlitz D. 1994. Investigations of naturally occurring *Trypanosoma evansii* infection in horses, cattle, dogs and capybaras in Pantanal of Poconé (Mato Grosso, Brazil). *Acta Tropica* 58:159–169.
- Lacher T.E., Jr. 1981. The comparative social behavior of *Kerodon rupestris* and *Galea spixii* and the evolution of behavior in the Caviidae. *Bulletin of the Carnegie Museum* 17:1–71.
- Leal I.R., Tabarelli M. & Silva J.M.C. 2003. Ecologia e Conservação da Caatinga. Editora Universitária UFPE, Recife, PE, Brasil.
- Lorenzi H. 1998. Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas do Brasil. Instituto Plantarum de Estudos da Floresta LTDA, São Paulo, SP, Brasil.
- Prado, D.E. 2003. As caatingas da América do Sul. In: As Caatingas da América do Sul. Ecologia e Conservação da Caatinga (eds. Leal I.R., M. Tabarelli, J.M.C. Silva), pp. 3–73.

- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing, version 3.2.4. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.
- Reis A.C. 1976. Clima da Caatinga. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 48:325–335.
- Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I. P. 2006. Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, PR, Brasil.
- Ricklefs E.R. 2001. *Economia da Natureza*. 5ª ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, Brasil.

19 INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DE MICROHABITATS NA SEGREGAÇÃO DE GIRINOS NA CAATINGA

Leonardo S. Chaves¹, Daniela Q. A. Reis², Jaire M. Torres³, Lisieux F. Fuzessy⁴, Lucas E. N. da Costa²

¹ Programa de pós graduação em Botânica – Departamento de Biologia – UFRPE

² Programa de pós graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFPE

³ Programa de pós graduação em Biologia Animal – Departamento de Zoologia – UFPE

⁴ Programa de pós graduação em Biologia Vegetal – Departamento de Botânica – UFMG

RESUMO

Uma população é uma unidade ecológica estruturada a partir de diversos atributos. Esses atributos muitas vezes interagem entre si, como é registrado em populações com densidade muito elevada e disponibilidade limitada de recursos. O objetivo desse trabalho foi testar a hipótese de que em uma população com elevada densidade, a qualidade dos microhabitats influencia a segregação de indivíduos. Analisamos uma pequena comunidade de girinos e verificamos se o comprimento total dos indivíduos e a razão corpo/cauda são influenciados pelo microhabitat ocupado e pela profundidade. Ao contrário do que previa nossa hipótese inicial, nossos dados demonstraram que não há preferência dos indivíduos por nenhum dos microhabitats analisados, o que pode ser explicado pela baixa densidade de predadores ou pela adoção de estratégias alternativas para eliminar o efeito da densidade.

PALAVRAS-CHAVE: Distribuição espacial – Predação – Competição intraespecífica.

INTRODUÇÃO

Mais do que um simples agrupamento de indivíduos da mesma espécie, uma população é uma unidade ecológica estruturada a partir de diversos atributos, tais como a proporção entre machos e fêmeas, a distribuição etária, a densidade e a dispersão de indivíduos. Alguns desses atributos, inclusive, interagem entre si, particularmente os relacionados à estrutura espacial como a densidade e a distribuição dos indivíduos em um determinado habitat (Ricklefs 2003)

Segundo Begon (2006), o nicho espacial fundamental de uma espécie tem sua amplitude limitada por interações interespecíficas, como a presença de competidores e predadores. Dentro de seu nicho espacial percebido, a distribuição dos indivíduos será ainda influenciada pela competição intraespecífica por recursos mais próximos da sua condição ótima. Em situações de alta densidade de indivíduos, a disponibilidade limitada de recursos interfere na população, obrigando os indivíduos menos competitivos a ocupar condições sub-ótimas (Begon 2006).

Ao longo do desenvolvimento dos anfíbios anuros, o estágio larval é aquele em que os indivíduos se encontram mais vulneráveis, não apenas às variáveis ambientais, mas também à predação. Em habitats com elevada densidade de indivíduos e predadores, a quantidade limitada de microhabitats que apresentam boas condições de abrigo e camuflagem os transformam em um recurso extremamente importante (Duellman & Trueb 1986). Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi testar a hipótese de que em uma população de girinos com elevada densidade, a qualidade dos microhabitats influencia a segregação de indivíduos. Esperamos que os resultados apontem que os indivíduos maiores ou mais desenvolvidos ocupam os microhabitats de melhor qualidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos o trabalho em uma área de Caatinga no interior do Parque Nacional da Serra da Capivara, estado do Piauí, Brasil (08°45'36"S - 42°28'21"O WGS-84). A área apresenta uma temperatura

média anual de 25°C e pluviometria anual variando entre 700-1100 mm (ITEP 2006). As observações foram realizadas em um ambiente lântico permanente com substrato artificialmente construído, profundidade máxima de dois metros e declividade constante de 65%, sem presença de plantas macrófitas na superfície e com alguns agrupamentos de restos vegetais afundados.

Coleta dos dados

Percorremos uma das bordas do corpo d'água, com extensão de aproximadamente 10 m, e para todos os girinos observados, registramos as seguintes variáveis: tipo de microhabitat (abrigado ou exposto), tamanho total estimado através de fotografia, proporção corpo/cauda (como medida indireta de estágio metamórfico) estimado através de fotografia, e profundidade. Capturamos ainda um indivíduo para a identificação, o qual foi analisado com ajuda de lupa de mão e solto logo em seguida.

Análises estatísticas

Para investigar nossa hipótese, realizamos duas análises de covariância (ANCOVA), utilizando o comprimento total e a proporção corpo/cauda dos indivíduos como variáveis dependentes e o tipo de microhabitat como variável preditora. A profundidade foi assumida como covariável nos testes, uma vez que ela influencia a qualidade dos tipos de habitat. Todos os dados foram analisados através do programa R (R Development Core Team 2006).

RESULTADOS

Ao total, observamos 21 girinos de *Leptodactylus* sp, dos quais 14 em microhabitats abrigados e sete em microhabitats não abrigados. O comprimento médio dos indivíduos observados foi de 2,48 cm ($\pm 0,51$), não apresentando relação com a variação de microhabitat ($F=0,5357$, $p=0,4742$), com a profundidade em que foram observados ($F=0,0038$, $p=0,9517$) ou com a interação de ambos os fatores ($F=1,3182$, $p=0,2668$) (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1 - Resultados detalhados da análise de covariância da relação entre microhabitat ocupado, profundidade e razão corpo/cauda de uma população de girinos estudada na Serra da Capivara – PI.

Fonte	gl	Quadrado médios	Valor de F	Valor de p
Habitat	1	0,010582	0,5247	0,4787
Profundidade (cm)	1	0,045518	2,257	0,1514
Habitat x Profundidade	1	0,02434	1,2069	0,2873
Resíduos	17	0,020167		

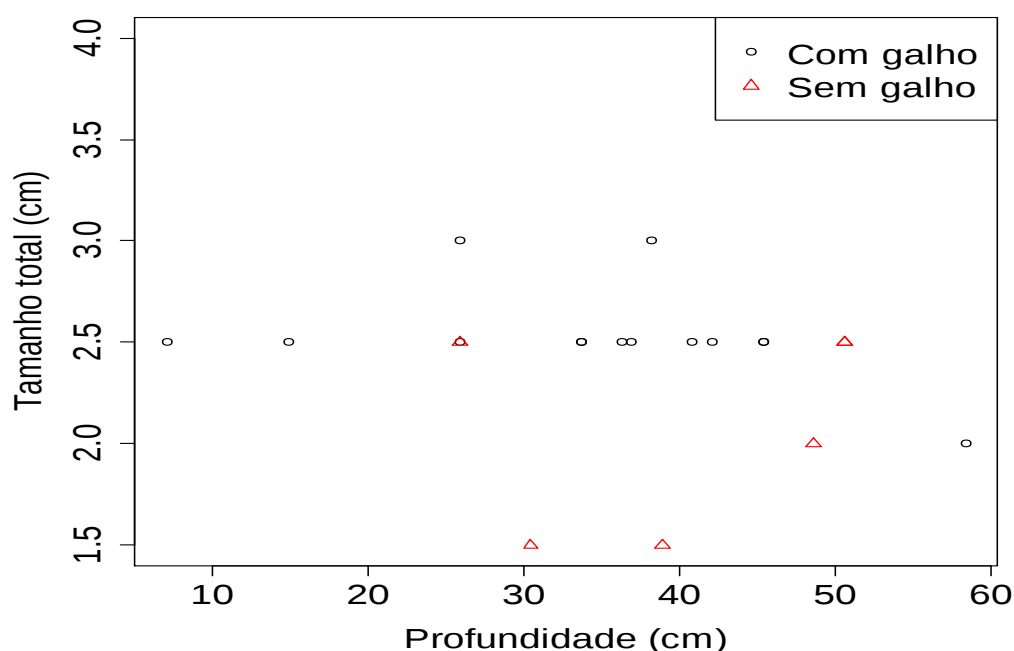


Figura 1 - Relação entre microhabitat ocupado (com ou sem galhos), profundidade e tamanho corporal médio de uma população de girinos estudada na Serra da Capivara – PI.

A razão corpo/cauda foi de 0,58 ($\pm 0,15$) e também não foi encontrada relação dessa variável com a variação de microhabitat ($F=0,5247$, $p=0,4787$), com a profundidade ($F=2,257$, $p=0,1514$) ou com a interação de ambas as variáveis ($F=1,2069$, $p=0,2873$) (Tabela 2; Figura 2).

Tabela 2 - Resultados detalhados da análise de covariância da relação entre microhabitat ocupado, profundidade e comprimento total de uma população de girinos estudada na Serra da Capivara – PI.

Fonte	Gl	Quadrado médios	Valor de F	Valor de p
Habitat	1	0,14881	0,5357	0,4742
Profundidade (cm)	1	0,00105	0,0038	0,9517
Habitat x Profundidade	1	0,36615	1,3182	0,2668
Resíduos	17	0,27777		

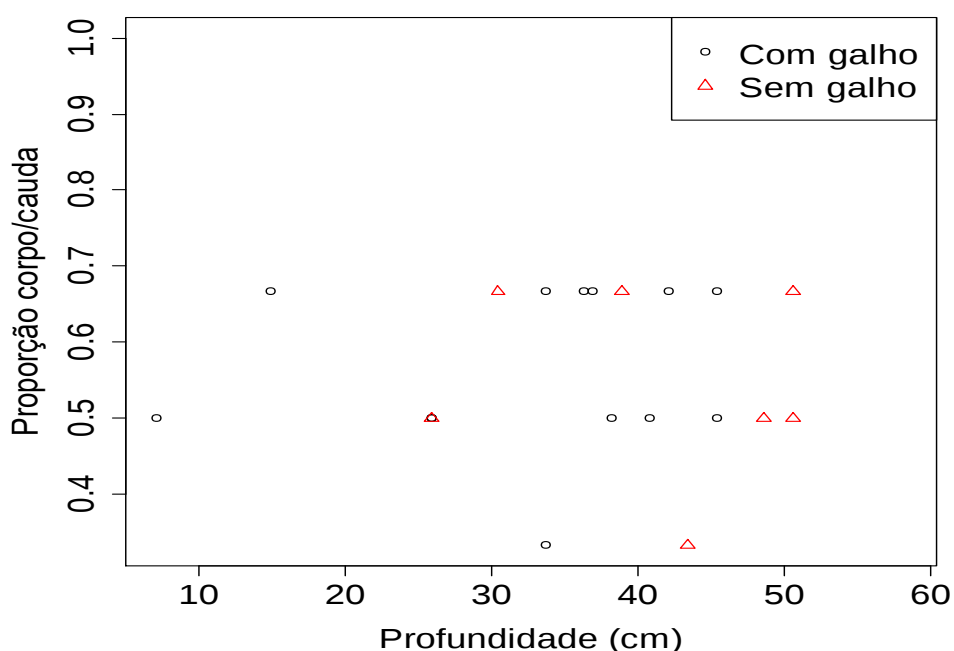


Figura 2 - Relação entre microhabitat ocupado (com ou sem galhos), profundidade e proporção corpo/cauda de uma população de girinos estudada na Serra da Capivara – PI.

DISCUSSÃO

Ao contrário do que previa nossa hipótese inicial, nossos dados sugerem que os girinos não escolhem microhabitats mais abrigados. Isso pode indicar que há uma quantidade de recursos suficiente para que não haja competição pelo recurso. O outro fator necessário para que o comportamento dos girinos se alterasse de forma perceptível, a presença do predador (Terborgh 1999), pode não estar exercendo uma pressão

suficientemente grande. Dessa forma, uma explicação razoável para isso seria a baixa abundância de predadores, no corpo d'água amostrado, diminuindo a necessidade da busca por microhabitats mais seguros.

O tempo necessário para o desenvolvimento de girinos é extremamente variável e tem sido mostrado que a redução do tempo de metamorfose pode estar relacionada a condições como a temperatura da água (Maciel & Juncá 2009) e a diminuição do nível de água nos sítios de desenvolvimento (Laurila & Kujasalo 1999). Uma vez que este último fator pode ser percebido pelos indivíduos como um aumento de densidade de indivíduos, pela redução do espaço disponível, a antecipação da saída do corpo d'água pode ser uma alternativa à competição por microhabitats de melhor qualidade.

AGRADECIMENTOS

À equipe do ICMBio e do PARNA Serra da Capivara pelo apoio em campo e à Coordenação do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon, M., Townsed, C. R., Harper J. L. Ecology: from individuals to ecosystems (4ed) Blackwell Publishing LTD, UK.
- Duellman, W.E. & L. Trueb 1986. Biology of Amphibian. New York, McGraw-Hill, 670p
- ITEP. 2006. Instituto de Tecnologia de Pernambuco. Disponível em: <http://www.itep.br/LAMEPE>. Acessado em: 10/03/2007.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
- Ricklefs RE. 1990. Ecology. W. H. Freeman and Company, New York, USA.
- J. Terborgh et al., in Continental Conservation, M. E. Soule, J. Terborgh, Eds. (Island Press, Washington, DC 1999), pp. 39-64.

LAURILA, A. & J. KUJASALO. 1999. Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. Journal of Animal Ecology 68 (6): 1123-1132

20 COLÔNIAS DE ATTINI ATUAM SOBRE A DIVERSIDADE BETA DE PLANTAS NA CAATINGA?

Márcia E. M. Fortunato¹, Lucas E. N. da Costa¹, Eurico A. Sczesny-Moraes², Lilibeth Toledo-Chelala³, Lisieux F. Fuzessy⁴

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

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS.

³ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM;

⁴ Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

RESUMO

As interações ecológicas têm um papel fundamental na estrutura e composição das comunidades. As espécies da tribo Attini, especialmente o gênero *Atta* tem a capacidade de alterar o ambiente, principalmente a comunidade de plantas, devido ao seu papel de engenheiras do ecossistema. Elas podem modificar a comunidade de plantas devido à sua atividade de herbivoria e às mudanças nas propriedades do solo que, consequentemente, irão influenciar as plantas. Desta forma, o presente estudo pretende avaliar se a diversidade β da comunidade de plantas é influenciada por colônias de *Atta*. Nossa hipótese foi que encontraríamos uma menor diversidade β nas colônias devido a maior atividade das formigas cortadeiras selecionando plantas de sua preferência. Dentro do Parque Nacional do Catimabu, coletamos plantas do estrato herbáceo, com até 30 cm de altura, sobre 10 colônias de saúva e sobre 10 áreas controle (distante 5 m de cada colônia). Contabilizamos e morfotipamos todos os indivíduos para verificar a composição de espécies nas áreas. Encontramos 37 morfotipos de plantas compondo o estrato herbáceo, com média de $5,18 \pm 2,04$ morfotipos sobre o controle e $6,7 \pm 3,06$ morfotipos sobre a colônia. A curva de acumulação de espécies-áreas foi similar entre os tratamentos e não encontramos diferenças na composição de espécies de plantas entre a colônia e o controle. Nossos resultados mostraram que a diversidade β foi similar sobre as colônias e nas áreas adjacentes, revelando que não houve grande substituição de espécies entre as áreas. Uma possível explicação para o padrão encontrado é que as formigas tendem a forragear no entorno dos ninhos e possuem uma grande área de forrageamento. Isso faria com que as plantas cortadas sobre a colônia sejam similares às cortadas no entorno da colônia. Além disso, como a coleta dos dados foi realizada no período chuvoso, as características do solo como umidade deviam ser semelhantes na colônia e no controle, permitindo um estabelecimento semelhante das espécies de plantas entre os dois tratamentos.

PALAVRAS-CHAVE: Interações ecológicas – Formigas cortadeira - Similaridade de espécies

21 INFLUÊNCIA DE BROMÉLIAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES

Sílvia C. F. Pereira¹, Camila M. Barbosa¹, Jaire M. Torres², Fagner Daniel Teixeira³, Gisele Milaré⁴

¹ Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal. Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco

² Programa de pós-graduação em Biologia Animal. Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco

³ Programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais

⁴ Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

RESUMO

A distribuição geográfica das espécies é determinada por fatores restritivos envolvendo a tolerância de cada espécie às condições ambientais e sua habilidade dispersiva. Essas condições ambientais, entretanto, não são homogêneas, e alguns organismos podem modificá-las, influenciando a distribuição local de algumas espécies. As bromélias armazenam água constituindo fontes de recurso capazes de beneficiar pequenos animais com os artrópodes que usam as bromélias como abrigo ou área de forrageamento em períodos de seca. Assim, esse trabalho teve como objetivo avaliar como o tamanho das bromélias afeta a comunidade de artrópodes do seu entorno. O estudo foi realizado no Parque Nacional Catimbau, onde observamos 15 indivíduos de *Aechmea* sp. de diferentes tamanhos. Em cada indivíduo, os dois maiores diâmetros da roseta (incluindo a folha) foram medidos para calcular a área do indivíduo. Construímos um quadrante somando 20 cm à extremidade da folha mais externa, onde a fauna de artrópodes foi inventariada através da observação direta e busca ativa durante 5 minutos. A relação entre a área de cobertura da bromélia em m² e a riqueza por unidade de área da parcela foi testada com uma correlação de Pearson. O número de espécies por parcela variou entre 1 e 5, e a área de cobertura das bromélias não influenciou a riqueza de espécies de artrópodes que viviam próximos a essas plantas. Devido a baixa quantidade de artrópodes encontradas, é razoável pensar que devido a estação chuvosa, estas bromélias ainda não estão sendo utilizadas como uma opção de fuga das comunidades de artrópodes devido a disponibilidade de água e outros habitats favoráveis durante essa estação. Sugerimos que o estudo seja realizado no período seco, onde as condições fornecidas pelas bromélias devem atrair uma maior quantidade de artrópodes devido à escassez de água e outros recursos.

PALAVRAS-CHAVE: Refúgio - Caatinga - Facilitação.

22 INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE E ESTÁGIO ONTOGENÉTICO SOBRE A HERBIVORIA EM *HERISSANTIA TIUBAE* (K.SCH) BRIZ (MALVACEAE)

Leonardo S. Chaves¹, Carlos Henrique F. Silva², Lina A. Urrea-Galeano³, Janaína H. A. Lopes⁴, Leila J. B. Gonçalves²

¹ Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia- Universidade Federal Rural de Pernambuco

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica- Universidade Federal de Pernambuco

³ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas-Universidad Nacional Autónoma de México

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Departamento de Biologia Geral- Universidade Federal de Minas Gerais

RESUMO

Taxas de herbivoria podem variar de acordo com a estratégia de defesa adotada e com a quantidade de estruturas de resistência presentes na planta. Uma vez que esses fatores estão diretamente relacionados à disponibilidade de recursos e ao estágio de desenvolvimento do organismo, objetivamos testar nossas hipóteses de que a disponibilidade de luz se relaciona diretamente com a intensidade da herbivoria sofrida e que folhas mais jovens são mais predadas que folhas maduras. Realizamos nossas coletas no Parque Nacional do Catimbau – PE. A área de coleta é caracterizada por vegetação de Caatinga, com pluviosidade anual entre 300 e 900 mm e altitude de 870 m. Para a primeira hipótese, comparamos o percentual de herbivoria entre 50 folhas de indivíduos de *Herissantia tiubae* (K.Sch) Briz presentes em ambiente de sombra e 50 folhas de indivíduos expostos ao sol. Para a segunda hipótese, comparamos o percentual de herbivoria entre 50 folhas jovens (caracterizadas pela coloração mais tênue e estrutura menos rígida) e 50 folhas maduras. Estimamos o percentual de dano visualmente e verificamos se houve diferença entre os tratamentos. Não verificamos diferença entre ambientes de sol e sombra. Entretanto, o percentual de dano em folhas jovens foi consideravelmente maior que nas maduras. É possível que mesmo em ambiente sombreado, na área amostrada, a luz não seja um fator limitante para plantas na Caatinga. Em relação às folhas mais jovens, a diferença observada pode ser atribuída ao fato das folhas não terem desenvolvido completamente suas estruturas de defesa.

PALAVRAS-CHAVE: Interação planta-herbívoros - Estratégias de defesa - Ontogenia.

23 INFLUÊNCIA DE PLANTAS CADUCIFÓLIAS E PERENIFÓLIAS SOBRE O ESTRATO HERBÁCEO DA CAATINGA

Daniela Q. A. Reis¹, Alexandre Souza de Paula ¹, Felipe S. Campos², Hugo G. Candido³, Marcela M. W. M. Santos¹

¹Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica– Universidade Federal de Pernambuco

² Programa de Doctorat en Biodiversitat, Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Universitat de Barcelona – UB;

³Programa de pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas– Universidade Federal de Viçosa

RESUMO

Duas estratégias quanto à deciduidade são encontradas na Caatinga: perenifolia e caducifolia. Manter a copa durante o ano pode propiciar um ambiente sombreado embaixo da árvore, o que influenciaria o extrato herbáceo. O objetivo desse trabalho foi testar a hipótese de que plantas perenes alteram o microclima abaixo de suas copas e que influenciam a vegetação do extrato herbáceo, alterando seu tamanho relativo. Plantas sob árvores perenes investiriam mais em parte aérea que em raiz, devido ao ambiente ser mais úmido e a disponibilidade de água maior. Nas caducifólias, as plantas do extrato herbáceo investiriam na parte subterrânea, uma vez que o microclima seria mais seco. O estudo foi realizado no PARNA do Catimbau. Foram amostrados duas espécies de árvores perenes e duas caducas. Seleccionamos três indivíduos de cada espécie e abaixo de cada copa montamos uma parcela de um m², onde coletamos todos os indivíduos, e medimos o comprimento da parte aérea e da raiz. Fizemos a razão parte aérea/raiz e comparamos os dois tratamentos, a umidade no solo em cada parcela também foi medida. Não houve diferença entre as razões parte aérea/raiz nos dois tratamentos nem entre as umidades, embora os resultados mostrem uma tendência de que há uma alteração do microclima, tendendo a ser maior sob perenes. Os dados foram coletados em uma época úmida atípica e o *boom* de gramíneas propiciado pelo clima - plantas anuais de raiz superficial - pode ter mascarado nossos resultados. Para um próximo estudo deve-se considerar não amostrar plantas anuais – menos influenciadas pelo clima, ou fazer coletas também na estação seca.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga – Deciduidade – Facilitação.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

INDIVIDUAIS

24 REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE CAATINGA APÓS O USO PARA A AGRICULTURA

Alexandre Souza de Paula

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, UFPE

RESUMO

A Caatinga está entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo. Um dos principais motivos dessa ameaça se deve a prática de corte e queima da vegetação para a agricultura. Essa prática é prejudicial para a regeneração natural da Caatinga, pelo fato de danificar grande parte das sementes presentes no solo. O objetivo desse trabalho foi avaliar como o banco de sementes e a rebrota contribuem para regeneração da Caatinga em áreas com diferentes idades de abandono após o uso para a agricultura. Esse estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau/PE, no qual foram selecionadas cinco áreas em processo de regeneração (3, 7, 17, 30 e 45 anos). Em cada área foram demarcados três transectos de 4 x 30 m com uma distância de 10 m entre eles. Para avaliar o banco de sementes, foram alocados 2 pontos de forma aleatória em cada transecto, nos quais foi coletado o solo utilizando um gabarito de madeira de 20 x 20cm em uma profundidade de 5 cm. Para analisar a rebrota, foram contados todos os indivíduos arbustivos-arbóreos com ramificações a nível do solo presentes nos transectos. Ao todo, foram observadas 95 sementes no banco e 18 morfoespécies e um total de 103 indivíduos com rebrotas de 23 espécies. Não houve diferença significativa entre a abundância, riqueza e diversidade de sementes e plantas com rebrota ao longo da cronosequência. Com isso conclui-se que a regeneração da Caatinga ocorre de maneira contínua e uniforme ao longo dos anos e não há influência do tempo de abandono da terra após o uso para agricultura de corte e queima no processo de regeneração.

PALAVRAS-CHAVE: Cronosequência – Rebrota - Sementes.

INTRODUÇÃO

A regeneração natural decorre da interação de processos naturais de restabelecimento do ecossistema, sendo parte de um ciclo de crescimento de uma floresta, particularmente das fases iniciais de seu estabelecimento e desenvolvimento (Gama 2002). A floresta possui mecanismos próprios de recuperação e manutenção de sua diversidade, que compreendem o banco de sementes do solo, a chuva de sementes, o banco de plântulas e a rebrota de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados (Garwood 1989, Scotti et al. 2011).

As Florestas tropicais secas estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Hoekstra et al. 2005). No Brasil, as florestas tropicais secas são representadas pela Caatinga (Lima 2011). Este ambiente tem sido historicamente devastado para ceder lugar às atividades agropecuárias que ocupam vastas extensões do semiárido. Práticas de agricultura tradicional na Caatinga envolvem corte e queima da vegetação e cultivo alternado, e poucos estudos têm relacionado as consequências dessa prática para o meio ambiente (Pereira et al. 2003). O potencial impacto do fogo no banco de sementes do solo pode representar uma séria ameaça para a conservação de espécies de plantas nativas. Adicionalmente, a rebrota é um mecanismo particularmente importante em florestas secas (Vieira & Scariot 2006), principalmente por causa das baixas taxas de quedas de bases de tronco (Ewel 1980), ou adaptação das plantas a seca (Bond & Midgley 2001, Sampaio et al. 1993). Partindo desse princípio, o objetivo desse trabalho foi analisar a importância do banco de sementes e da rebrota na regeneração natural de áreas de Caatinga após o uso da terra para a agricultura de corte e queima em diferentes idades após o abandono da terra.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, Unidade de Conservação criada em 2002 (Carvalho et al. 2007). O Parque tem 62.300 hectares que abrangem parte dos municípios de Buíque, Ibitimir e Tupanatinga, no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (Melo 2012). O Parque possui clima tropical

semiárido (Bsh) com temperatura média anual de 23°C, precipitação média de 300 a 500 mm anuais e altitude entre 600 e 1.000 m (Ibama 2005). No interior do Parque, foram demarcadas cinco áreas em diferentes idades de regeneração com 3, 7, 17, 30 e 45 anos. Em cada área foram demarcados três transectos de 4 x 30 m, distantes 10 m entre si.

Coleta dos dados

Dentro de cada transecto foram alocados 2 pontos, distribuídos de forma aleatória, onde foi coletada solo na camada de 5 cm de profundidade, utilizando um gabarito de madeira de 20 x 20 cm (Araujo et al. 2004). Após coletadas, as sementes presentes nas amostras do solo foram triadas utilizando peneiras, separadas de galhos, pedras e frutos (Aziz & Kan 1996) e quantificadas. Posteriormente, foram guardadas em frascos de plástico e separadas por morfoespécies e origem de coleta.

A rebrota das plantas foi avaliada no interior dos transectos, nas quais foram contadas todas as plantas arbóreo-arbustivas com ramificações saindo da base do tronco. Foram consideradas rebrotas todas as plantas com ramificações em nível do solo. As plantas foram identificadas, com base tanto em sua morfologia reprodutiva quanto vegetativa (Rodal et al. 1992).

Análises estatísticas

Com os dados coletados, foi analisada a abundância de sementes e plantas com rebrotas, riqueza e diversidade das espécies em cada área de regeneração. A diversidade foi obtida a partir do índice de Shannon-Wiener (Pinto-Coelho 2000). Os dados de cada área foram comparados por meio de um teste de regressão linear simples, utilizando o programa estatístico BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007).

RESULTADOS

No banco de sementes, foram analisadas ao todo 95 sementes, distribuídas em 18 morfoespécies. Já para as plantas com rebrota, foram registrados 103 indivíduos no total, de 23 espécies diferentes, com destaque para a *Pityrocarpa moniliformis* (Canzenzo) e o *Trischidium molle* (Café-bravo), com maior número de indivíduos. Quanto a abundância, observou-se um número maior de sementes (31) nas áreas há 7 anos em

regeneração e plantas com rebrota (70) em parcelas há menos tempo em regeneração (3 anos) (Figura 1). Enquanto que o menor número de sementes (7) foi verificado nas áreas há 17 anos em regeneração e as rebrotas (31) nas áreas há 30 anos. No entanto, não encontramos nenhuma relação significativa entre a idade de regeneração e a abundância de sementes nem entre a idade de regeneração e o número de rebrotas (Figura 1).

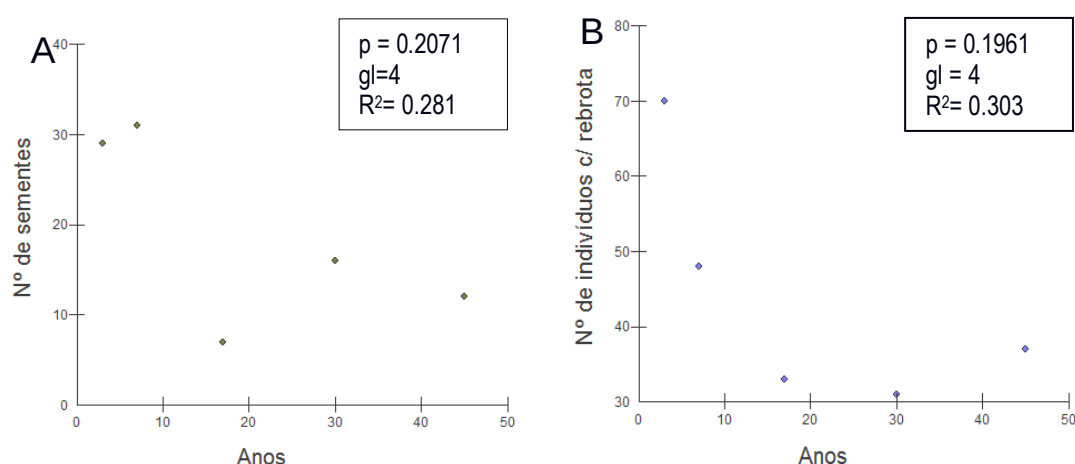


Figura 1 – Abundância de sementes (A) e plantas com rebrotas (B) em diferentes idades de regeneração após agricultura de corte e queima.

Em relação a riqueza das sementes, observou-se um maior número de espécies na área com 45 anos de regeneração (9) e a menor riqueza nas áreas com 17 e 30 anos (4). O número máximo de espécies com rebrotas (18) se manteve em áreas com menos (3 anos) e mais tempo (45 anos) em regeneração e a menor riqueza (8) na área há 30 anos (Figura 2). No entanto, mais uma vez, não encontramos uma relação significativa entre a idade de regeneração e a riqueza de sementes e rebrotas (Figura 2).

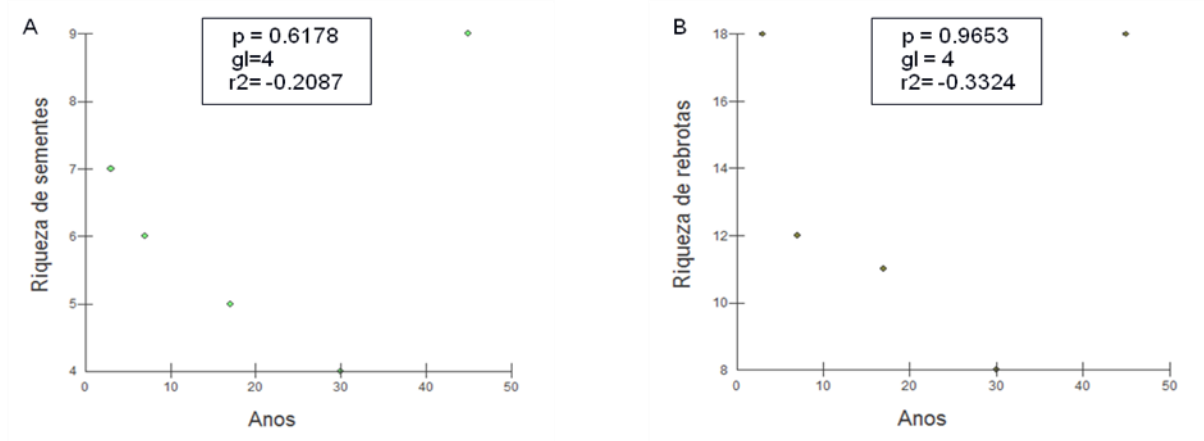


Figura 2 – Riqueza de sementes (A) e plantas com rebrota (B) em áreas com diferentes idades em regeneração após agricultura de corte e queima.

Embora o menor índice de diversidade, tanto de sementes ($H' = 1.15$) quanto de plantas com rebrotas ($H' = 2.02$), tenha sido verificado em parcelas há 7 anos em regeneração, e o maior índice de diversidade de sementes em parcelas com 45 anos ($H' = 2.09$), não encontramos efeitos da idade sobre os índices de diversidade (Figura 3).

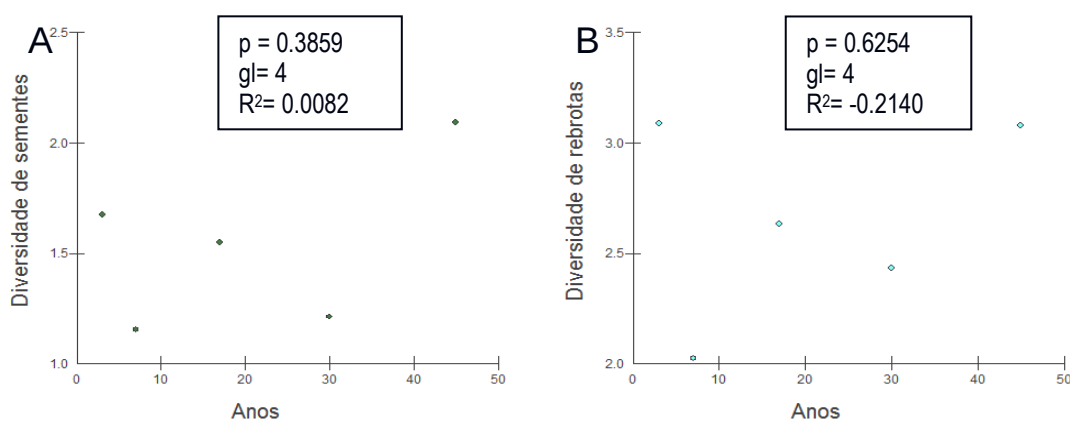


Figura 3 – Diversidade de sementes (A) e plantas com rebrotas (B) nas diferentes idades de regeneração após agricultura de corte e queima.

DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos, não se pôde observar diferenças significativas entre abundância, riqueza e diversidade de sementes presentes no banco e em plantas com rebrotas ao longo da cronosequência de regeneração. Em relação às sementes, esse padrão pode indicar que a dispersão de sementes pode estar ocorrendo de forma homogênea em todas as áreas da sucessão. Uma possível explicação é que a principal fonte de sementes do banco ser proveniente da chuva de sementes da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes (Hall & Swaine 1980). Além disso, em áreas sazonalmente secas como a Caatinga há um predomínio de espécies vegetais com dispersão pelo vento (anemocoria) (Hubbell 1979), o que aumentaria a probabilidade dessas espécies alcançarem tais áreas de forma rápida. Outro fator que contribui para que ocorra o processo de colonização nessas áreas é o fato delas apresentarem clareiras naturais, comuns na Caatinga (Souza et al 2012).

No que se refere a rebrota, a ampla distribuição da perturbação antrópica crônica em florestas com diferentes idades (i.e., retirada de madeira para lenha e cerca; Araujo et al. 2010, Machado et al. 2010) pode explicar a taxa contínua de plantas rebrotando independentemente do tempo de regeneração da floresta. Esses dados sugerem que a regeneração da Caatinga no Parque Nacional do Catimbau não segue o padrão clássico de substituição de espécies ao longo do tempo. Provavelmente essas áreas estão com sua sucessão frejada devido a outros fatores como a presença contínua de perturbações antrópicas crônicas (i.e.: extração de lenha e de produtos não madeireiros, criação de caprinos e bovinos) pelos moradores do parque.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores Marcelo Tabarelli e Inara Leal e ao colega Eurico pelos comentários e sugestões, a José Domingos, Fernanda Maria e Leonardo Chaves pela contribuição nas análises dos dados, a Caio Felix, Lucas Costa, Marcela e Felipe Siqueira pelo auxílio em campo e principalmente ao guia Genivaldo pela imensa ajuda na identificação das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araújo, M.M.; Longhi, S.J.; Barros, P.L.C. & Brena, D.A. 2004. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. *Scientia Forestalis*, 66:128-141.
- Araujo, K.D; Dantas, R.T; Andrade, A.P; Parente, H.N & Alencar, ML.S. 2010. Caracterização do sistema de exploração da caatinga em São João do Cariri – PB. *Geografia*, 19:175-189.
- Aziz, S. & Khan, A. 1996. Seed bank dynamics of a semi-arid coastal shrub community in Pakistan. *Journal of Arid Environments*, 1:81-87.
- Carvalho, A.T., Santos-Andrade, F.G. & Clemens Schlindwein, C. 2007. Baixo sucesso reprodutivo em *Anemopaegma laeve* (Bignoniaceae) no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, *Revista Brasileira de Biociências*, 5:102-104.
- Gama, J. R. V.; Botelho, S. A. & Bentes-Gama, M. M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. *Revista Árvore*, 26:559-566.
- Garwood, N.C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. *In*: Leck, M.A., Parker, T.V. & Simpson, R.L. (Eds) *Ecology of Soil Seed Banks*. New York: Academic Press. p. 149–209.
- Hall, J.B. & Swaine, M.D. 1980. Seed Stocks in Ghanaian Forest Soils. *Biotropica*, 12: 256-263.
- Hoekstra, J.M.; Boucher, T.M.; Ricketts, T.H. & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23–29.
- Hubbell, S. P. 1979. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- Ibama. 2005. Unidades de Conservação. Disponível em: www.ambientebrasil.com.br. Acessado em: 15/10/2013.
- Lima, E.N. 2011. Influência do componente herbáceo da caatinga na regeneração natural de plantas lenhosas em uma área de vegetação preservada e uma área de agricultura abandonada Tese (Doutorado em Botânica) Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 108 f.

- Machado, M.F; Gomes, L.J. & Mello, A.A. 2010. Caracterização do consumo de lenha pela atividade de cerâmica no estado de Sergipe. *Floresta*, 40:507-514.
- Melo, J.I.M. 2012. Flora do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil: Boraginaceae *sensu lato*. *Biotemas*, 25:109-125.
- Pereira, I.M., Andrade, L.A., Barbosa, M.R.V & Sampaio, E.V.S.B. 2003. Use-history Effects on Structure and Flora of Caatinga. *Biotropica*, 35:154-165.
- Pinto-Coelho, R.M. 2000. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre: Artmed, 186 p.
- Rodal, M.J.N.; Sampaio, E.V.S. & Figueredo, M. A. 1992. Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 24 p.
- Scoti, M.S.V; Araujo M.M., Wendler, C.F. & Longhi, S.J. 2011. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de floresta estacional decidual. *Ciência florestal*. 21:459-472.
- Sousa, A.B; Cordeiro, S.A; Oliveira R.J; De Paula A.C; Junior, I.M.L & Melo, R.R. Valoração ambiental do “olho d’água da chuva” em palmeira do Piauí (pi). *Scientia Plena*, 8:1-10.
- Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, 14:11-20.

25 DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES DE SOLO EM DIFERENTES ESTRATOS VEGETACIONAIS DA CAATINGA

Camila Miranda Barbosa

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

RESUMO

A Caatinga é um dos ecossistemas mais biodiversos do mundo, possuindo espécies endêmicas e grande riqueza de ambientes, mas que ainda é pouco conhecida. Para que seja possível conhecer bem um ecossistema, faz-se necessário o estudo ecológico de suas comunidades biológicas e uma que ainda pouco se sabe sobre ela é a comunidade de artrópodes. Sendo assim, o presente trabalho objetiva descrever essa comunidade ocorrente em três diferentes estratos vegetacionais. Para a realização do estudo, foram escolhidos três estratos de vegetação (herbáceo, arbustivo e arbóreo) em uma área de Caatinga encontrada no Parque Nacional do Catimbau, onde foram montadas armadilhas de solo para a coleta dos indivíduos, que foram posteriormente triadas, morfotipadas e quantificadas. As ordens com maior incidência foram Hymenoptera, Coleoptera e Araneae, a maior quantidade de ordens e morfoespécies foram encontradas no estrato arbustivo e a maior quantidade de indivíduos foi da ordem Hymenoptera. Estudos sobre os artrópodes na caatinga ainda são necessários para fornecer informações que visam auxiliar na compreensão de determinados processos ecológicos e no entendimento das alterações ambientais e climáticas, já que animais pertencentes a esse grupo são bons indicadores biológicos.

PALAVRAS-CHAVE: Hymenoptera - Biodiversidade da Caatinga - Estrato arbustivo

INTRODUÇÃO

A Caatinga é um ecossistema exclusivamente brasileiro que faz parte do bioma das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (Leal et al. 2005), ocupando cerca de 11% de todo o território brasileiro e abrangendo boa parte do Nordeste e uma parte de Minas Gerais (MMA 2014, Ab'Sáber 1999). Trata-se do ecossistema semiárido mais biodiverso do mundo possuindo muitas espécies endêmicas e que ainda é pouco conhecido do ponto de vista científico, porém já se sabe que possui uma grande riqueza de ambientes e espécies (MMA 1998).

Para que se conheça mais esse ecossistema, faz necessário o estudo ecológico das comunidades biológicas presentes nele, uma vez que esse tipo de estudo permite avaliar os padrões de diversidade, de funcionamento do ecossistema, e como esses padrões estão interligados (Vellend 2010). Segundo Melo (2008), saber o funcionamento das espécies dentro de uma comunidade é fundamental para compreender os ecossistemas e, conseqüentemente, poder preservá-los.

Uma comunidade de espécies ainda pouco estudada na Caatinga é a comunidade de artrópodes (Ianuzzi et al. 2003). A diversidade de artrópodes de solo está diretamente ligada à diversidade de plantas de uma região, uma vez que esses animais dependem dos recursos oferecidos por estas. Em um estudo, Souza (2012) confirmou que a comunidade de insetos é diretamente afetada pelas práticas de manejo da vegetação, uma vez que a modificação na vegetação influencia os tipos de recursos que serão oferecidos aos artrópodes. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo descrever a comunidade de artrópodes que são ativos no solo encontrada em três áreas com diferentes tipos de estratos de vegetação de Caatinga e que acabam por oferecer recursos distintos para esses animais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, que abrange parte dos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, agreste de Pernambuco, com 62.300 hectares

(8°37'S 37°9'O). Apresenta um clima semiárido (BS'hW–Köppen) com temperatura média anual de 23°C e precipitação média de 300-500 mm anuais (IBAMA 2005).

Coleta dos dados

Para a realização da coleta, foi selecionada a região da Trilha das Torres, onde ocorria uma variação nos estratos de vegetação de Caatinga, desde herbáceas até plantas lenhosas. Foram determinadas três áreas com diferentes estratos vegetacionais: uma com vegetação com altura baixa (estrato herbáceo), outra com média (estrato arbustivo) e outra com alta (estrato arbóreo), uma vez que cada uma oferece diferentes recursos para as comunidades de artrópodes. Para determinar essas áreas, foi medida a altura média de dez indivíduos de plantas próximos ao local onde seriam coletados os artrópodes. Em cada uma das áreas foram montadas cinco armadilhas de queda distantes 10 m entre si. Essas armadilhas, também chamadas de *pitfall traps*, consiste em um pote contendo água e um pouco de detergente que é enterrado e sua abertura fica no nível do solo para a captura de animais.

Os artrópodes foram coletados duas vezes a cada 24h, totalizando um tempo de amostragem de 48h. Ao coletá-los, os insetos contidos nos cinco potes de cada área foram colocados juntos e levados para a triagem, que foi realizada através da morfotipagem dos indivíduos e classificação, quando possível identificar, em ordem. Foram contados todos os indivíduos por morfotipos e a quantidade de ordens encontradas em cada área.

Análises estatísticas

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), que se fundamenta na abundância proporcional das espécies, associando riqueza de táxons com abundância de indivíduos, foi calculado para as ordens que apareceram em todas as áreas.

RESULTADOS

Foram encontrados oitenta morfotipos de artrópodes, sendo distribuídos em catorze ordens e em três não identificados, como pode ser verificado na Tabela 1. A ordem que possuiu maior número de morfoespécies

foi Hymenoptera com vinte morfotipos, seguidos pelas ordens Coleoptera (18 morfotipos) e Araneae (11 morfotipos).

A altura da vegetação das áreas amostradas variou de 0,33m a 7,5m, obtendo como média para o estrato herbáceo: 0,43m, para o estrato arbustivo: 0,99m e para o estrato arbóreo: 6,19m. A presença e a quantidade das morfoespécies em cada área variaram e nem todas as ordens foram encontradas em todas as áreas, com exceção das ordens Hymenoptera, Coleoptera, Araneae e Diptera (Tabela 2).

Tabela 1 – Ordens e morfoespécies de artrópodes encontradas nas áreas de estudo.

Ordens	Morfoespécies
Hymenoptera	20
Coleoptera	18
Araneae	11
Diptera	10
Lepdoptera	6
Orthoptera	4
Ixodida	1
Thysanoptera	1
Acarina	1
Pseudoescorpiones	1
Opiliones	1
Pleucoptera	1
Neuroptera	1
Scorpiones	1
NI 1	1
NI 2	1
NI 3	1
17 ordens	80 morfoespécies

Tabela 2 – Quantidade de morfoespécies de artrópodes por ordem em cada estrato vegetacional estudado.

	Herbáceo	Arbustivo	Arbóreo
Hymenoptera	10	9	14
Coleoptera	10	12	10
Diptera	5	9	3
Lepidoptera	2	6	0
Araneae	8	6	3
Orthoptera	4	0	0
Ixodida	0	0	1
Thysanoptera	0	0	1
Acarina	0	0	1
Pseudoscorpiones	0	1	0
Opiliones	1	1	0
Plecoptera	0	1	0
Neuroptera	0	1	0
Scorpiones	0	1	0
NI 1	0	0	1
NI 2	1	0	0
NI 3	0	1	0
Nº total morfoespécies	41	48	34
Nº total ordens	8	11	8

A maior quantidade de morfoespécies e de ordens foram encontradas nos *pitfalls* colocados na área de estrato arbustivo (Figura 1 e 2). A maior quantidade de indivíduos em uma morfoespécie foi de 155 na ordem Hymenoptera e na área de estrato herbáceo. A quantidade total de indivíduos por área foi maior na área de estrato herbáceo (n=558) seguida pelas áreas de estrato arbustivo (n=511) e de estrato arbóreo (n=282).

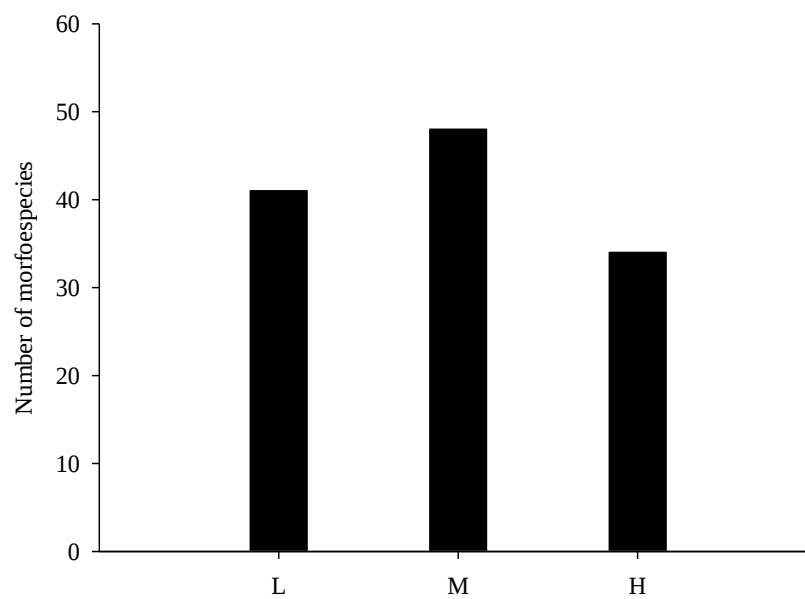


Figura 1 – Gráfico em coluna mostrando o número de morfoespécies encontradas em cada área estudada. L = estrato herbáceo, M = estrato arbustivo e H = estrato arbóreo.

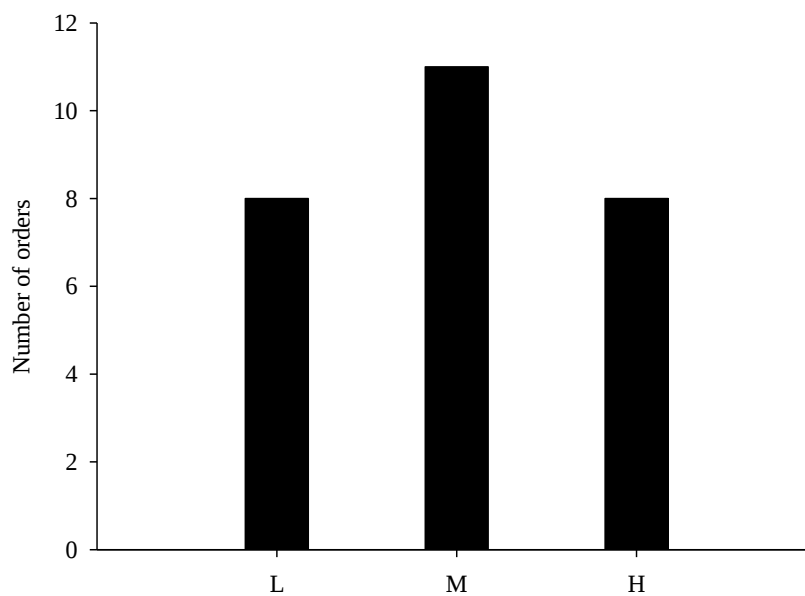


Figura 2 – Gráfico em coluna mostrando o número de ordens encontradas em cada área estudada. L = estrato herbáceo, M = estrato arbustivo e H = estrato arbóreo.

Os valores dos índices de diversidade de Shanon-Wiener foram calculados para as ordens Hymenoptera, Coleoptera, Araneae e Diptera, para as três áreas amostradas e os resultados estão demonstrados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valor do índice de diversidade de Shannon-Wiener das ordens encontradas em todas as áreas estudadas.

Ordens	Índice de Shannon-Wiener (H')		
	Herbáceo	Arbustivo	Arbóreo
Araneae	0,7149	0,7130	0,4127
Coleoptera	0,7076	0,9056	0,8106
Hymenoptera	0,4954	0,5294	0,7803
Diptera	0,6731	0,5851	0,2156

DISCUSSÃO

A grande quantidade de indivíduos, morfoespécies e ordens de artrópodes encontradas em pouco tempo de amostra pode ser explicada pelo fato desse grupo possuir uma grande diversidade e por ser muito bem adaptado aos mais diferentes tipos de ambientes (Gullan & Cranston 2010). A alta incidência da ordem Hymenoptera é comum, pois as espécies pertencentes a essa ordem são bem adaptadas às perturbações e às variações climáticas (Ferreira 2007; Lewinsohn et al 2005), sendo assim conseguem habitar vários ambientes diferentes. Já a ordem Coleoptera é muito influenciada pela sazonalidade (Gianizella & Prado 1999) e, dessa forma foi bem representada nas coletas pelo fato delas terem sido realizadas na estação chuvosa da Caatinga.

A diferenciação das ordens e quantidade de morfoespécies encontradas nas três áreas explica-se pelo fato da Caatinga apresentar características climáticas extremas, como alta radiação solar, alta temperatura, baixa umidade relativa e baixas precipitações (Reis 1976), fazendo com que a vegetação torne-se um fator importante para determinar as espécies de artrópodes da região, uma vez que é ela quem vai fornecer habitat, alimentação e condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento dessas espécies. De acordo com nossos resultados, o estrato arbustivo apresentou maior quantidade de morfoespécies e ordens de artrópodes,

isso pode indicar esses estrato propicia melhores condições e recursos para que uma diversidade maior desses animais coesista quando comparado aos outros estratos.

Segundo Hernández (2007), as populações de artrópodes da Caatinga variam bastante ao longo do ano e apresentam picos de abundância determinados pela pluviosidade, já que nos períodos secos os recursos são limitados e poucas espécies conseguem manter-se (Zanella & Martins 2003). É importante que sejam realizados mais estudos sobre a diversidade de artrópodes de solo da caatinga, uma vez que eles possuem importância na ciclagem de nutrientes (Silva & Bandeira 1999) e podem fornecer informações importantes sobre as alterações ambientais já que respondem rapidamente a elas (Freitas et al 2004), facilitando, assim, os estudos de conservação da região.

AGRADECIMENTOS

À equipe organizadora do Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga, ao monitor Felipe pelo auxílio na ideia e realização desse projeto, aos professores Alan e Xavi por todas as colaborações dadas e aos colegas Hugo, Márcia e Daniela pela ajuda em campo, na coleta e na triagem dos insetos e Caio pela ajuda na confecção do relatório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber, A. N. 1999. Sertões e sertanejos: uma geografia humana e sofrida In: Dossiê Nordeste seco. Estudos avançados, 13 (36).
- Ferreira, N. A., Almeida, A. J., Paula, T. D., Fonseca, M. L., Santos, S. A., Veloso-Júnior, V. C., Talamoni, S. A. 2007. Diversidade, riqueza e abundância de artrópodes em uma área de mata urbana. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- Freitas, A. V. L., Francini, R. B. & Brown-Junior, K. S. 2004. Insetos como indicadores ambientais. In: Cullen-Junior, L., Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (org.). Métodos de estudos em biologia da conservação e

- manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, cap. 5, pp. 125-152.
- Gianizella, S. L. & Prado, A. P. 1999. Ocorrência e sazonalidade de *Omorgus* (*Omorgus*) *suberosus* (Fabr.) (Trogidae: Coleoptera) em esterco de aves poedeiras, em Monte Mor, SP. *Anais da Sociedade Entomológica Brasileira*, 28(4): 749-751.
- Gullan, P. J. & Cranston, P. S. 2010. *The insects: an outline of entomology*. British Library, 4th ed.
- Hernández, M. I. M. 2007. Besouros escarabeíno (*Coleoptera: Scarabaeidae*) da caatinga paraibana, Brasil. *Oecol. Bras.*, 11 (3): 356-364.
- Ianuzzi, L., Maia, A. C. D., Nobre, C. E. B., Suzuki, D. K., Muniz, F. J. A. 2003. Padrões locais de diversidade de Coleoptera (Insecta) em vegetação na caatinga. In: I. Leal; M. Tabarelli & J.M.C. da Silva, (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. ed. Universitária da UFPE. 804 p.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fundo de Cultura Econômica, México - Buenos Aires, 478 pp.
- Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. & Lacher Jr., T.E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* 1: 139-146.
- Lewinsohn, T. M.; Freiteas, A.V. L.; Prado, P.I. 2005. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 62-68.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, vol. 8, no 3, p. 21-27.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 1998. Primeiro relatório nacional para a Conservação sobre Biodiversidade Biológica – Brasil. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Brasília.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Conservação e promoção do uso da diversidade genética – Agrobiodiversidade – Conservação *in situ*, *ex situ* e *on farm*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/conservação-e-promoção-do-uso-da-diversidade-genética/agrobiodiversidade/conservação-in-situ,-ex-situ-e-on-farm>> (acesso em 18 de jun. 2014).

- Reis, A.C. 1976. Clima da Caatinga. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 46: 325-335.
- Silva, E. G., Bandeira, A. G. 1999. Abundância e distribuição vertical de cupins (Insecta: Isoptera) em solo de Mata Atlântica, João Pessoa, Paraíba, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*, 13 (1/2): 13-36.
- Souza, E. S. H. 2012. Estrutura da comunidade de insetos (Arthropoda, Insecta) em sistemas de produção de hortaliças e agrofloresta no Distrito Federal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal.
- Tabarelli, M., J. M. C. Silva, A. M. M. Santos & A. Vicente. 2000. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. Pp. 13 *in*: J. M. C. Silva & M. Tabarelli (coord.) *Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga*. Petrolina, Pernambuco.
- Vellend, M. Conceptual synthesis in community ecology. *The quarterly review of biology*, Chicago, v.85, n. 2, junho. 2010. Disponível em: <<http://www.slashdocs.com/mkiqmx/vellend-2010-conceitos-de-ecologia-de-comunidade.html>> Acesso em 26 jun. 2014.
- Zanella, F.C.V. & Martins, C.F. 2003. Abelhas da caatinga: biogeografia, ecologia e conservação. Pp 75-143. In: I. Leal; M. Tabarelli & J.M.C. da Silva, (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. ed. Universitária da UFPE. 804 p.

26 ABUNDÂNCIA DE PLÂNTULAS DE *SYAGRUS CORONATA* (MART.) BECC. (ARECACEAE) EM ÁREAS DE REGENERAÇÃO APÓS CORTE E QUEIMA

Carlos Henrique F. Silva

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

RESUMO

Os efeitos do fogo sobre a biota podem variar desde a eliminação total do banco de sementes, até a quebra de dormência de algumas espécies e a alteração na estrutura populacional. Nesse sentido, compreender como a biota responde aos eventos deste distúrbio é de extrema relevância para o manejo e a conservação dos ecossistemas terrestres, especialmente em face das mudanças ambientais globais e ao risco que estas perturbações representam para espécies. Diante disso, este trabalho objetivou avaliar a capacidade de regeneração após o sistema corte queima em áreas com diferentes idades de abandono utilizando a espécie *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (8°2'00" e 8°36'35" ao sul e 37°09'30" e 37°14'40") e em cada uma das oito áreas com diferentes tempos de abandono foram estabelecidas parcelas de 30 X 2m nas quais o número de plântulas foram registradas. A relação entre abundância de plântulas e as diferentes idades de abandono foi avaliada a partir de regressão linear simples. Os resultados revelaram que, ao contrário do esperado, as diferentes idades de abandono não explicam a abundância de plântulas, sendo que a maior ocorrência destas pode estar correlacionada com a distância da planta mãe.

PALAVRAS-CHAVE: Conservação - Perturbação antrópica - Recrutamento de plântulas.

INTRODUÇÃO

O uso do fogo pelas populações humanas é uma prática frequente e suas aplicações se estendem desde a renovação da biomassa da vegetação e fertilização do solo, até o aumento da palatabilidade vegetal para o pastoreio (Coutinho 1981). Esse distúrbio, de origem natural ou humana, pode afetar simultaneamente as reproduções sexual e vegetativa, o estabelecimento de plântulas, o tamanho, crescimento e mortalidade dos indivíduos, sendo que cada espécie vegetal responde de forma particular à sua ocorrência (Hoffman 1999). O fogo pode ainda ocasionar modificações na abundância relativa das espécies vegetais (Bilbao et al. 2009), de tal modo, que uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo aconteçam (Libano & Felfili 2006). Neste sentido, os eventos de queima atuam como forte modeladores das espécies vegetais em muitos ecossistemas globais e cujos efeitos variam mediante a frequência, intensidade e duração dos incêndios, bem como segundo a matriz a qual a área atingida se insere, a topografia, a temperatura, a umidade e o vento (Whelan 1995, Fiedler et al. 2004).

Os efeitos positivos do fogo sobre a vegetação de algumas formações vegetais, como a dizer das savânicas são bastante conhecidos (e.g. Williams et al. 1999, Higgins et al. 2000, Andersen et al. 2003, Roitman et al. 2008;). Sabe-se, por exemplo, que em áreas de cerrado *stricto sensu* o fogo, pode reduzir a densidade das espécies arbóreas, através da mortalidade de pequenos indivíduos; antecipar e intensificar os períodos de floração (Brewer 2008, Miola et al. 2010); estimular a produção de botões e frutos (Miola et al. 2010), e favorecer recrutamento de plântulas (Pausas et al. 2004). Por outro lado, o impacto que o fogo desempenha sobre algumas florestas, como, por exemplo, a caatinga ainda é pouco explorado.

A caatinga é um mosaico de florestas tropicais sazonalmente secas e arbustos esclerófitos espinhentos que ocupa 11% do território nacional (Velooso et al. 2002). Essa região constitui-se uma das áreas áridas mais populosas do mundo, somando 26 habitantes a cada quilômetro quadrado (INSA 2012). Vários são os fatores ecológicos e biológicos que fazem com que a caatinga seja uma das mais habitadas e exploradas do globo, a exemplo de menor estrutura vegetacional, solos férteis, condições favoráveis à criação de animais e à agricultura (Murphy & Lugo 1986). Assim, são bastante comuns na caatinga inúmeras fontes de

perturbação humana, como por exemplo, o sistema agropastoril, a coleta de lenha, a caça, e a agricultura itinerante (Leal et al. 2005).

Dentre as diferentes formas de perturbações humanas praticadas na caatinga, merece destaque a agricultura de corte e queima, sistema em que o agricultor desmata áreas utilizadas para o cultivo e estas são posteriormente queimadas e abandonadas, devido a sua baixa produtividade (Nunes et al. 2009). Os efeitos negativos desse sistema de cultivo, podem ser observados por meio da perda de nutrientes e redução na fertilidade do solo (McDonald et al. 2000); deterioração das propriedades físicas do solo (Pereira & Vieira 2001) e perda da biodiversidade (Zhang et al. 2002).

Dado que os efeitos do fogo são variáveis, compreender o processo de regeneração das espécies nativas após corte e queima é necessário para o estabelecimento de manejo sustentável adequado em áreas exploradas para lenha e agricultura itinerante. Assim, o presente estudo objetivou avaliar a cronossequência e abundância de plântulas após sistema corte queima em áreas com diferentes idades de abandono utilizando como modelo a palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. Os processos de controle de germinação em espécies de Arecaceae ainda são minimamente conhecidos. Entretanto, sabe-se, por exemplo, que é necessária uma variação quanto ao número de dias necessários para a germinação (Carvalho et al. 2005). Além disso, é comum que sementes de palmeiras não respondam de maneira favorável às condições adequadas de germinação, podendo este fato estar relacionado aos obstáculos mecânicos, a exemplo da espessura da testa e endocarpo (Tomlinson 1990).

Como se sabe, na caatinga o fogo de origem natural é pouco frequente, assim pode-se esperar que as espécies vegetais não utilizem deste mecanismo como promotor da quebra de dormência de sementes. Contudo, esta perturbação pode promover o recrutamento em algumas espécies com destaque para aquelas em que dispõe de tegumentos rígidos, que atuam sobre a impermeabilidade à penetração de água para o embrião e endosperma (Pinheiro 1986). Assim, tem-se a seguinte pergunta: Como acontece a regeneração de *S. coronata* em áreas com diferentes períodos de abandono? A minha hipótese é que áreas que foram abandonadas mais recentemente, após o sistema de corte e queima, terão um maior número de plântulas

quando comparadas àquelas mais antigas, devido à ação do fogo sobre a quebra de dormência, dado que em espécies de palmeiras, o baixo índice de germinação pode estar associado à resistência mecânica dos embriões imaturos (Bewley & Black 1994).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, localizado nas coordenadas geográficas 8°2'00" e 8°36'35" ao sul; e 37°09'30" e 37°14'40" ao oeste. O parque apresenta uma área de 607 Km², abrangendo parte dos municípios de Ibimirim, Tupanatinga e Buíque situados na região central do Estado de Pernambuco. 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. A precipitação pluviométrica anual na região varia entre os 480 e 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (Sociedade Nordestina de Ecologia 2002).

A vegetação do PARNA esta é bastante diversificada, devido à interação do clima e outros fatores, a exemplo do solo, relevo, altitude e processos geológicos ocorridos, especialmente, no Terciário e Quaternário. Assim, é comum encontrar na área vegetação do tipo arbustivo-arbórea; arbustiva com predominância de elementos de cerrado; arbustiva com elementos de campos rupestres; florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia. Os grupos vegetais mais representativos do parque são espécies das famílias Leguminosae, Euphorbiaceae, Boraginaceae e Burseraceae.

O parque foi estabelecido apenas recentemente (2002). Assim, a presença de famílias rurais faz com que a área seja constantemente afetada por diversas fontes de perturbação, como coleta de madeira para a construção de cercas, a caça, a pecuária, a agricultura, entre outros (Sociedade Nordestina de Ecologia 2002, Rito et al. 2016). O modelo de agricultura de corte e queima praticado na região, tornam o parque uma excelente oportunidade para investigar as questões propostas no presente trabalho.

Modelo de estudo

A família Arecaceae é constituída por mais de 2.500 espécies, distribuídas em 200 gêneros, predominantemente nas regiões tropicais (Janick & Paul 2006). O grupo constitui a terceira família botânica economicamente mais importante e dentre os clados de maior representatividade para o semiárido nordestino merece destaque *S. coronata* (popularmente conhecida como licuri), que ocorre nos estados de Sergipe, Alagoas, Bahia, Pernambuco e também o norte de Minas Gerais (Noblick 1986). A espécie apresenta grande importância econômica, dado que é bastante utilizada para a subsistência de algumas populações humanas (Drumond 2007). No âmbito ecológico, é considerada uma espécie-chave, pois dispõe de alta densidade de indivíduos em suas populações; abrigam diversas espécies de epífitas em suas bainhas foliares, e os seus frutos servem como dieta para animais (e.g. répteis, aves e mamíferos) em épocas de escassez de alimentos (Alvarenga Jr. 2012).

Segundo a Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA 2009), todas as partes do licuri possuem potencial para serem transformadas em ingredientes comerciais. As folhas são utilizadas para a confecção de artesanatos, bem como fornecem a cera utilizada na produção de vários produtos. Os frutos podem ser utilizados para a produção de alimentos, óleos e doces e do caule se extrai o palmito- que pode se transformar em farinha. As fibras podem ser empregadas na produção de compósitos poliméricos, motivo pelo qual a espécie pode ser amplamente utilizada sem que haja o manejo adequado.

Coleta dos dados

Para avaliar os efeitos da agricultura corte queima sobre a regeneração de *S. coronata* foram selecionadas o maior número de áreas, tanto quanto possível (Figura 1). As idades das áreas foram baseadas no conhecimento dos moradores da região, a saber: I) três anos; II) sete anos; III) dez anos; IV) 17 anos; V) 23 anos; VI) 30 anos; VII) 40 anos e VIII) 50 anos. Estas áreas foram anteriormente utilizadas principalmente para os cultivos de milho, feijão e melancia, e após submetidas ao sistema corte e queima foram abandonadas.

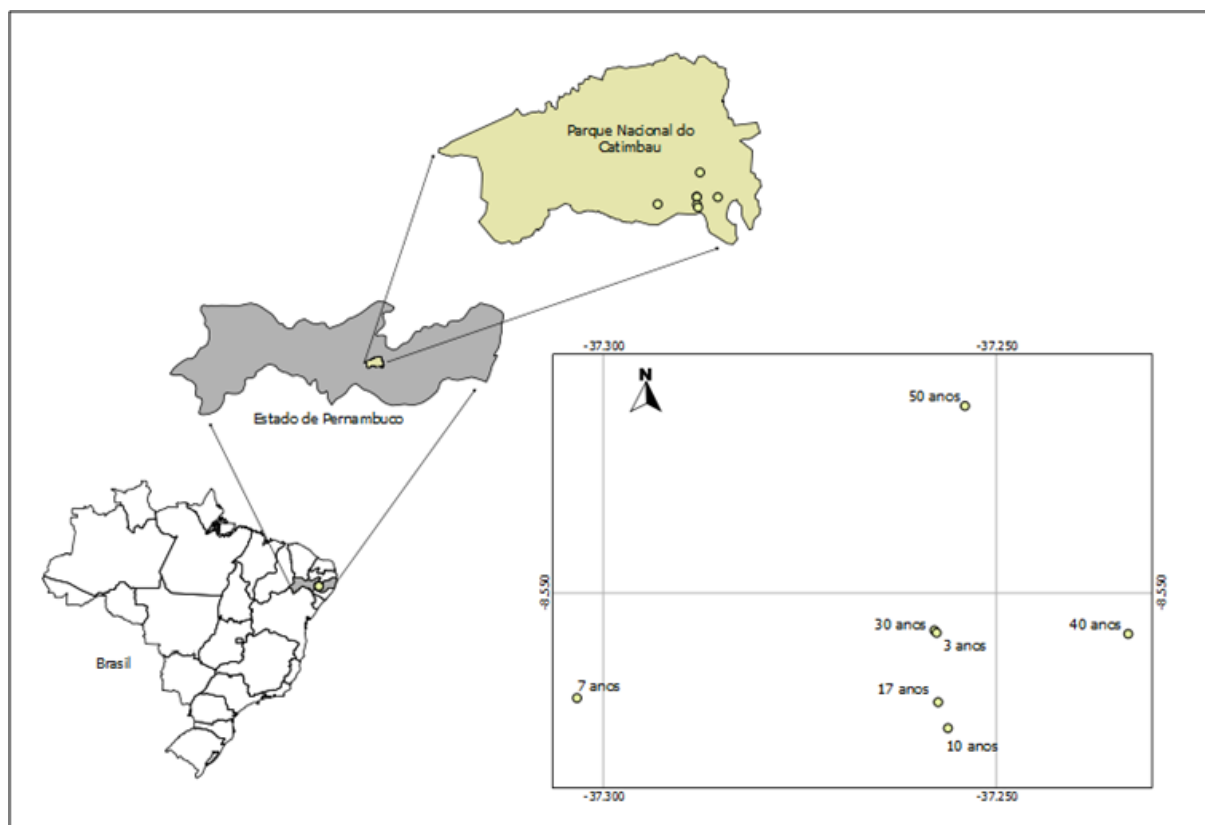


Figura 1 – Localização do Parque Nacional do Catimbau e áreas de coleta de dados.

Em cada uma das oito áreas estudadas três transectos de 30m X 2m foram estabelecidos, os quais foram percorridos e o número total de plântulas por parcela registrado. O tamanho máximo dos espécimes foi padronizado em 50 cm de altura. A localização de cada área foi georreferenciada para posterior confecção de mapa.

Análises estatísticas

Para avaliar a relação entre o número de plântulas e a idade de abandono das áreas foi realizada Regressão Linear Simples, descrita em Sokal e Rohlf (1994) e performada no programa STATISTICA, versão 5.3.

RESULTADOS

Ao contrário do que se esperava, as diferentes idades de abandono não se relacionaram com abundância de plântulas nas áreas estudadas e aquelas com menor tempo de regeneração não apresentaram diferenças significativas em relação ao parâmetro avaliado ($r^2= 0.41$; $gl=7$; $p= 0.08$). Apesar de haver um maior número de plântulas nas áreas em início de regeneração (áreas I e II), verificou-se um aparente decréscimo no número de plântulas não significativo, sendo que na em estágios de regeneração avançados (V) nenhum indivíduo foi registrado (Fig. 2).

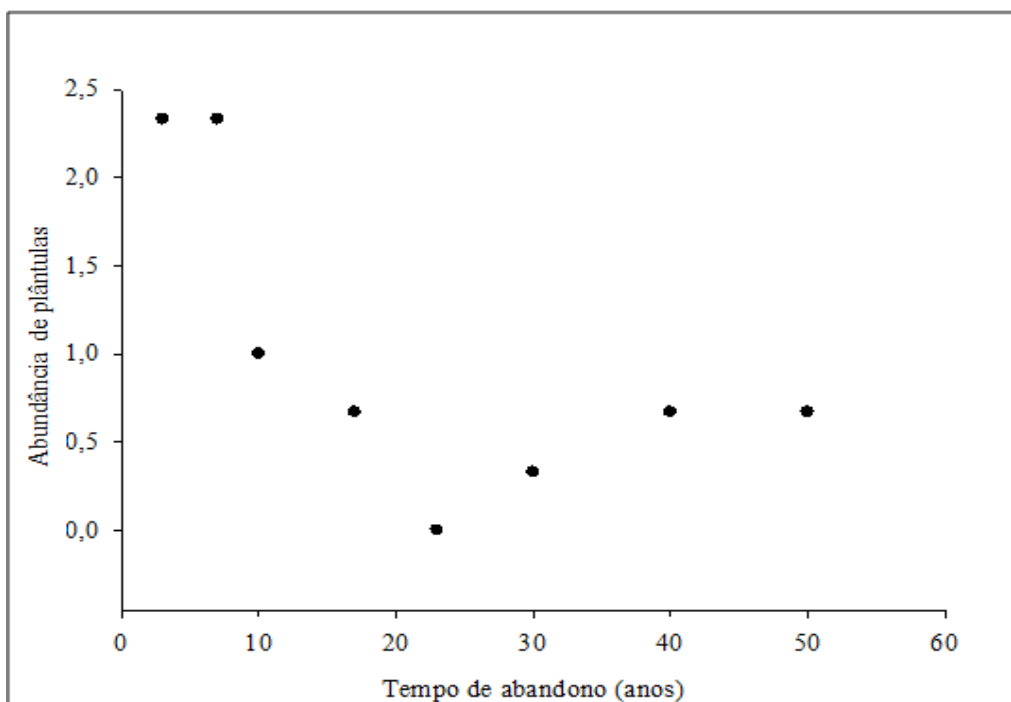


Figura 2 – Relação da abundância de plântulas com as diferentes idades de abandono ($r^2= 0.41$; $gl=7$; $p= 0.08$).

DISCUSSÃO

As diferentes idades de abandono, embora revelando uma tendência, não podem ser consideradas para explicar a abundância de plântulas da espécie *S. coronata*. Uma possível explicação para o maior quantitativo de plântulas nas áreas em que foram encontradas seria a distância que estas possuem da planta mãe, uma vez que, foi observado em campo, que em áreas onde o número de indivíduos em estágio juvenil foi maior (áreas I e II) não se registrou espécimes adultos, ao passo que àquelas onde a abundância de plântulas foi menor ou nula (áreas V e VI) percebeu-se um maior quantitativo de plantas adultas. A presença de adultos nestas áreas pode atuar como um competidor pelos mesmos recursos. Como se sabe, existem fortes pressões seletivas que podem atuar no sentido contrário ao da agregação de indivíduos, tanto no espaço quanto no tempo, onde a competição e a interferência direta entre os indivíduos merecem destaque (Begon et al. 2007). Desta maneira, sugere-se que estudos complementares que avaliem a relação entre a distância da planta

parental e a abundância de plântulas sejam realizados para esclarecer quais os mecanismos atuam sobre o processo de regeneração da espécie após abandono das áreas.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Pernambuco, pela realização do VII Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, bem como aos professores participantes desta edição, em especial à Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Alan Andersen. Aos monitores, pela disponibilidade em ajudar durante todas as fases do curso. Aos recursos humanos da Serra da Capivara e Catimbau, por fazer com que a estadia acontecesse de maneira agradável. E a todos os colegas desta edição, pelo apoio, troca de experiências e por tornar os dias mais divertidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarenga, Jr., E.R. 2012. Cultivo e aproveitamento do licuri (*Syagrus coronata*). Dossiê técnico. Minas Gerais, 24p.
- Andersen, A.N., Cook, G.D. & Williams, R.J. 2003. Fire in Tropical Savannas: The Kapalga Experiment. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, j. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistemas. Artmed Porto Alegre, RS, BR, 752p.
- Bewley, J. D. & Black, M. 1982. Physiology and biochemistry of seed in relation to germination: viability, dormancy and environmental control. Berlin: Springer-Verlag, 375 p.
- Bilbao, B., Leal, A., Méndez, C. & Delgado-Cartay, M.D. 2009. The role of fire in the vegetation dynamics of upland savannas of the Venezuelan Guayana. In: Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics. Chichester, Springer-Praxis.
- Brewer, J.S. 2008. Geographic variation in flowering responses to fire and season of clipping in a fireadapted plant. The American Midland Naturalist, 160: 235-249.

- Carvalho, N. O. S.; Pelacani, C. R.; Rodrigues, M. O. de. S. & Crepaldi, I. C. 2005. Uso de substâncias reguladoras e não-específicas na germinação de sementes de licuri (*Syagrus coronata* (MART.) BECC). *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 5: 28-32.
- Coutinho, L.M.. 1981. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. Nota sobre a ocorrência e datação de carvões encontrados no interior de solo sob cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*. 4:115-117.
- Drumond, M.A. 2007. Licuri *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. Petrolina: EMBRAPA Semi-Árido. 16 p.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2009. Projeto da EMBRAPA estuda formas de aproveitamento do ouricuri por agricultores familiares. Agronline, Curitiba. Disponível em: <<http://www.agronline.com.br/agronoticias/noticia.php?id=5964>> (acesso em 17 de jun. 2014).
- Fiedler, N.C., Azevedo, I.N.C., Resende, A.V., Medeiros, M.B. & Venturoli, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na Fazenda Água Limpa - DF. *Revista Árvore*, 28: 129-138.
- Higgins, S.I., Bond, W.J. & Trollope, W.S.W. 2000. Fire, resprouting and variability, a recipe for grass–tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88: 213-229.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology*, 80: 1354-1369.
- Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: a comparison of savanna and forest species. *Biotropica*, 32: 62-69.
- INSA – Instituto Nacional do Semiárido. 2012. Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro. INSA, Campina Grande, 107p.
- Janick, J., Paull, R.E. 2006. *The Encyclopedia of Fruit & Nuts*. Cambridge: Cambridge University, 160p.
- Leal, I.R., Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, BR.
- Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. & Lacher, T.E. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19: 701-706.

- Libano, A.M. & Felfili, M.J. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 927-936.
- McDonald, M.A.; Healey, J.R. & Stevens, P. A. 2000. The effects of secondary forest clearance and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 92: 1-1.
- Miola, D.T.B., Correia, H.V.L., Fernandes, G.W. & Negreiros, D. 2010.. Efeito do fogo na fenologia de *Syagrus glaucescens* Glaz. ex Becc. (Arecaceae). *Neotropical Biology and Conservation*, 5:146-153.
- Murphy, P.G. & Lugo, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:67-88.
- Noblick, L.R. 1986. Palmeiras das caatingas da Bahia e as potencialidades econômicas. In: Simpósio sobre a Caatinga e sua Exploração Racional, pp.99-115. EMBRAPA, Brasília, DF.
- Nunes, L.A.P.L., Araújo-Filho, J.A., Holanda Júnior, E.V. & Menezes, R.I.Q. 2009. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solo sob caatinga no semi-árido nordestino. *Revista Caatinga*, 22: 131-140.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith D.A. & Keeley, J.E. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, 85:1085-1100.
- Pereira, C.A. & Vieira, I. C. G. 2001. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. *Interciência*, 26: 337-341.
- Pinheiro, C.U.B. 1986. Germinação de sementes de palmeiras: revisão bibliográfica. Teresina: EMBRAPA-UEPAE de Teresina, PI, BR.
- Rito, K.F., Arroyo-Rodríguez, V., De Queiroz, R.T., Leal, I.R. & Tabarelli, M. 2016. Rainfall mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105: 828-838.
- Roitman, I., Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period. *Plant Ecology*, 197: 255-267.

- 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”. Relatório técnico.
- Sokal. R. & Rohlf, J.F. 1994. Biometry: The Principles and Practices of Statistics in Biological Research. Hardback. San Francisco, CA, USA, 937p.
- Tomlinson, P. B. 1990. The structural biology of palms. Oxford, Clarendon Press, 477 p.
- Veloso, A.L.; Sampaio, E.V.S.B. & Pareyn, F.G.C. 2002. Ecorregiões: Propostas para o Bioma Caatinga. Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental and The Nature Conservancy do Brasil, Recife, 76p.
- Whelan, R.J. 1995. The ecology of fire. Cambridge, University Press. 364p.
- Williams, R.J., Cook, G.D., Gill, A.M. & Moore, P.H.R. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Journal of Ecology*, 24: 50-59.
- Zhang, Q.; Justice, C. O. & Desanker, P. V. 2002. Impacts of simulated shifting cultivation on deforestation and the carbon stocks of the forests of Central Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 203-209.

27 PRESENÇA DE ESPINHOS EM PLANTAS DA CAATINGA DE CRISTALINO E SEDIMENTAR

Fagner Daniel Teixeira

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

RESUMO

Características do solo influenciam a comunidade de plantas do ambiente já que fornecem condições e recursos adequados. Desta forma, mesmo se locais estejam dentro de um mesmo domínio biogeográfico, a vegetação pode variar em função de diferentes características do solo. Espera-se que em locais menos férteis as plantas tenham investido mais em defesas contra herbívoros. Tendo em vista as diferenças marcantes entre a vegetação de caatinga presente sobre o embasamento cristalino e sobre as bacias sedimentares, esperava-se que haveria significativas diferenças da riqueza e abundância de plantas com espinho entre tais ambientes. Para testar essa hipótese foram amostradas duas localidades por meio de três transectos em cada. As plantas foram identificadas em morfotipos e então foi avaliada a presença de espinhos nos galhos. Observou-se que não há diferenças entre a proporção de morfotipos, porém há significativa diferença entre a abundância, sendo o número de plantas sem espinho maior na vegetação sobre as bacias sedimentares. Por outro lado, estes resultados foram fortemente influenciados pela dominância de uma única espécie. Desta forma, as características edáficas parecem não influenciar toda a comunidade, e sim apenas algumas espécies.

PALAVRAS-CHAVE: Alocação de recursos - Defesa física - Caatinga.

INTRODUÇÃO

O domínio morfoclimático Caatinga abriga uma rica vegetação arbustivo-arbórea com 4.322 espécies (Forzza et al., 2012), notáveis devido a presença de mecanismos que possibilitam sua sobrevivência em condições de seca, tais como folhas caducas no verão e presença de espinhos (Andrade-Lima, 1981).

Características do solo e clima influenciam diretamente o desenvolvimento e crescimento de plantas, especialmente no domínio biogeográfico Caatinga que apresenta elevada heterogeneidade de solo e clima (Prado 2003). Sabe-se que a composição florística e a estrutura do componente lenhoso de áreas de caatinga instaladas sobre o embasamento cristalino tem apresentado diferenças em relação às ocorrentes sobre bacias sedimentares (Oliveira et al. 1997; Lemos & Rodal 2002). A Caatinga do embasamento cristalino apresenta solo mais fértil, raso, com maior capacidade de reter água e maior porcentagem de argila (Silva et al. 2009).

Com condições e recursos distintos para o desenvolvimento das plantas, pressupõe-se que, ao longo do processo evolutivo, as espécies presentes nesses dois ambientes tenham sofrido forças diferentes de pressão seletiva, exercidas especialmente pela megafauna de herbívoros que existiam no *Pleistoceno* (Carlette, 1999), de modo que em condições menos favoráveis as espécies tenham desenvolvido melhores mecanismos de defesa.

Desta forma, espera-se que as plantas de caatinga de sedimentar tenham, em sua maioria, presença marcante de espinhos, ao contrário de plantas do cristalino. Este estudo teve como objetivo responder a seguinte pergunta: Como a heterogeneidade edáfica influencia na defesa contra herbívoros nas assembleias de plantas lenhosas?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, município de Buíque, Pernambuco, Brasil. O clima é semiárido, com temperatura média anual de 23 C°, e precipitação média anual de 300 a 500 mm. A vegetação caracteriza-se pela predominância de vegetação típica da caatinga nos vales e presença de

espécies de cerrado nos topos das chapadas (Rodal *et al.* 1998). Nas áreas de Caatinga típica encontram-se fitofisionomias de caatinga de cristalino e caatinga de sedimentar, diferentes devido à fertilidade do solo, capacidade de reter água e conteúdo de argila, sendo que a primeira apresenta melhores condições para a vegetação (Silva *et al.* 2009).

Coleta dos dados

A coleta de dados foi realizada ao longo de seis transectos de 50 metros na Caatinga caracterizada como sedimentar e seis na Caatinga de cristalino. Este tipo de parcela permite que apenas um pesquisador realize o trabalho com menores chances de erro, já que a coleta é realizada em uma estreita faixa onde é possível coletar todos os dados sem se mover para os lados. Foram coletados dados de todas as plantas maiores que um metro de altura. Foi anotado o morfotipo e se possuía espinhos ou acúleos. Por meio destes dados foi possível avaliar diferenças da proporção de morfotipos com/sem espinho e número de indivíduos com/sem espinhos. Para isso, foi realizado um teste de Qui-quadrado no programa *Statistica*, versão 7.0 StatSoft.

RESULTADOS

Foram encontradas 30 morfotipos de plantas no cristalino (Média de 10,2 por parcela; Máxima e Mínima de 14 e 6, respectivamente) e 23 morfotipos no sedimentar (Média de 8,8 por parcela e Máxima e Mínima de 10 e 8 respectivamente). Destas, o cristalino apresentou 7 morfotipos com espinho (média de 3,3/ 1-5) e 23 sem espinho (media 6,5/ 3-9). Já o sedimentar apresentou 05 com espinho (média de 2,5 e mínimo e máxima de 2 e 4) e 18 sem espinho (média de 5,7 e mínimo e máxima de 5 e 7) (Figura 1). O teste de Qui-quadrado demonstrou não haver diferença na proporção de morfotipos com/sem espinho entre os dois locais ($\chi^2 = 0,13$; gl = 1; p = 0,72).

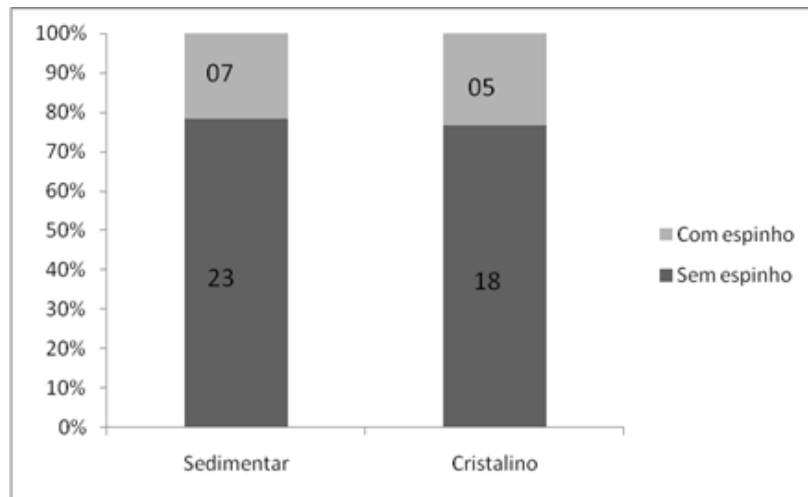


Figura 1 – Número de morfotipos com/sem espinho na caatinga de sedimentar e cristalino.

Quanto ao número de indivíduos, foram encontrados 279 na caatinga de cristalino, com média por parcela de 46,2, máxima de 50 e mínima de 34. Já na caatinga de sedimentar foram encontrados 193 indivíduos com média de 32,2 e máxima e mínima de 36 e 28 respectivamente (Figura 2). É importante salientar que nos dois locais um morfotipo foi dominante, com um representando 41,7% do total de indivíduos no Cristalino e outro 55,4% no sedimentar (Figura 3). Foram encontrados 191 indivíduos com espinho e 88 sem espinho na caatinga de cristalino; e 169 com espinho e 24 sem espinho na caatinga sedimentar. O teste de Qui-quadrado demonstrou haver diferença significativa na proporção de indivíduos com espinho e sem entre os dois locais ($\chi^2 = 21,3$; gl = 1; $p < 0,00$).

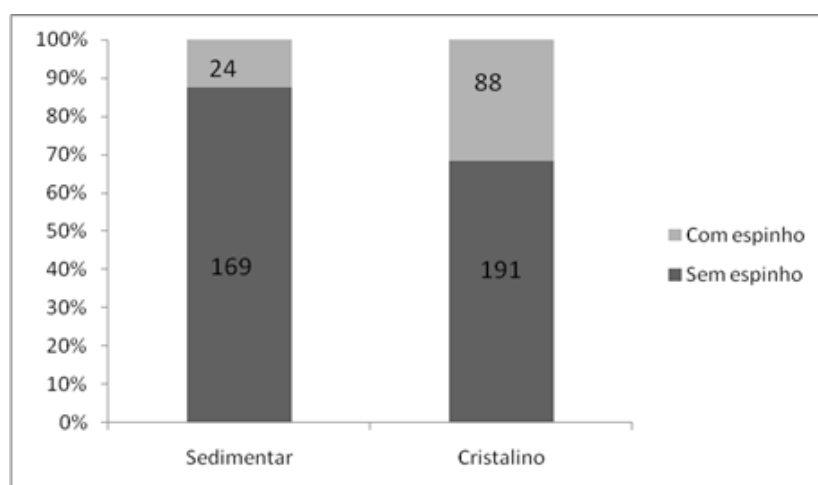


Figura 2 – Número de indivíduos com/sem espinho na caatinga de sedimentar e cristalino.

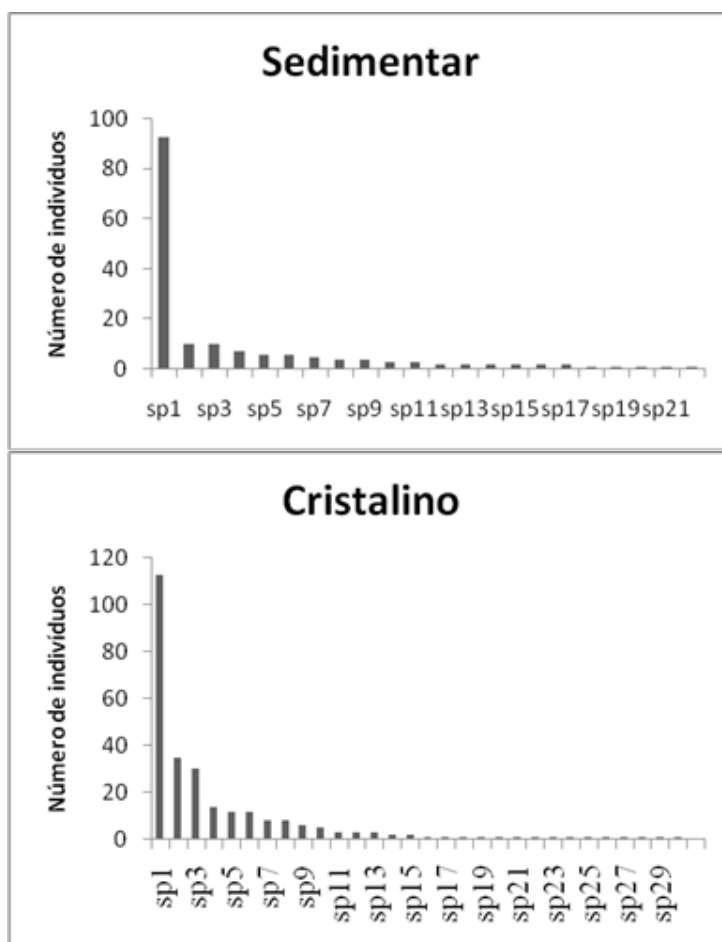


Figura 3 – Rank de abundância de indivíduos por ambiente.

DISCUSSÃO

Os dados demonstraram que a quantidade de indivíduos com espinho é maior no Cristalino, porém a proporção de morfotipos não difere. É possível que os resultados estejam relacionados a características individuais de duas espécies já que nos dois locais houve domínio de uma espécie, sendo uma sem espinho no sedimentar e outra com espinho no cristalino. Silva *et al.* 2009 discute que as características do solo não são decisivas na similaridade florística da caatinga quando as áreas são próximas, mas pode influenciar a ocorrência e a frequência de algumas espécies.

Desconsiderando a dominância dessas espécies, é possível que ambas as áreas sustentem plantas com proporção de espinhos similares. A catinga de cristalino apresenta solo mais fértil que a catinga de sedimentar

(Silva *et al.* 2009), porém nesta última a precipitação é maior, o que aumenta a qualidade do habitat. Assim sendo, pode ter havido uma pressão de predação similar entre as áreas.

Por outro lado, desde a extinção de predadores potenciais, é possível que tenha havido um relaxamento da pressão seletiva com reflexo nas observações aqui apresentadas. Esses predadores foram extintos no final do Pleistoceno, cerca de 10 mil anos atrás (Martin 1995). Desta forma, é possível que a proporção existente agora não seja mais um reflexo da pressão exercida por esses predadores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Lima, D.A. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica.*, Rio de Janeiro, v.4, n.1, p. 149-163, 1981.
- Carlette, C. 1999. Pleistocene mammals of the cerrado and caatinga of Brazil. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics*. J.F. Eisenberg and K.H. Redford. Chicago: University of Chicago Press.
- Forzza, R.C.; Baumgratz, J.F.A.; Bicudo, C.E.M.; Canhos, D.A.L.; Carvalho Jr., A.A.; Coelho, M.A.N.; Costa, A.F.; Costa, D.P.; Hopkins, M.G.; Leitman, P.M.; Lohmann, L.G.; Lughadha, E.N.; Maia, L.C.; Martinelli, G.; Menezes, M.; Morim, M.P.; Peixoto, A.L.; Pirani, J.R.; Prado, J.; Queiroz, L.P.; Souza, S.; Souza, V.C.; Stehmann, J.R.; Sylvestre, L.S.; Walter, B.M.T. & Zappi, D.C. 2012. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *Bioscience* 62:39-45.
- Lemos, J.R. & Rodal, M.J.N. 2002. Fitossociologia do componente lenhoso em um trecho de vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16: 23-42.
- Martin, P. S. 1995. Prehistoric overkill: the global model. Pages 354-403 in P. S. Martin and R. G. Klein, editors. *Quaternary extinctions: a prehistoric revolution*. University of Arizona Press, Tucson.
- Oliveira, M.E.A.; Sampaio, E.V.S.B.; Castro, A.A.J.F. & Rodal, M.J.N. 1997. Flora e fitossociologia de uma área de transição carrasco-caatinga de areia em Padre Marcos. Piauí. *Naturalia* 22: 131-150.
- Prado, D. 2003. As caatingas da América do Sul. Pp. 3-73. In: R.I. Leal; M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e Conservação da caatinga*. Recife, Editora Universitária.

Silva, K. A.; Araújo, E. L.; Ferraz, E. M. N.; Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 100-110, 2009.

Rodal, M.J.N., Andrade, K.V.S., Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitosociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista. Brasil.*

28 PARTIÇÃO ADITIVA DA DIVERSIDADE DE FAUNA ASSOCIADA A GRUPOS DE *AECHMEA* SP. (BROMELIACEAE)

Felipe Siqueira Campos

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, ES-08028, Barcelona, Spain.

RESUMO

A escolha de microhabitats está relacionada com adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies. A disponibilidade e o agrupamento de bromélias pode afetar a distribuição das comunidades faunísticas que habitam seus interiores. Nesse sentido, este trabalho teve o objetivo de avaliar a distribuição da diversidade da fauna associada a grupos de bromélias do gênero *Aechmea*, testando se o tamanho e o número de grupos de bromélias por área são proporcionais à diversidade dos grupos faunísticos que vivem nestas bromélias e como a diversidade de espécies associadas às estas bromélias se distribui ao longo de diferentes escalas espaciais. Vinte agrupamentos de bromélias foram analisados no Parque Nacional do Catimbau – PE. Posteriormente, foi utilizada uma partição aditiva da diversidade entre bromélias de um mesmo agrupamento e entre agrupamentos diferentes. Foram encontrados 24 morfoespécies em um total de 243 indivíduos, entre as quais 18 corresponderam a invertebrados e 6 a vertebrados. A variação da diversidade de espécies em função da escala espacial apresentou uma complementaridade entre as escalas amostradas e os resultados obtidos indicaram que a riqueza de espécies foi explicada pela relação número de bromélias/área em cada agrupamento avaliado, mas não pelo seu tamanho. Portanto, este estudo sugere que agrupamentos de *Aechmea* mais adensados podem representar uma diversidade de fauna mais elevada que agrupamentos mais espaçados entre si.

PALAVRAS-CHAVE: Microhabitats - Bromélias - Caatinga.

INTRODUÇÃO

Entender padrões espaciais de diversidade de espécies é um dos principais objetivos em ecologia de comunidades (Stireman 2008). Estes padrões geralmente estão relacionados a fatores ambientais (Crist et al. 2003) e a interações inter e intra-específicas (Harms et al. 2000), que podem influenciar tanto a riqueza de uma determinada área como a distribuição espacial dos indivíduos (Stireman 2008). Além disso, a identificação de padrões espaciais de diversidade é variável conforme a escala de amostragem, de modo que o padrão observado em uma comunidade local pode ser diferente daquele encontrado em áreas mais amplas (Crist et al. 2003).

Embora vários trabalhos descrevam a diversidade alfa, principalmente em florestas tropicais, estudos sobre a variação da diversidade de espécies em diferentes escalas espaciais são geralmente raros (Condit et al. 2002). A diversidade total (gama) de uma área é composta pela diversidade alfa (α) e beta (β), sendo a diversidade alfa definida como a diversidade em um determinado local, a diversidade beta como a variação da diversidade entre locais distintos e a diversidade gama como a diversidade em uma ampla escala que corresponde a toda uma região avaliada (Legendre et al. 2005).

Muito se tem debatido sobre quais são os mecanismos ecológicos que determinam os padrões espaciais de diversidade de espécies, os quais já vêm sendo discutidos há cerca de dois séculos (Hawkins 2001). Condições climáticas e disponibilidade de água são geralmente consideradas como as principais propriedades que determinam a diversidade de espécies em muitos grupos taxonômicos (Hawkins 2003). Em ambientes semiáridos, as elevadas temperaturas e baixas umidades atuam como uma condição restritiva para as atividades de diversos organismos, o que reflete em fortes correlações entre riqueza de espécies e variáveis microclimáticas (Oliveira & Diniz-Filho 2010).

Vários grupos de animais são conhecidos por selecionarem microhabitats em que eles possam ter um melhor desempenho na aquisição de alimentos, atividades reprodutivas e proteção contra predadores (Bremset 2000, Urbanic et al. 2005, Kopp et al. 2006). A escolha de microhabitats específicos está relacionada com adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies (e.g., Crump 1971, Pough et al.

1977, Cardoso et al. 1989), de modo que é possível prever que espécies com amplos nichos ecológicos podem apresentar amplas distribuições geográficas, tolerando assim, uma grande variedade de condições de habitat (Gaston et al. 1997, Pyron 1999).

De acordo com a Teoria de Metapopulações proposta por Levins (1969) e desenvolvida por Hanski (1998), a diversidade de espécies em ilhas de vegetação pode variar tanto em relação a escalas espaciais, como em relação ao tamanho e grau de isolamento das mesmas. Apesar de estes dois componentes agirem em conjunto, vários estudos tem verificado maior influência do tamanho dos fragmentos e quantidade total de habitat do que do isolamento, em relação às respostas dos diferentes grupos de organismos (Fahrig 2003).

Mais de 1000 espécies de bromélias têm grande importância na manutenção da biodiversidade de diferentes espécies de invertebrados e pequenos vertebrados, já que a disposição de suas folhas em roseta forma um reservatório onde se acumulam água e matéria orgânica, o que caracteriza essas plantas como bromélias-tanque, criando microhabitats favoráveis para muitos grupos de organismos (Frank 1983, Benzing 1990, Little & Herbert 1996, Steiner et al. 2006). Estas plantas são capazes de crescer em diferentes habitats e condições microclimáticas, podendo ser terrestres, epífitas, rupícolas e saxícolas, sendo expostas ao sol ou não (Smith & Downs 1974). No entanto, pouco ainda se sabe sobre de que forma a disponibilidade e o agrupamento destas bromélias pode afetar a distribuição das comunidades faunísticas que habitam seus tanques (Lopez et al. 1998), o que causa uma lacuna de conhecimento nesta área.

Uma alternativa de estudo que pode suportar esta lacuna é a análise da variação da riqueza de espécies associadas a estas plantas ao longo de diferentes escalas espaciais, pode ser realizada por meio da partição aditiva da diversidade (ver Crist et al. 2003). Nesse sentido, este trabalho teve o objetivo de responder como se dá a distribuição da diversidade da fauna associada a grupos de bromélias-tanque do gênero *Aechmea* em diferentes tipos de agrupamentos espaciais, a fim de testar as seguintes hipóteses: 1) a diversidade da fauna associada aos grupos bromélias é diferente do esperado pelo acaso; 2) o tamanho dos agrupamentos e o número de bromélias que estão agrupadas são proporcionais à diversidade dos grupos

faunísticos que habitam estes agrupamentos; 3) A diversidade de espécies associadas às bromélias se distribui de forma compartilhada ao longo de diferentes escalas espaciais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de Caatinga arbustiva na Trilha do Camelo, no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau – PE (083158.3 S; 0371446.0 O), o qual abrange uma área total de cerca de 607 km², localizada entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanantiga, a aproximadamente 280 km de Recife (Melo 2012). O clima da região é tropical semiárido com temperaturas anuais médias de 23,7°C e precipitação média de 706 mm ao ano, variando de 650 a 1100 mm em relação ao regime de pluviosidade interanual, sendo o mês de novembro o mais seco e o mês de maio o mais chuvoso, com cerca de 70% das chuvas acumuladas (SADMET/INMET 2013). O PARNA do Catimbau apresenta uma vegetação heterogênea, com ao menos quatro fitofisionomias, as quais compreendem ambientes de campos rupestres, caatinga arbustiva, vegetação florestal perenifolia e vegetação arbustiva perenifolia (Rodal et al. 1998). A vegetação predominante na área de estudo é caracterizada por uma caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, entre os quais apresentam diferentes ilhas de vegetação compostas por agrupamentos de bromélias do gênero *Aechmea*.

Coleta dos dados

Foram analisados 20 agrupamentos de bromélias do gênero *Aechmea* ao longo da área de estudo, os quais foram definidos como ilhas de vegetação com a presença de um mínimo de 10 bromélias distantes no máximo um metro entre si (Figura 1, Tabela 1). Cada agrupamento foi dividido em cinco partes (i.e., centro, norte, sul, leste, oeste), de modo que foram selecionadas duas bromélias por cada parte, sendo 10 bromélias por cada grupo, totalizando 200 bromélias analisadas em geral. A área de cada agrupamento foi medida em relação ao comprimento e largura de toda a ilha de vegetação conforme uma forma elipsoide, assim como o número total de bromélias correspondente a cada agrupamento avaliado.

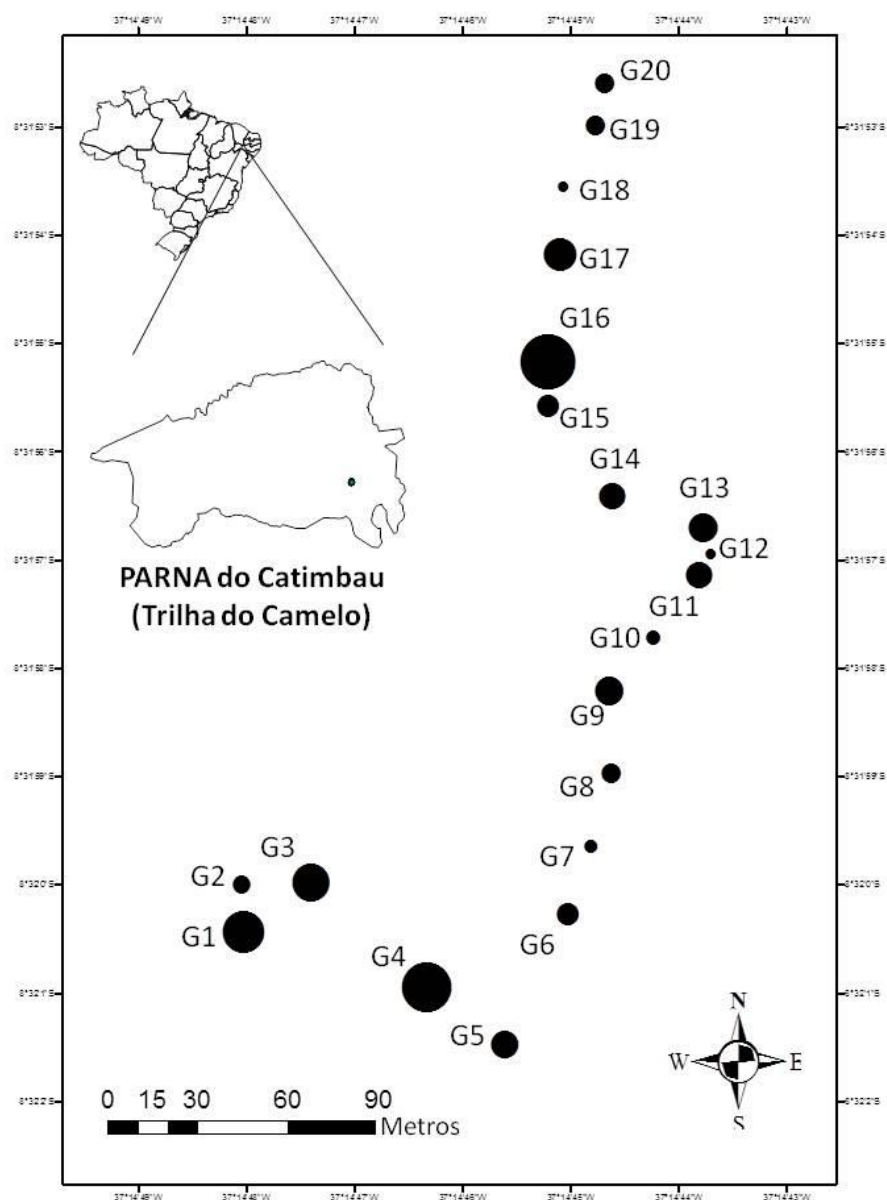


Figura 1 – Mapa de localização dos 20 grupos de bromélias *Aechmea* sp. avaliados na Trilha do Camelo, localizada no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Tabela 1 – Número de bromélias por área em cada agrupamento analisado no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Grupo	Número de Bromélias	Área (m ²)	Número de Bromélias por m ²
G1	32	28	1.14
G2	18	8	2.25
G3	26	24	1.08
G4	15	30	0.50
G5	20	12	1.67
G6	28	21	1.33
G7	24	10	2.40
G8	20	12	1.67
G9	34	20	1.70
G10	18	9	2.00
G11	36	15	2.40
G12	26	8	3.25
G13	35	15	2.33
G14	58	12	4.83
G15	16	6	2.67
G16	115	32	3.59
G17	21	12	1.75
G18	14	3	4.67
G19	19	6	3.17
G20	17	6	2.83

A riqueza e abundância da fauna associada a estes agrupamentos foram classificadas em nível de morfoespécies/ordem para invertebrados e espécies para vertebrados, de modo que esta classificação foi baseada somente nas 10 bromélias selecionadas em cada grupo avaliado, o que correspondeu a um total de 200 bromélias.

Análises estatísticas

Para ponderar a relação entre o número de espécies registradas em diferentes escalas espaciais, foi utilizada a partição aditiva da diversidade em dois níveis hierárquicos: entre bromélias de um mesmo

agrupamento e entre agrupamentos diferentes. Para cada nível espacial foi associado um valor de diversidade alfa e um valor de diversidade beta. Por exemplo, α_1 e β_1 representaram as diversidades alfa e beta no menor nível (i.e., cada bromélia, $N=200$), de maneira que β_2 correspondeu a diversidade beta no nível subsequente (i.e., entre cada agrupamento, $N= 20$). Assim, a significância estatística de cada componente foi avaliada através da probabilidade de encontrar os valores observados ao acaso, gerando um modelo nulo, o qual foi baseado em 10.000 aleatorizações dos valores de diversidade obtidos pela partição aditiva, conforme proposto por Crist et al. (2003). Todas as análises para a partição aditiva da diversidade foram realizadas pelo software R (R Development Core Team 2009), usando os algoritmos “boot” e “mass”, através da função “adipart” do pacote “vegan” (Oksanen et al. 2009).

Para avaliar a semelhança na composição de espécies entre os agrupamentos de bromélias avaliados, foi utilizada uma análise de agrupamento hierárquico baseado no coeficiente de Jaccard (Magurran 1988), o qual foi gerado através do software “Biodiversity Professional”, versão 2.0 (McAleece et al. 1997). A fim de determinar se a similaridade na composição de espécies entre os agrupamentos foi correlacionada com distâncias geográficas foi realizado o teste de Mantel, utilizando o programa NTSYS (Rohlf 1989; Manly 1997), de modo que as matrizes de correlação foram testadas através de 1.000 permutações aleatórias para gerar um modelo nulo de significância estatística.

Foram realizadas regressões lineares simples entre a área de cada agrupamento (i.e., comprimento x largura) pelo número de bromélias correspondente a cada um destes agrupamentos, assim como entre riqueza e abundância da fauna associada em cada agrupamento de bromélias pela área correspondente a cada um destes agrupamentos. Em adição, também foi realizada uma regressão linear simples entre o número de espécies registrado em cada agrupamento e o número de bromélias por unidade de área (i.e., m^2) em cada um destes agrupamentos, comparando as duas variáveis através de uma distribuição de probabilidade contínua. Todas estas análises foram realizadas através do software STATISTICA, versão 8.0 (StatSoft 2007).

As diferenças entre as áreas e o número de bromélias/área em cada agrupamento de bromélias foram avaliadas usando uma análise de similaridade (ANOSIM) executada no programa PAST (Hammer et al. 2001),

na qual quanto mais próximo o valor de R é o valor máximo (i.e., 1), menor a probabilidade de o uma distribuição aleatória, em outras palavras, maior a probabilidade de que as comunidades sejam diferentes (Clarke 1993).

RESULTADOS

Foram registrados 24 morfoespécies, sendo 18 invertebrados e 6 vertebrados, entre os quais corresponderam a um total de 243 indivíduos registrados dentro dos agrupamentos de bromélias *Aechmea* sp. avaliados no PARNA do Catimbau (Tabela 2). Entre todos os grupos taxonômicos identificados, os aracnídeos foram os que apresentaram um maior número de indivíduos registrados, representando cerca de 35% da abundância total amostrada (Tabela 2).

A partição aditiva da diversidade de fauna associada aos grupos de bromélias *Aechmea* sp. indicou que os dados relativos ao alfa e beta das duas escalas amostradas, ou seja, entre bromélias de um mesmo agrupamento e entre agrupamentos diferentes, demonstraram que a diversidade beta observada foi diferente à esperada ao acaso pelo modelo nulo (Figura 2). Apesar da variação da riqueza de espécies em função da escala espacial ter exibido uma aparente complementaridade entre as escalas amostradas, o confronto com o modelo nulo indicou um aumento na riqueza de espécies quando a diversidade observada entre agrupamentos diferentes foi comparada com a diversidade esperada entre eles, sendo que os demais valores esperados em uma distribuição de indivíduos aleatória foram superiores aos valores observados (Figura 2). No entanto, foi possível prever que a maior parte da diversidade da fauna associada a bromélias do gênero *Aechmea*, o que corresponde a 60% do total avaliado, pode ser representada pela diversidade de espécies entre os agrupamentos analisados (Figura 2).

Tabela 2 – Classificação e abundância das 24 morfoespécies registradas dentro dos grupos de bromélias *Aechmea* sp. avaliados no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Classe/Ordem	Morfoespécie/espécie	Abundância
Arachnida/ Araneae	sp1	33
Arachnida/ Araneae	sp2	25
Arachnida/ Araneae	sp3	10
Arachnida/ Araneae	sp4	13
Insecta/Hymenoptera	sp1	33
Insecta/Hymenoptera	sp2	3
Insecta/Hymenoptera	sp3	3
Insecta/Orthoptera	sp1	5
Insecta/Orthoptera	sp2	29
Insecta/Orthoptera	sp3	5
Insecta/Orthoptera	sp4	1
Insecta/Coleoptera	sp1	4
Insecta/Coleoptera	sp2	1
Insecta/Lepidoptera	sp1	2
Insecta/Diptera	sp1	12
Insecta/Diptera	sp2	14
Insecta/Isopoda	sp1	25
Diplopoda/Polydesmida	sp1	2
Reptilia/Squamata	<i>Tropidurus semitaeniatus</i>	5
Reptilia/Squamata	<i>Tropidurus hispidus</i>	4
Reptilia/Squamata	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	1
Reptilia/Squamata	<i>Ameivula ocellifera</i>	1
Amphibia/Anura	<i>Phyllodytes edelmoi</i>	10
Amphibia/Anura	<i>Phyllodytes luteolus</i>	2

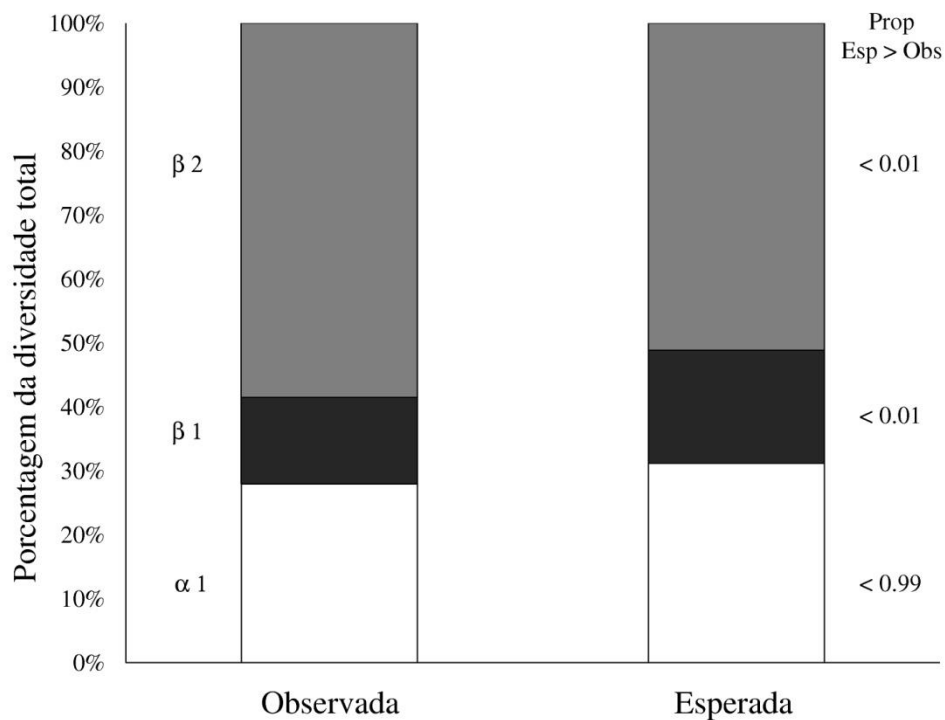


Figura 2 – Partição aditiva da diversidade de fauna associada aos grupos de bromélias *Aechmea* sp. em duas escalas espaciais avaliadas no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil. Os valores à direita são as proporções do número de vezes em que o valor esperado pelo modelo nulo (Esp) foi maior que o observado (Obs). Os valores percentuais correspondem à proporção do número de espécies registradas em cada escala espacial, sendo $\alpha 1$ e $\beta 1$ correspondentes as diversidades alfa e beta no menor nível (bromélias de um mesmo agrupamento) e $\beta 2$ a diversidade beta no nível subsequente (i.e., entre agrupamentos diferentes).

Os padrões de beta diversidade das comunidades faunísticas amostradas foram refletidos pela proporção de similaridade de espécies entre os agrupamentos de bromélias, os quais foram muito variáveis entre si, mesmo em relação a grupos vizinhos (Figura 3). A maior proporção de similaridade apontada pelo coeficiente de Jaccard foi entre os grupos G2 e G12, assim como G2 e G13 com 80% e 75% de similaridade respectivamente. De maneira geral, os valores obtidos foram médios, de modo que metade dos grupos avaliados teve uma similaridade acima de 50% e a outra metade abaixo de 50%, o que implica uma alta disparidade na composição específica de fauna associada entre os diferentes grupos de bromélias amostrados

(Figura 3). No entanto, o teste de Mantel não mostrou uma correlação significativa entre a composição de espécies e as distâncias geográficas dos agrupamentos de bromélias avaliados ($r=0,08$; $gl=19$; $p>0,05$), não corroborando com o padrão de alta beta diversidade observado na escala entre os agrupamentos registrados.

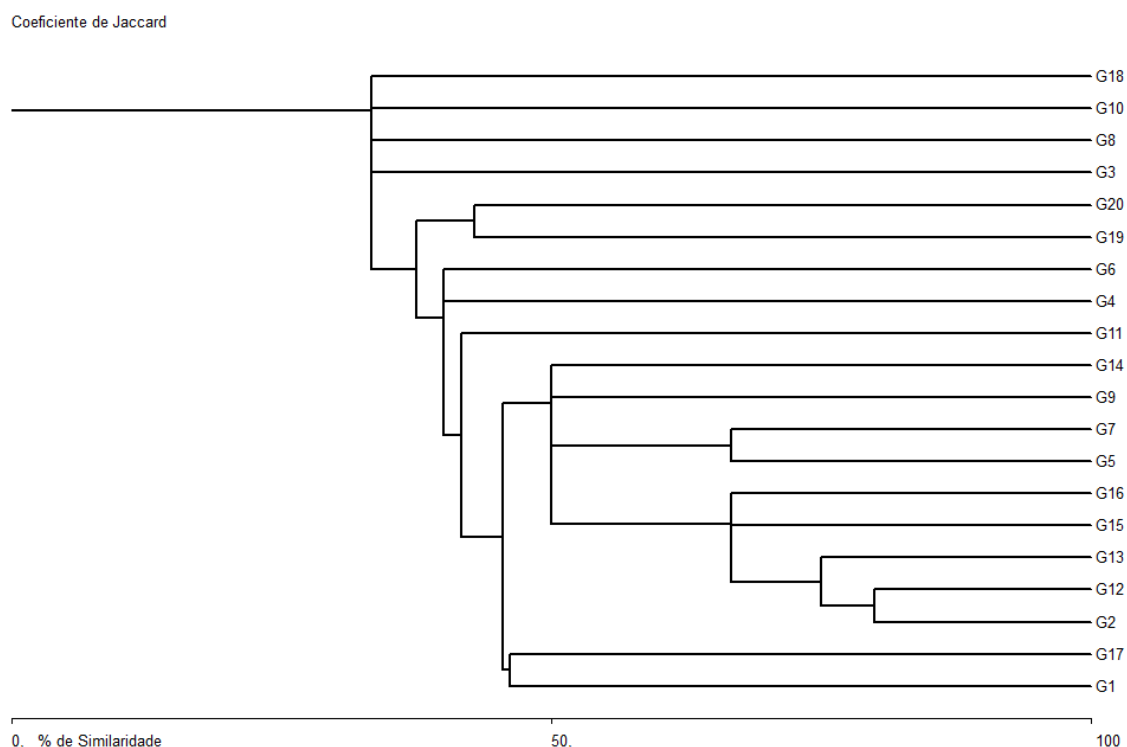


Figura 3 – Dendrograma de similaridade das espécies registradas nos grupos de bromélias *Aechmea* sp. analisado no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Foi possível identificar uma correlação significativa entre o número de bromélias e a área dos agrupamentos amostrados (Figura 4). No entanto, os valores atribuídos ao agrupamento G16 exerceram uma forte pressão nos dados para gerar esta correlação, funcionando com um tipo de “outlier” em relação aos outros grupos avaliados, os quais apresentaram uma amplitude de valores mais similares entre si. Embora tenha ocorrido esta discrepância nos dados obtidos, este padrão não influiu diretamente sobre a relação espécie/área para os agrupamentos analisados, pois não houve uma correlação significativa entre o número de espécies registradas e a área dos agrupamentos amostrados ($r=0,09$; $gl=1$; $p=0,69$), o que também se aplica

em relação à abundância de espécies registradas e a área dos agrupamentos amostrados ($r=0,08$; $gl=1$; $p=0,70$). Apesar disso, os valores obtidos pela regressão linear simples em relação ao número de bromélias por área de cada grupo e o número de espécies registradas por agrupamento mostraram significância estatística ($r=0,47$; $gl=1$; $p<0,05$), de modo que o número de espécies amostradas foi explicado pela relação número de bromélias/área em cada agrupamento avaliado. A análise de similaridade (ANOSIM) demonstrou que existe uma diferença significativa entre as áreas e número de bromélias/área em cada agrupamento avaliado ($R=0,86$; $gl=19$; $p<0,05$), o que indica que é a composição de espécies, ao invés de simplesmente o número de táxons registrados, é o que está influenciada pelo número de bromélias/área de cada agrupamento analisado.

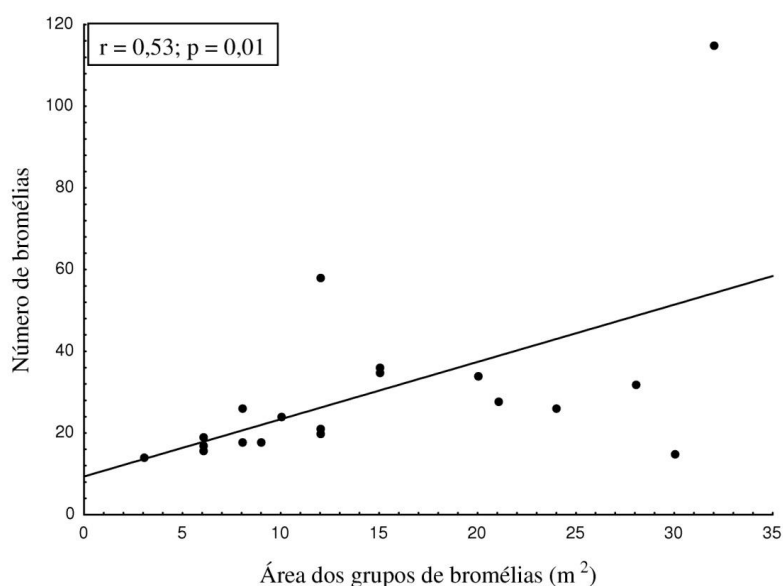


Figura 4 – Regressão linear simples entre o número de bromélias e a área de cada grupo de bromélias *Aechmea* sp. analisado no PARNA do Catimbau, estado do Pernambuco, Nordeste do Brasil.

DISCUSSÃO

Apesar dos resultados terem indicado que a área dos grupos de bromélias não foi correlacionada com o número de espécies registradas em cada um destes agrupamentos, o número de bromélias por área mostrou funcionar como um bom indicador da diversidade de espécies que habitam as bromélias do gênero *Aechmea*, o que pode ser explicado pela disponibilidade de microhabitats que estas plantas proporcionam para a

colonização e manutenção de diferentes tipos de espécies em seu interior (Lopez et al. 1998, Steiner et al. 2006).

Embora a qualidade de grupo indicador de diversidade possa ainda ser considerado como um tema bastante controverso (ver Lawler et al. 2003), alguns autores têm argumentado que o uso eficiente dos grupos de indicadores requer a seleção de grandes extensões de terra, de modo que a maioria das espécies-alvo pode ser representada (ver Howard et al. 1998), o que não corresponde aos dados obtidos nos resultados aqui avaliados. No entanto, é importante notar que as análises realizadas durante este trabalho avaliaram a eficácia da captura de diversidade faunística das bromélias *Aechmea* sp. com base em uma simples medição da diversidade, a qual foi evidenciada somente pela riqueza e abundância das espécies registradas. Portanto, neste estudo não foram incorporados outros importantes aspectos, tais como a diversidade funcional e filogenética (ver Carvalho et al. 2010, DeVictor et al. 2010, Trindade-Filho et al. 2012), o que provavelmente poderia tornar os resultados mais robustos no que se refere a grupos indicadores de biodiversidade.

Os substitutos de biodiversidade geralmente são baseados em espécies, através de grupos indicadores, espécies chave, espécies guarda-chuva ou espécies-bandeira (e.g., Andelman & Fagan 2000, Mace et al. 2007, Grantham et al. 2010). Adicionalmente, em alguns casos estes substitutos também podem ser baseados em recursos abióticos mapeados, como estrutura da vegetação, cobertura do solo e gradientes ambientais (e.g., Faith & Walker 1996a, 1996b, Sarkar et al. 2005, Trakhtenbrot & Kadmon 2005). Apesar disto, sabe-se que os substitutos de biodiversidade baseados em grupos indicadores são substancialmente mais eficientes do que aqueles baseados em supostos dados ambientais (ver Rodrigues & Brooks 2007).

Um primeiro passo fundamental para identificar possíveis grupos indicadores é a quantificação da congruência dos padrões espaciais de riqueza de espécies e complementaridade entre diferentes grupos taxonômicos (Howard et al. 1998, van Jaarsveld et al. 1998, Pinto et al. 2008). No entanto, estas avaliações se diferem em escala espacial, nos métodos utilizados para testar grupos indicadores e nos grupos que são testados, o que geralmente têm produzido diversos resultados contraditórios (Schmit et al. 2005, Lamoreux et al. 2006, Bani et al. 2006, Chiarucci et al. 2007, Rodrigues & Brooks 2007, Grantham et al. 2010, Lewandowski

et al. 2010). Apesar das investigações sistemáticas sobre consistência de grupos indicadores ajudarem a acelerar as avaliações de conservação, bem como os processos de tomada de decisão, apenas poucos estudos têm avaliado explicitamente este aspecto (e.g., Araújo et al. 2001, Manne & Williams 2003, Bani et al. 2006, Lawler & White 2008, Trindade-Filho & Loyola 2011, Campos et al. 2014).

Portanto, a partir dos resultados obtidos neste trabalho, foi possível afirmar que bromélias do gênero *Aechmea* podem atuar como grupos indicadores de diversidade de espécies, o que sugeri-se que agrupamentos de *Aechmea* mais adensados, ou seja, com um elevado número de bromélias por m², podem representar uma diversidade de fauna mais elevada que um agrupamento com bromélias mais espaçadas entre si. Desta forma, a partição aditiva da diversidade da fauna em grupos de bromélias de *Achmea* sp. pode ajudar na compreensão de como os padrões espaciais de espécies habitam bromélias-tanque pode ser informativo para potenciais estudos de conservação em pequenas escalas regionais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Inara Leal, José Domingos, Felipe da Silva Siqueira, Marcelo Tabarelli e Xavier Aman pelos comentários e sugestões na elaboração deste estudo, assim como pelas informações fornecidas durante o curso de campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andelman, S.J. & Fagan, W.F. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97:5954–5959.
- Araújo, M.B., Humphries, C. J., Densham, P.J., Lampinen, R., Hagemerijer, W.J.M., Mitchell-Jones, A.J. & Gasc, J.P. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24:103–110.

- Bani, L., Massimino-Bottoni, D.L. & Massa, R. 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: a case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 20:512–526.
- Benzing, D. H. 1990. *Vascular epiphytes*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Bremset G. 2000. Seasonal and diel changes in behavior, microhabitat use, and preferences by young pooldwelling salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59:163–179.
- Campos, F.S., Trindade-Filho, J., Brito, D., Llorente, G.A. & Solé, M. 2014. The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecology and Evolution* 4:2505–2514.
- Cardoso, A.J., Andrade, G.V. & Haddad, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 49:241–249.
- Carvalho, R.A., Cianciaruso, M.V., Trindade-Filho, J., Sagnori, M.D. & Loyola, R.D. 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. *Natureza & Conservação* 8:171–176.
- Chiarucci, A., D'auria, F., Bonini, I. 2007. Is vascular plant species diversity a predictor of bryophyte species diversity in Mediterranean forest? *Biodiversity and Conservation* 16:525–545.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117–143.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh Jr., E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.G., Núñez, V.P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell, S.P. 2002. β -diversity in tropical forest trees. *Science* 295:666–669.
- Crist, T.O., Veech, J.A., Gering, J.C. & Summerville, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist* 162:734–743.

- Crump, M.L. 1971. Quantitative analysis of the neotropical herpetofauna. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, the University of Kansas* 3:1–62.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters* 13:1030–1040.
- Faith, D. P. & Walker, P.A. 1996a. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation* 5:399–415.
- Faith, D.P. & Walker, P.A. 1996b. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas? on hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters* 3:18–25.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:487–515.
- Frank, J.H. 1983. Bromeliad Phytotelmata and their biota, especially mosquitoes. In: *Phytotelmata: terrestrial plants as hosts for aquatic insects communities* (eds. J.H. Frank & L.P. Lounibos), pp. 101–128. Plexus, Medford, USA.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M. & Lawton, J.H. 1997. Interspecific abundance-range size relationships: an appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 66:579–601.
- Grantham, H.S., Pressey, R.L., Wells, J.A. & Beattie, A.J. 2010. Effectiveness of Biodiversity Surrogates for Conservation Planning: Different Measures of Effectiveness Generate a Kaleidoscope of Variation. *PLoS ONE* 5(7):e11430.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica* 4. Disponível em: <http://www.paleoelectronica.org>. Acessado em Setembro de 2014.
- Hanski, I. 1998 Metapopulation Dynamics. *Nature* 396:41–49.

- Harms, K.E., Wright, S.J., Calderón, O., Hernández, A. & Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 4:493–495.
- Hawkins, B.A. 2001. Ecology's Oldest Pattern? *Trends in Ecology & Evolution* 16: 470.
- Hawkins, B.A., Porter, E.E., Diniz-Filho, J.A.F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology* 84:1608–1623.
- Howard, P. C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.E. & Balmford, A. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394:472–475.
- van Jaarsveld, A.S., Freitag, S., Chown, S.L., Muller, C., Koch, S., Hull, H., Bellamy, C., Kruger, M., Endrody-Younga, S., Mansell, M.W. & Scholtz, C.H. 1998. Biodiversity assessments and conservation strategies. *Science* 279:2106–2108.
- Kopp, K., Wachlevski, M. & Eterovick, P.C. 2006. Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. *Canadian Journal of Zoology* 84:136–140.
- Lamoreux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Dinerstein, E., McKnight, M.W. & Shugart, H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212–214.
- Lawler, J.J., White, D., Sifneos, J.C. & Master, L.L. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17:875–882.
- Lawler, J.J. & White, D. 2008. Assessing the mechanisms behind successful surrogates for biodiversity in conservation planning. *Animal Conservation* 11:270–280.
- Legendre, P., D. Borcard & Peres-Neto, P.R.. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75:435–450.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237–240.
- Lewandowski, A.S., Noss, R.F. & Parsons, D.R. 2010. The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity. *Conservation Biology* 24:1367–1377.

- Little, T.J. & Herbert, P.D.J. 1996. Endemism and ecological islands: the ostracodes from Jamaican bromeliads. *Freshwater Biology* 36:327–338.
- Lopez, L.C.S., D’Elias A.M.A. & Iglesias R.R. 1998. Fatores que controlam a riqueza e a composição da fauna aquática em tanques da bromélia *Aechmea bromeliifolia* (Rudge) Baker, na restinga de jacarepiá, Saquarema, RJ. In: *Ecologia de insetos aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis*, vol. V, (eds. J. L. Nessimian & A.L. Carvalho), pp. 91–100. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Mace, G., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. 2007. Prioritizing choices in conservation. In: *Key topics in conservation biology*. (eds. D.W. Macdonald & K. Service), pp. 17–34. Blackwell Oxford, Oxford, United Kingdom.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Manly, B.F.J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Manne, L.L. & Williams, P.H. 2003. Building indicator groups based on species characteristics can improve conservation planning. *Animal Conservation* 6:291–297.
- McAleece, N., Lamshead, P.J.D., Paterson, G.L.J. & Gage, J.G. 1997. *Biodiversity Professional*, version 2.0. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, London, United Kingdom. Disponível em: <http://www.sams.ac.uk/research/software>. Acessado em Junho de 2014.
- Melo, J.I.M. 2012. Flora do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil: Boraginaceae sensu lato. *Biotemas* 25:109–120.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, R.B., Gavin, L., Simpson, G.L., Solymos P., Stevens, M.H. & Wagner, H. 2009. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.15–4. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acessado em Maio de 2014.
- Oliveira, G & Diniz-Filho, J.A.F. 2010. Spatial patterns of terrestria Ivertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: Selecting hypotheses and revealing constraints. *Journal of Arid Environments* 74:1418–1426.

- Pinto, M.P., Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Blamires, D. & Rangel, T.F.L.V.B. 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* 14:78–86.
- Pough, F.H., Stewart, M.M. & Thomas, R.G. 1977. Physiological basis of habitat partitioning in Jamaican *Eleutherodactylus*. *Oecologia* 27:285–293.
- Pyron, M. 1999. Relationships between geographical range size, body size, local abundance, and habitat breadth in North American suckers and sunfishes. *Journal of Biogeography* 26:549–558.
- R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acessado em Maio de 2014.
- Rodal, M.J.L., Andrade, K.V.S., Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* 58:517–526.
- Rodrigues, A.S.L. & Brooks, T.M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38:713–737.
- Rohlf, F.J. 1989. NTSYS-pc: Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System (Manual). Exeter Publishers, New York, USA.
- SADMET/INMET. Seção de Armazenamento de Dados Meteorológicos/Instituto de Meteorologia. 2013. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/html/central_servicos/combo_produtos.html. Acessado em Junho de 2014.
- Sarkar, S., Justus, J., Fuller, T., Kelley, C., Garson, J. & Mayfield, M. 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conservation Biology* 19:815–825.
- Schmit, J.P., Mueller, G.M., Leacock, P.R., Mata, J.L., Wu, Q.F. & Huang, Y. 2005. Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. *Biological Conservation* 121:99–110.
- Smith, L.B. & Downs R.J. 1974. Bromeliaceae. *Flora Neotropica* (Monogr. 14). Hafner press, New York, USA.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA: Data Analysis Software System. Version 8.0. Disponível em: <http://www.statsoft.com>. Acessado em Maio de 2014.

- Steiner J., Zillikens A., Marcondes C. B., Harter-Marques B. & Lopes B. C. 2006. A fauna associada a bromélias na mata atlântica de Santa Catarina. Anais da 58ª Reunião Anual da SBPC, Florianópolis, Brasil.
- Stireman, J.O. 2008. α and β diversity of a tachinid parasitoid community over space and time. *Annals of the Entomological Society of America* 101:362–370.
- Trakhtenbrot, A. & Kadmon, R. 2005. Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecological Applications* 15:335–345.
- Trindade-Filho, J. & Loyola, R.D. 2011. Performance and Consistency of Indicator Groups in Two Biodiversity Hotspots. *PLoS ONE*, 6(5):e19746.
- Trindade-Filho, J., Sobral, F.L., Cianciaruso, M.V. & Loyola, R.D. 2012. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. *Biological Conservation* 146:155–162.
- Urbanic G., Toman, M.J. & Krusnik, C. 2005. Microhabitat type selection of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in a shallow lowland stream. *Hydrobiologia* 541:1–12.

29 COMO O TAMANHO CORPORAL INFLUENCIA A ESTRATÉGIA DE FORRAGEAMENTO DE ARANHAS?

Gisele Milaré

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

RESUMO

As aranhas possuem várias estratégias para capturar suas presas, alguns grupos adotam o comportamento de senta e espera, enquanto outros grupos forrageiam ativamente a vegetação. No entanto, o tipo de estratégia pode estar relacionado ao tamanho corporal da aranha. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento de forrageamento de aranhas em bromélias, analisando como o tamanho das aranhas influencia no posicionamento de caça. O estudo foi realizado na Trilha do Camelo do Parque Nacional da Serra do Catimbau, onde foram coletadas e mensuradas o tamanho das aranhas e observado o seu posicionamento de caça em bromélias. Foram amostradas 31 aranhas de 7 diferentes morfotipos em diferentes bromélias. Não foram encontradas mais de uma aranha por bromélia. Diferentes classes de tamanho de aranhas se posicionam em diferentes locais para caça, com as aranhas com menor tamanho se localizaram mais próximas à borda da folha da bromélia.

PALAVRAS-CHAVE: comportamento animal - posição de caça - bromélias

INTRODUÇÃO

Aminmais predadores apresentam apresentam especializações morfológicas, fisiológicas e de comportamento especializadas para a predação que os permitem serem eficazes no momento de captura da presa (Ferraz, 2011). Tal comportamento de caça tem custos e benefícios ao animal, como por exemplo os benefícios da alimentação e os custos de se expor ao perigo de também ser predado. No entanto, para um forrageamento ótimo, é necessário um balanço entre os custos e os benefícios no intuito de maximizar o saldo energético final do animal. Porém, diversos fatores podem influenciaraar esse balanço, como por exemplo, o nível de “fome” do animal e a qualidade de habitat (Krebs et al., 1996; Krebs, 2009).

As aranhas desenvolveram várias estratégias para capturar suas presas. Enquanto alguns grupos adotam o comportamento de senta e espera, em que as aranhas permanecem estacionárias em um local à espera de presas móveis, outros grupos forrageiam ativamente a vegetação (Romero e Vasconcellos-Neto, 2007; Vieira *et al.*, 2007). Todas as aranhas são carnívoras e os insetos constituem as principais presas, entretanto outros artrópodes são frequentemente consumidos. Com seu variado estilo de vida e diferentes habitats, aranhas tem desenvolvido diversos modos de movimentação e captura de presas, podendo se locomover verticalmente através de saltos e uso de teias (Foelix, 1996).

Aranhas devem maximizar seu ganho energético pela escolha dos sítios de forrageamento de melhor qualidade (Romero e Vasconcellos-Neto, 2007), assim a associação das aranhas com as bromélias está relacionada com os recursos disponibilizados pela espécie vegetal, tais como proteção contra predadores, dessecação, além de oferecerem sítios de reprodução e de forrageamento (Fortunato et al., 2009). O presente trabalho teve como objetivo o estudo do comportamento predatório de aranhas em bromélias, analisando como o tamanho das aranhas influencia no posicionamento de caça.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em uma área de Caatinga na Trilha do Camelo, no Parque Nacional do Catimbau - Pernambuco, localizado entre os municípios pernambucanos de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. O clima da região é tropical semiárido com temperaturas anuais médias de 23,7°C e precipitação média de 706 mm ao ano (SADMET/INMET 2013). A vegetação predominante na área de estudo é caracterizada por uma caatinga arbustiva com elementos de campos rupestres, entre os quais apresentam diferentes ilhas de vegetação compostas por agrupamentos de bromélias do gênero *Aechmea*.

Coleta dos dados

A trilha do Camelo foi percorrida durante quatro dias, onde foram realizadas varreduras visuais para localização de aranhas em bromélias do gênero *Aechmea* ao longo da trilha. Após detectada a presença de uma aranha, eram anotadas as seguintes medidas de localização das aranhas: distância da aranha para borda da bromélia, diâmetro da bromélia e altura da posição da aranha em relação ao chão. Em seguida, as aranhas foram coletadas em potes para posterior identificação de morfotipos, e a medição do tamanho do corpo (cefalotórax e abdome). Após as medições, as aranhas foram agrupadas em três diferentes classes de tamanho: Classe 1: <0,6 cm; Classe 2: 0,6 – 2 cm; Classe 3: >2 cm.

Análises estatísticas

A razão entre a distância da aranha para a borda e o diâmetro da bromélia foi calculada para se obter a localização da aranha proporcionalmente ao tamanho da bromélia. Esses dados foram transformados através do arco seno da raiz quadrada para cumprir o pressuposto de normalidade (Gotelli e Ellison, 2011). Para verificar se existia diferença significativa entre o tamanho da aranha e sua localização horizontal (em função do diâmetro da bromélia) e vertical (altura), foi realizada uma análise de variância (ANOVA) e teste Tukey. As análises estatísticas foram realizadas no software BioStat 5.3 (Ayres et al., 2007).

RESULTADOS

Foram amostradas 31 aranhas de sete morfotipos em diferentes bromélias. Não foram encontradas mais de uma aranha por bromélia. O tamanho corporal da aranha influenciou a localização delas nas bromélias

em relação à distância da borda da bromélia, com as aranhas com menor tamanho (classe 1) se localizando mais próximas à borda da bromélia quando comparadas com as aranha médias (classe 2) e grandes (classe 3). No entanto, as aranhas médias e grandes não diferiram em sua localização (Tabela 1). Não encontramos influência do tamanho corporal em relação à altura de localização (distância da aranha em relação ao chão).

Tabela 1. Posicionamento das aranhas, morfotipos e abundância em diferentes classes de tamanho.

	Classe 1:	Classe 2:	Classe 3:
	<0,6 cm	0,6-2,0 cm	>2,0 cm
Média distância da borda*	0,68 ($\pm 0,17^{**}$) ^a	0,86 ($\pm 0,14$) ^b	0,91 ($\pm 0,11$) ^b
(desvio padrão)			
GL = 2, F = 5,5648			
Média da altura	28,43 ($\pm 9,23$) ^a	26,9 ($\pm 12,08$) ^a	19,5 ($\pm 5,8$) ^a
(desvio padrão)			
GL = 2, F = 1,2616, p = 0,2986			
Morfotipo	3	3	1
Abundância	16	11	4

DISCUSSÃO

Existe uma grande variabilidade de tamanho corporal dos indivíduos em populações de aranhas (Wise, 1993) e essa variação pode ter influência sobre as estratégias de forrageamento utilizadas por aranhas para capturar suas presas. Nossos resultados indicam que aranhas pequenas se distanciam menos das bromélias (que utilizam como abrigo e área de forrageamento) quando comparadas com aranhas médias e grandes. Uma possível explicação para esse padrão é que aranhas menores podem tender a utilizar uma estratégia mais de senta e espera para evitar o risco de predação, uma vez que a velocidade de reação delas é menor quando

comparadas com aranhas maiores (Foelix, 1996), o que poderia colocá-las em desvantagens. De maneira geral, se distanciar mais das bromélias representaria maior custo energético e exposição à predação.

Não encontramos efeitos do tamanho corporal em relação à altura de localização das aranhas nas bromélias. Isso ocorreu provavelmente porque grande parte das presas das aranhas na área de estudo parecem ser insetos e outros artrópodes não voadores que forrageiam preferencialmente no chão. Dessa forma, a altura não representariam uma vantagem em relação ao comportamento de forrageamento.

Nossos resultados indicam que o tamanho corporal de aranhas pode estar associado ao posicionamento de caça delas. No entanto, estudos futuros devem expandir nossa amostragem com mais indivíduos de aranhas de diferentes tamanhos e avaliar esses efeitos entre diferentes espécies de aranhas para um melhor entendimento desse padrão.

AGRADECIMENTOS

Ao Felipe Fernando da Silva Siqueira pelo auxílio na execução do projeto. À coordenação do curso de campo Ecologia e Conservação da Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, D.L. & Santos, A.A. 2007. Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- Ferraz, M. R. 2011. Manual de Comportamento Animal. Editora Rubio. Rio de Janeiro. Brasil.
- Foelix, R. F. 1996. Biology of Spiders: Oxford University Press. New York.
- Fortunato, M. E. M. ; Nobrega, S. R. ; Locatelli, E. 2009. Importância de Bromeliaceae JUSS como Micro-habitat de Aracnídeos (Theraphosidae e Salticidae) na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. In: 60º Congresso Nacional de Botânica, 2009, Feira de Santana. 60º Congresso Nacional de Botânica.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A. M. 2011. Princípios de estatística em ecologia. Editora Artmed.

- Krebs, C.J. 2009. Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco.
- Krebs, J. R., Davies, N. B., Ramalho, M., & Machado, C. P. 1996. Introdução à ecologia comportamental. Atheneu Editora.
- Romero, G. Q., & Vasconcellos-Neto, J. 2007. Aranhas sobre plantas: dos comportamentos de forrageamento às associações específicas. In: Ecologia e comportamento de aranhas (eds. M. O. Gonzaga, A. J. Santos, & H. F. Japyassú, pp.67-87, Interciência, Rio de Janeiro.
- SADMET/INMET. Seção de Armazenamento de Dados Meteorológicos/Instituto de Meteorologia. 2013. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/html/central_servicos/combo_produtos.html. Acessado em Junho de 2014.
- Viera, C., Japyassú, H. F., Santos, A. J., & Gonzaga, M. O. (2007). Teias e forrageamento. In: Ecologia e comportamento de aranhas (eds. M. O. Gonzaga, A. J. Santos, & H. F. Japyassú, pp. 45-6, Interciência, Rio de Janeiro..
- Wise, D. H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge.

30 PREFERÊNCIA DE OVIPOSIÇÃO E INFLUÊNCIA NAS TAXAS DE HERBIVORIA E CRESCIMENTO CAUSADAS POR GALHAS NAS PLANTAS

Hugo G. Candido

Programa de Pós-graduação em Botânica, Departamento de Ecologia Funcional e Ecossistemas – Universidade Federal de Viçosa

RESUMO

Uma questão de grande interesse em estudos de herbivoria é como determinadas características de plantas afetam taxas de ataque de insetos fitófagos. A hipótese do stress propõe que plantas submetidas a condições estressantes são mais susceptíveis ao ataque de herbívoros. Já a hipótese do vigor sugere o contrário: plantas de rápido crescimento são preferidas por herbívoros. Nesse contexto, o trabalho objetivou analisar se existe distribuição preferencial de galhas no organismo hospedeiro e se a presença de galhas altera taxas de crescimento do mesmo. O presente trabalho também averiguou se a presença de galhas pode alterar a taxa de herbivoria. O trabalho foi conduzido no PARNA do Catimbau - PE, onde foram coletados indivíduos de *Croton argyrophyllus*. Foram analisadas taxas de predação de ramos galhados e não galhados, bem como medidas de distância entre nós e área foliar. Não houve diferença na distância entre nós de ramos galhados e não galhados, nem nas taxas de herbivoria de folhas galhadas e não galhadas. Insetos galhadores preferem ovipor em porções mais jovens dos ramos e folhas galhadas tendem a ser maiores que folhas não galhadas, indicando preferência de oviposição e/ou alteração na taxa de crescimento da planta hospedeira causada pela galha.

PALAVRAS-CHAVE: Galhas - Resposta induzida - *Croton argyrophyllus*

INTRODUÇÃO

Uma questão de grande interesse em estudos de herbivoria é como determinadas características de plantas afetam taxas de ataque de insetos fitófagos (Prado & Monteiro 1999). A hipótese do stress em plantas propõe que plantas ou módulos de plantas submetidas a condições estressantes e de baixo crescimento são mais susceptíveis ao ataque de herbívoros por serem mais nutritivas e menos protegidas por defesas químicas (Rhoades 1979, White 1984). Por outro lado, a hipótese do vigor em plantas (Price 1991) sugere o contrário: plantas ou módulos mais vigorosos, de rápido crescimento, são preferidos por herbívoros que dependem de alta atividade meristemática, módulos grandes, ou alguma propriedade química ou nutricional associada com vigor.

Galhas são estruturas que se originam em um determinado órgão da planta e são o resultado de um crescimento do volume celular e/ou número de células (hipertrofia e hiperplasia), e podem ser induzidas por insetos, bactérias, vírus, fungos, nematódeos e ácaros que se desenvolvem em seu interior (Oliveira & Isaias 2009, Santos 2012). Dentro da estrutura formada – galha - os galhadores estão protegidos contra intempéries e predadores, ao mesmo tempo que encontram acesso fácil ao alimento (Abrahamson & Weis 1987). Dessa maneira, a escolha de um sítio adequado para oviposição no corpo da planta hospedeira teria influência direta no fitness da prole.

Além disso, o ataque de herbívoros tanto por predação, quanto por indução de formação de galhas promovem mudanças no metabolismo do organismo hospedeiro, como taxas de crescimento, forma da planta, alocação de nutrientes e concentrações de compostos secundários (Witham et al. 1991). Assim sendo, sinais de uma atuação prévia de fitófagos podem prevenir ataques futuros, através do aumento de compostos secundários, por exemplo, ou aumentar as chances destes, através de respostas de recrescimento, que compensam a perda de tecidos em outros locais (Mopper et al. 1991; Whitham et al. 1991). Pensando nessas hipóteses, surgem alguns questionamentos. Existe uma preferência de oviposição pelo galhador no organismo hospedeiro? O dreno de recursos causado pela galha altera as taxas de herbivoria? E o crescimento também é afetado? O objetivo do presente trabalho foi analisar, portanto, se existe distribuição preferencial de galhas

dentro de um mesmo indivíduo, se a presença de galhas diminui a possibilidade de ataques por herbívoros mastigadores e se a mesma altera taxas de crescimento dos organismos hospedeiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi realizado na trilha da Serra Branca, no Parque Nacional do Catimbau, que divisa os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, em Pernambuco - Brasil. O Parque possui um clima semiárido, com altitudes variando entre 600 a 1000 m (Andrade et al. 2004). Segundo Köppen, o clima é do tipo BS'hW, com temperatura média anual da região de 23°C e precipitação de 300 a 500 mm por ano (Rodal et al. 1998). Nessa região, ocorre uma população *Croton argyrophyllus*, uma espécie da família Euphorbiaceae que ocorre naturalmente com grande incidência de galhas causadas por insetos, e foi escolhida, portanto, como objeto de estudo.

Coleta dos dados

Foram coletados ao todo 27 indivíduos de *Croton argyrophyllus* ao longo da trilha. De cada indivíduo foram retirados dois ramos: um galhado e um livre de galhas. Para análise da preferência de oviposição, o ramo galhado foi dividido em três seções de mesmo tamanho: ápice, meio e base, e a presença de galhas nessas porções foi observada. Ainda para análise de preferência de oviposição, se insetos galhadores preferem ovipor em folhas maiores, foi medido o comprimento e largura de folhas galhadas e não galhadas para estimativa da área foliar (Figura 1) e posterior comparação. Em ambos os ramos foram medidas a distância entre nós das folhas (parâmetro de vigor – distância entre nós maiores representa um ramo mais vigoroso), com a finalidade de verificar se a presença de galhas altera a taxa de crescimento do ramo. A porcentagem de herbivoria das folhas galhadas e não galhadas (estimativa visual da parte herbivorada, pela área total da folha) foi estimada para aferir se a presença de galhas altera a taxa de predação por herbívoros mastigadores.

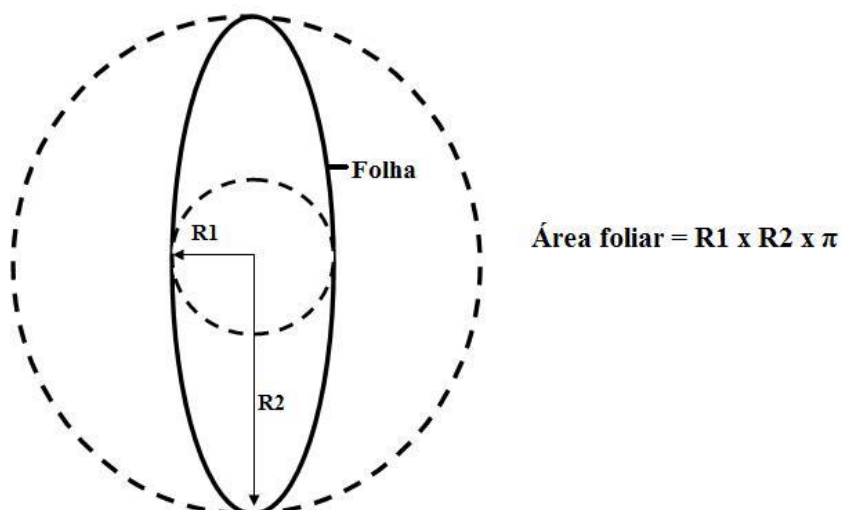


Figura 1 – Esquema do cálculo da estimativa da área foliar em folhas de *Croton argyrophyllus*.

Análises estatísticas

Para a análise de preferência de oviposição nas porções dos ramos foi feita uma análise de Chi-quadrado. Para as comparações de parâmetros como taxa de herbivoria em folhas galhadas e não galhadas, comprimento entre nós de ramos galhados e não galhados e área foliar de folhas galhadas e não galhadas foi utilizado teste t - não pareado. Para todas as análises foi utilizado o programa STATISTICA 7.0 StatSoft.

RESULTADOS

Analisando a presença de galhas nas três porções em que o ramo foi dividido, registramos galhas no topo de 18 dos 27 ramos, no meio de 22 ramos e no final de sete ramos (Figura 2). A análise de Chi-quadrado revelou que existiu diferença na preferência de oviposição, havendo mais galhas nas porções iniciais e médias de cada ramo em comparação com a porção final ($\chi^2=7.9$; G.L = 2 e $p=0.019$). Comparando a distância entre nós de ramos galhados e ramos não galhados, não houve diferença (Figura 3). Ramos galhados apresentaram uma distância entre nós média de 0.9 cm, enquanto que ramos não galhados apresentaram uma distância média entre nós de 0.87 cm ($t = 0.09$; G.L.= 52; $p = 0.92$).

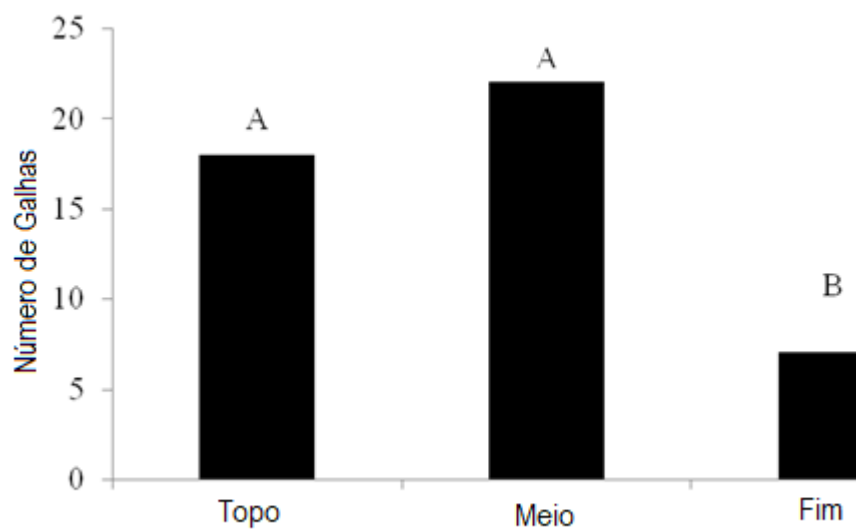


Figura 2 – Presença de galhas nas diferentes porções do ramo. Letras sobre as barras significam se há diferença ou não estatística.

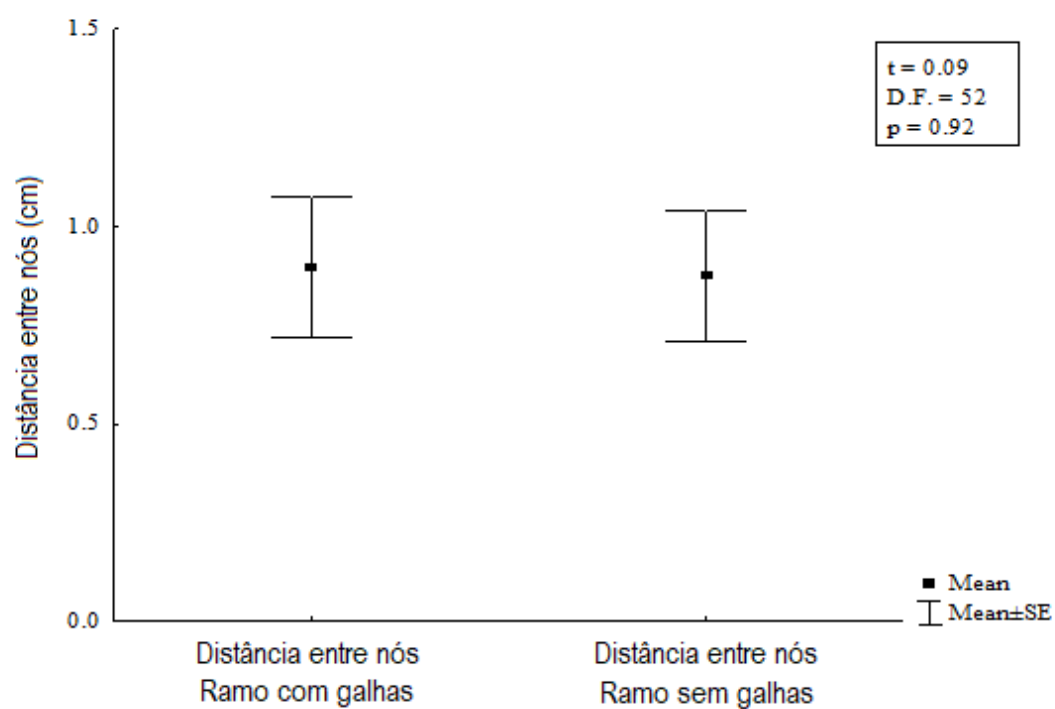


Figura 3 – Distância entre nós de ramos galhados e ramos não galhados. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

Comparando as áreas foliares de folhas galhadas e folhas não galhadas no mesmo ramo, houve uma diferença entre as mesmas (Figura 4). Folhas galhadas tinham sua área maior - 7.9 cm² em média, quando comparadas a folhas não galhadas - 4 cm² em média ($t = 4.1$, G.L.= 44 e $p < 0.01$). Já comparando área foliar de folhas não galhadas em um ramo galhado com folhas de um ramo sem galhas, também houve diferença (Figura 5). A área das folhas de um ramo não galhado era significativamente maior – média de 8.87 cm² - que a área foliar de folhas não galhadas em um ramo galhado – média de 4 cm² ($t = -5.52$; G.L.= 44; $p < 0.01$).

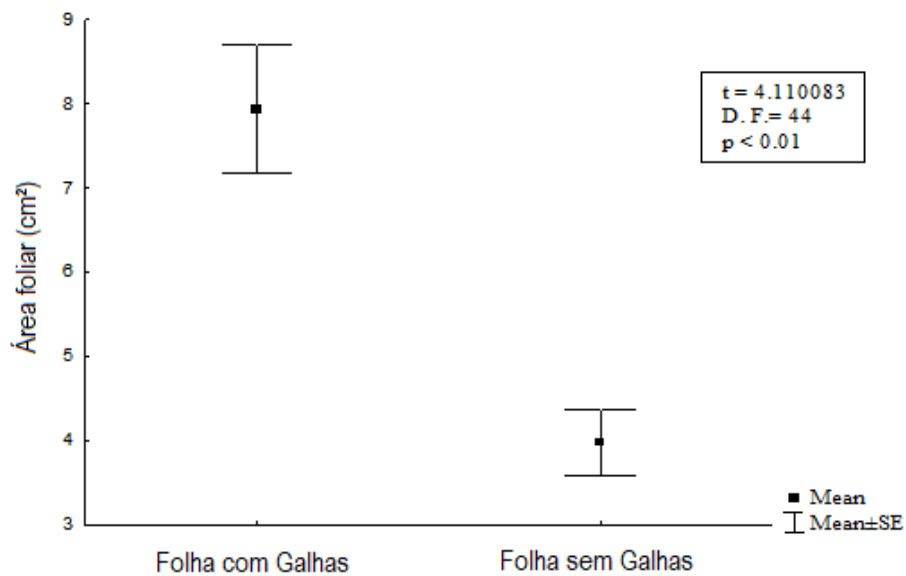


Figura 4 – Área foliar de folhas galhadas e não galhadas num mesmo ramo. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

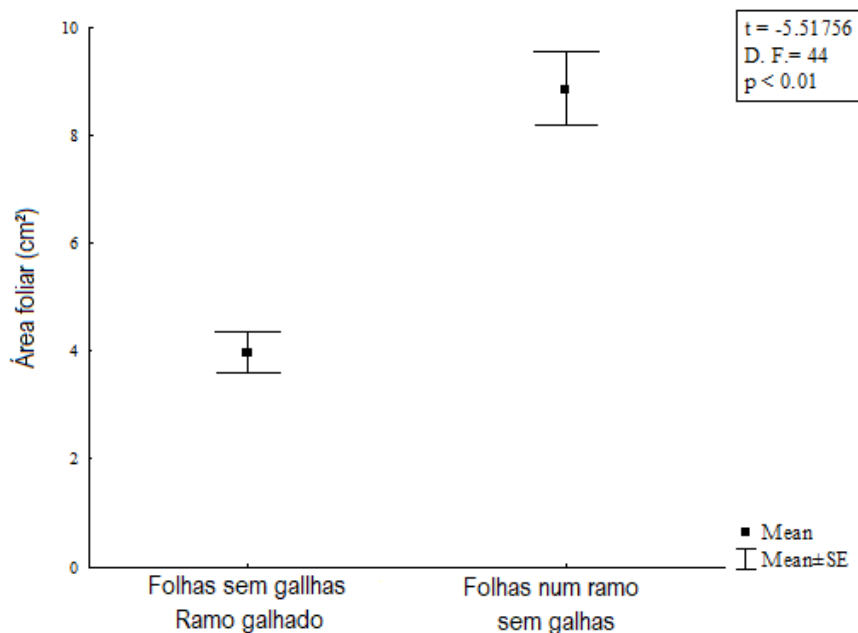


Figura 5 – Área foliar de folhas não galhadas em um ramo galhado e folhas de um ramo não galhado. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

Para as taxas de herbivoria entre folhas galhadas e não galhadas num mesmo ramo, não foi encontrada diferença (Figura 6). As folhas com galhas apresentaram uma média de herbivoria de 3.4%, enquanto que as folhas galhadas apresentaram uma taxa de 4.2%. Os dados foram transformados com arco-seno para o teste paramétrico ($t = 0.63$; G.L. = 51; $p = 0.53$). Quando comparadas as taxas de herbivoria entre folhas galhadas e folhas de um ramo não galhado, também não se verificou diferença. A taxa de herbivoria para folhas galhadas foi de 3.4% - média, enquanto que a taxa de herbivoria para as folhas de um ramo não galhado foi de 4.4% - média ($t = 1.01$; G.L. = 52; $p = 0.32$). Para a última análise de herbivoria, comparou-se as taxas entre folhas não galhadas de um ramo galhado e folhas de um ramo não galhado (Figura 7). Nessa análise também não houve diferença. Os dados foram transformados em arco-seno para realização do teste paramétrico ($t = 0.3$; G.L. = 51; $p = 0.77$).

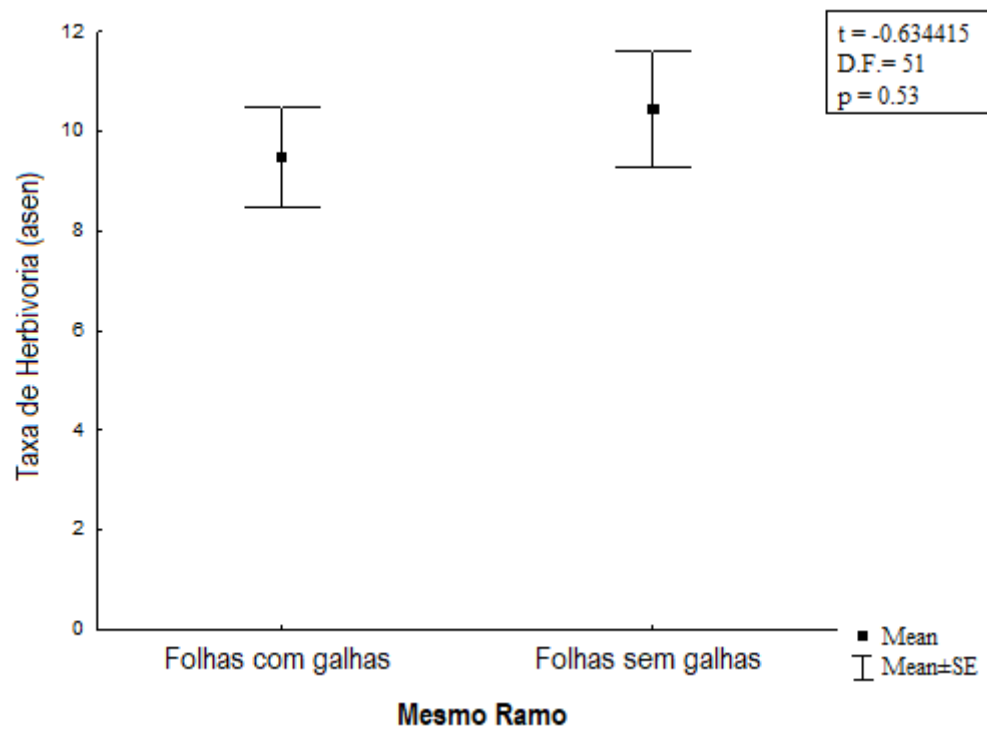


Figura 6 – Taxa de herbivoria entre folhas galhadas e não galhadas num mesmo ramo. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

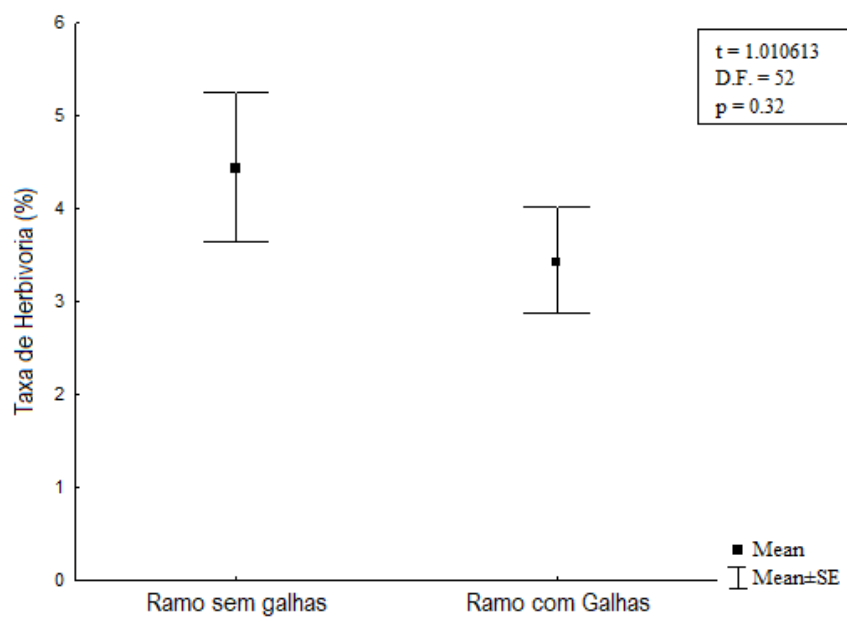


Figura 7 – Taxa de herbivoria entre folhas galhadas e folhas de um ramo não galhado. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

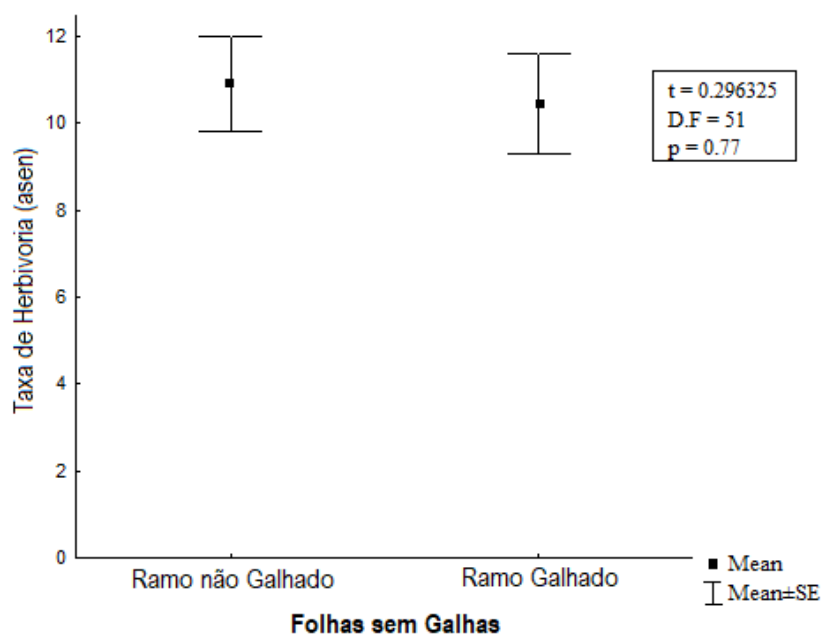


Figura 8 – Taxa de herbivoria entre folhas não galhadas de um ramo galhado e folhas de um ramo não galhado. Quadrado pequeno representa média, barras representam média $\pm$ erro padrão.

DISCUSSÃO

Para análise de distribuição preferencial das galhas no ramo não houve diferença entre a posição inicial e a posição mediana no ramo. No entanto, houve uma diferença significativa em relação a essas duas posições e a final (Figura 2). Folhas do final do ramo já estão mais velhas e iniciando o processo de renovação/senilidade e a planta já não aloca muitos recursos para essas folhas em específico (Thomas & Stoddart 1980). Ovipositar nessa região do ramo seria, portanto, menos vantajoso para a prole, uma vez que as larvas ali posicionadas teriam menor acesso aos recursos fotoassimilados pela planta (Woolledge 1985). Provavelmente essa diferença não existe ou é menos pronunciada entre as porções iniciais e medianas do ramo. Ou, ainda, as galhas presentes nas folhas da porção mediana são mais velhas e à medida que o ramo foi crescendo e ganhando novas folhas elas também foram sendo parasitadas. Portanto, pode-se inferir que insetos galhadores possuem preferência de oviposição na planta hospedeira, optando, no caso estudado, por porções medianas e finais do ramo em comparação com porções iniciais.

No entanto, apesar do resultado acima, não encontramos diferença de oviposição em ramos mais ou menos vigorosos. A distância entre os nós não diferiu entre ramos galhados e não galhados (Figura 3). Era de se esperar, segundo a hipótese do vigor e dos resultados obtidos no experimento de preferência de oviposição, que insetos galhadores preferissem ovipor em ramos mais vigorosos, pois obteriam mais recursos nesses ramos. Uma provável explicação seria a de que a presença de galhas estaria alterando as taxas de crescimento do ramo, drenando recursos para as folhas galhadas e a planta teria seu crescimento (distância entre nós) limitado (Stinner & Abrahamson 1979). Tal resultado é reforçado pelas análises de área foliar: folhas galhadas tinham área maior que folhas não galhadas num mesmo ramo (Figura 4). Tal fato pode indicar que (1) insetos galhadores apenas preferem ovipor em folhas maiores, o que já seria por si só mais uma evidência de que há preferência de oviposição, não somente nas partes mais jovens dos ramos, como também em folhas maiores; mas pode também indicar que (2) a presença de galhas altera as taxas de crescimento do órgão, aumentando-o à medida que a galha realoca recursos para si, em detrimento do ramo como um todo (Weis & Kapelinski 1984). Todavia, ao se comparar folhas de ramos não galhados com folhas não galhadas de ramos galhados (Figura 5), obtivemos uma diferença significativa, onde folhas de ramos não galhados são geralmente

maiores que folhas não galhadas de ramos galhados. Isso nos leva a crer que a explicação 2 é mais provável, com galhas induzindo uma taxa maior de crescimento do órgão através de relocação de energia para o mesmo. A galha funcionaria como um dreno de energia para a folha específica onde está alocada e as demais folhas do ramo, em detrimento disso, ficam menores.

A hipótese de que a presença de galhas alteraria as taxas de herbivoria por herbívoros mastigadores não foi comprovada. As taxas de herbivoria foram todas muito baixas, independente do tratamento (Figuras 6, 7 e 8). Algumas explicações possíveis a esse fato observado seriam: talvez a presença de galhas forneça uma resposta generalizada em todo o indivíduo contra herbivoria, com produção de compostos secundários, por exemplo, e, portanto, as taxas de herbivoria não foram diferentes (já que analisamos apenas indivíduos galhados). Uma outra possibilidade é que a população de insetos galhadores seria baixa por uma condição ambiental. O Parque Nacional do Catimbau possui um solo, em geral, bastante arenoso e pobre em nutrientes (Pordeus 2002), o que refletiria no valor nutricional apresentado pelas plantas, além da baixa disponibilidade hídrica. Dessa maneira, o controle da população dos insetos galhadores seria determinado por condições abióticas – controle “Bottom-up”) (Coley et al 1985, Wood et al 1990, Price 1991). Uma sugestão para trabalhos futuros seria comparar as taxas entre indivíduos não galhados e indivíduos galhados, ao invés de comparar somente ramos galhados e não galhados num mesmo indivíduo pois, dessa maneira, elimina-se possíveis respostas sistêmicas das galhas nos indivíduos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer fortemente à Universidade Federal de Pernambuco e, em especial, aos professores organizadores por terem proporcionado condições e viabilizado o curso. À monitora Fernanda de Oliveira pela ajuda com as análises estatísticas, aos professores convidados Xavier Arnan e Alan N. Andersen pela ajuda na estruturação e elaboração das ideias e discussões e às colegas Camila Miranda e Márcia Emanuelle pela ajuda em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrahamson, W.G. & Weis, A.E. 1987. Nutritional ecology of arthropod gall makers. in: Slansky, F. & Rodriguez, J.G. (eds.) Nutritional Ecology of insects, Mites, Spiders, and related invertebrates. Joan Wiley & Sons, New York, pp. 235-258.
- Andrade, K. V. S. A.; Rodal, M. J. N.; Lucena, M. F. A. & Gomes, A. P. S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco – Brasil. *Hochnea* 31: 337-348.
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin, F.S. III. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science*, 230, 895-899.
- Mopper, S., Maschinski, J., Cobb, N. & Whitham, T.G.. 1991. A new look at habitat structure: consequences of herbivore-modified plant architecture. *Habitat Structure* (eds S.S. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky), pp. 260–280. Chapman & Hall, London.
- Morellato, L. P. C.. 1992. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. Pp. 98-110. In: L. P. C. Morellato (Org.), História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp, Campinas.
- Nakamura, M., Miyamoto, Y. & Ohgushi, T.. 2003. Gall initiation enhances the availability of food resources for herbivorous insects. *Functional Ecology* 17, pp 851-857.
- Oliveira, D.C.; Isaias, R.M.. 2009. Redifferentiation of leaflet tissues during midrib gall development in *Copaifera langsdorffii* (Fabaceae). *South African Journal of Botany*.
- Pordeus, R. B. 2002. Geomorfologia do Vale do Catimbau- Aspectos Físicos. Proposta para a criação do Parque Nacional do Catimbau- PE. Proposta para a delimitação do Parque Nacional do Catimbau. Recife: UFPE/PROEXT.
- Prado, P. I. K. L. & Vieira, E. M.. 1999. The interplay between plant traits and herbivore attack: a study of a stem galling midge in the neotropics. *Ecological Entomology* 24, pp 80-88.
- Price, P.W.. 1991. The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos*, 62, 244-251.

- Queiroz, J. M.. 2001. Interações entre formigas e *Alerothrixus aepim* (homoptera: Aleyrodidae) e seus efeitos sobre insetos desfolhadores em *Croton* (Euphorbiaceae). Universidade estadual de Campinas – SP.
- Rhoades, D.F. 1979. Evolution of plant chemical defense against herbivores. Herbivores - their Interaction with Secondary Plant Metabolites (ed. by G. A. Rosenthal and D. H. Janzen), pp. 3-54. Academic Press, New York.
- Rodal M.J.N., Andrade K.V.S., Sales M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetal no município de Buíque, Pernambuco. Revista Brasileira de Biologia 58:517-526.
- Santos J.C., Carneiro, M.A.A., & Fernandes, G.W. 2012. Insetos galhadores neotropicais: diversidade e ecologia evolutiva dos herbívoros mais sofisticados da natureza. in: del-claro, K. & Torezan-Silingardi, H. M. 2012. Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológico evolutiva. 1ª ed., 304 pp. rio de Janeiro: Technical Books editora.
- Stinner, B. R. & Abrahamson, W. G.. 1979. Energetics of the Solidago Canadensis – stem gall insect – parasitoid guild interaction. Ecology, 60, 918-926.
- Thomas, H. & Stoddart, J. L.. 1980. Leaf senescence. Annual Review of Plant Physiology, 31, 83- 111.
- Weis, A. E., & KAPELINSKI, A.. 1984. Manipulation of host plant development by the gall midge Rhabdophaga strobiloides. Ecological Entomology, 9, 457–465.
- White, T.C.R. 1984. The abundance of invertebrate herbivores in relationship to the availability of nitrogen in stressed food plants. Oecologia, 63, 90-105.
- Whitham, T.G., Maschinsky, J., Larson, K.C. & Paige, K.N. 1991. Plant responses to herbivory: the continuum from negative to positive and underlying physiological mechanisms. In: Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions (ed. by P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes and W.W. Benson), pp. 227-256. John Wiley & Sons, New York.
- Wink M.. 1988. Plant breeding: importance of plant secondary metabolites for protection against pathogens and herbivores. Theoretical and Applied Genetics, 75, 225-233.

- Wood, T. K., Olmstead & Guttman, S. I. 1990. Insect phenology mediated by host-plant water relations. *Evolution*, 44, 629-636.
- Woledge, J. 1985. The effect of age and shade on the photosynthesis of white clover leaves. *Annals of Botany*, 57, 257-262.

31 MOSCAS ECTOPARASITAS EM MORCEGOS E SUA INFLUÊNCIA SOBRE A CONDIÇÃO CORPÓREA DE SEUS HOSPEDEIROS

Jaire Marinho Torres

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Departamento de Zoologia – UFPE

RESUMO

Os morcegos podem sofrer consequências negativas com o parasitismo, resultando na debilidade do hospedeiro, podendo estas serem avaliadas por sua condição corporal. O presente trabalho avaliou dois aspectos do parasitismo em morcegos: 1) relação entre tamanho do hospedeiro e abundância de ectoparasitos; e 2) influência do parasitismo em sua condição corpórea. Foram realizadas três noites de captura no PARNA do Catimbau, sendo o esforço amostral de 1380 h.m². Os morcegos capturados foram identificados, pesados, tiveram seus antebraços medidos e ectoparasitas coletados. Para cada espécie de morcego foram aplicados índices parasitológicos, além de utilização de regressão linear para avaliar a relação entre abundância de parasitas e tamanho do hospedeiro para a comunidade de morcegos e para a população mais representativa. Realizou-se uma regressão entre o número de parasitas e o resíduo da regressão entre antebraço e massa de cada animal. Dos 20 animais capturados, 85% estavam parasitados. Não houve relação entre tamanho dos morcegos e abundância de parasitas para a comunidade, mas esta foi positiva para a população de *Desmodus rotundus*. Não foi encontrada relação entre condição corpórea e quantidade de parasitas. As populações estudadas não apresentaram sua condição afetada, não ocorrendo o favorecimento do parasitismo pela baixa condição dos hospedeiros.

PALAVRAS-CHAVE: Infestação – Parasitismo – Phyllostomidae.

INTRODUÇÃO

O parasitismo em morcegos é um fato tão comum quanto para outros grupos, sendo estes animais acometidos geralmente por populações numerosas de pequenas moscas (Reis et al. 2007), encontradas geralmente em sua pelagem, folículos capilares, membranas das asas ou mesmo nos abrigos (Marshall 1982). A relação parasita-hospedeiro envolvendo morcegos é bastante estreita, havendo famílias de dípteros encontradas exclusivamente em associação com estes animais (Graciolli & Bernard 2002).

A diversidade da comunidade de ectoparasitas em morcegos pode ser influenciada por diversos fatores, dentre eles o tamanho das espécies hospedeiras, com morcegos de maior porte apresentando uma tendência à uma maior diversidade de ectoparasitas do que aqueles de menor porte (Marshall, 1982). Além disso, para uma mesma população de morcegos, a abundância de ectoparasitas pode ser diferente para indivíduos com idades diferentes (Marshall, 1982).

Nesta relação de parasitismo, enquanto as moscas se beneficiam de seus hospedeiros, as consequências sofridas pelos morcegos podem ser altamente negativas. Altos índices de infestação podem indicar um hospedeiro debilitado, que muitas vezes não é capaz de realizar sua autolimpeza, podendo ser enfraquecido ainda mais pela abundância de parasitas (Rui & Graciolli 2005). Os efeitos do parasitismo podem estar diretamente ligados a diminuição do estado energético do organismo, e a longo prazo pode influenciar ainda em sua capacidade de sobrevivência (Futuyma 1997).

As consequências do parasitismo podem ser avaliadas através da condição corporal de seus hospedeiros, estando diretamente relacionada à saúde do animal, sua qualidade ou vigor (Peig & Green 2009). Uma das formas de se avaliar esta condição é através do Índice de Condição Corpórea, que é baseado na relação direta entre o estado energético do organismo e uma de suas medidas morfométricas (Schulte-Hostedde et al. 2005).

O objetivo deste trabalho foi avaliar se há relação entre abundância de ectoparasitas e o tamanho corpóreo dos morcegos, assim como possíveis respostas distintas quando avaliado um perfil geral da comunidade de morcegos e as espécies isoladamente. Partindo-se da hipótese de que a relação entre

tamanho corpóreo e abundância de ectoparasitas se apresentará de forma diferente nestes grupos, espera-se que as populações apresentem uma relação inversa entre tamanho e abundância de ectoparasitas, com diminuição do parasitismo em hospedeiros com maior tamanho, enquanto o conjunto das espécies demonstrem um aumento no parasitismo em hospedeiros maiores. Avaliou-se ainda se a condição corpórea destes animais pode ser influenciada pelo parasitismo, e partindo-se da premissa de que o parasitismo afeta negativamente a condição corpórea de seu hospedeiro, foi prevista uma redução na condição corpórea dos morcegos com o aumento no número de parasitas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" - 8°36'35" S; 37°09'30" - 37°14'40" W) se localiza no estado de Pernambuco, entre os municípios de Buíque, Tapanatinga e Ibimirim, apresentando área total de cerca de 62.300 ha (SNE 2002). O parque está situado no Domínio Morfo-Climático da Caatinga, no semiárido Pernambucano, com toda sua extensão contida na microrregião do Sertão de Moxotó (MMA 2002). A vegetação da região é diversificada, contemplando caatinga arbustivo-arbórea, caatinga arbustiva com predomínio de elementos de cerrado, caatinga arbustiva com elementos de campo rupestre, vegetação florestal perenifólia e caatinga arbustiva perenifólia (SNE 2002). A região apresenta um clima classificado como BSh' segundo a classificação de Köppen (Peel et al. 2007), com temperatura média mínima de 21 °C e máxima 25 °C, e precipitação média anual variando entre 650 mm e 1100 mm (Siqueira 2006).

Coleta dos dados

Foram realizadas três sessões de captura em maio de 2014, amostrando-se a área da Estrada da Torre. Os animais foram capturados com o auxílio de redes de neblina, utilizando-se entre três e cinco redes com dimensões de 12,0 m x 2,5 m que permaneceram abertas entre 3 e 5 horas por noite. O esforço de captura empregado foi de 1380 h.m² (Straube & Bianconi, 2002).

Os morcegos capturados foram triados em campo e identificados segundo Vizotto & Taddei (1973) e atualizações de Reis et al. (2013), havendo sua soltura no mesmo local de captura. Os ectoparasitas encontrados foram armazenados em eppendorffs contendo álcool 70% para conservação do material. Cada morcego foi pesado ainda em campo, além de ter o tamanho de seu antebraço medido com paquímetro.

Análises estatísticas

Para cada espécie de morcego foram aplicados os índices parasitológicos de prevalência (número de hospedeiros infestados/número de hospedeiros examinados x 100), intensidade média de infestação (número de parasitos/número de hospedeiros infestados) e abundância média de infestação (número de ectoparasitos/número espécimes examinados) (BUSH *et al.*, 1997).

A relação entre tamanho do hospedeiro e abundância de ectoparasitos foi avaliada através de regressão linear entre o valor de antebraço de cada morcego e o número de ectoparasitas encontrados. Para a análise da comunidade foram excluídos indivíduos jovens, uma vez que poderia ocorrer sobreposição do tamanho de antebraço entre jovens de uma espécie e adultos de outras espécies na avaliação da comunidade. Para a avaliação do perfil populacional, incluiu-se tanto jovens quanto adultos, uma vez que variações dentro da população são esperadas, e estes grupos podem apresentar habilidades distintas para realização de autolimpeza.

Para a obtenção do Índice de Condição Corpórea (ICC) adotou-se o método de Schulte-Hostedde et al. (2005), utilizando-se os valores de resíduos resultantes da regressão linear entre a massa corpórea e uma medida linear de tamanho, no caso o antebraço. Finalmente, para verificar a influência dos ectoparasitas sobre a condição corpórea dos morcegos, foi realizada uma nova regressão linear entre os valores de resíduo e o número de ectoparasitas. Para a relação da condição corpórea, avaliou-se separadamente os grupos de jovens e de adultos, uma vez que podem apresentar diferenças na habilidade de autolimpeza e consequentemente na abundância de ectoparasitas.

RESULTADOS

Foram realizadas 20 capturas de sete diferentes espécies, todas pertencentes à família Phyllostomidae, sendo elas: *Desmodus rotundus* (n=8); *Carollia perspicillata* (n=5); *Glossophaga soricina* (n=2); *Artibeus planirostris* (n=1); *Diphylla ecaudata* (n=1); *Micronycteris* sp. (n=2) e *Lophostoma* sp. (n=1). Foram encontrados ao todo 17 espécimes parasitados, o que representa 85% do total amostrado.

Para as espécies mais capturadas, *D. rotundus* e *C. perspicillata*, a prevalência de parasitismo foi de 87,5% e 100% respectivamente. Para *D. rotundus*, foram encontrados em média quatro moscas em cada morcego, variando entre um e cinco parasitas. O morcego *C. perspicillata* apresentou em média três parasitas por indivíduo, variando entre um e cinco moscas em cada hospedeiro. Já *D. rotundus* apresentou em média 4 ectoparasitas por indivíduo, variando entre um e onze moscas por hospedeiro. Somente as espécies *Artibeus planirostris* e *Lophostoma* sp. não apresentaram ectoparasitas (Tabela 1).

Tabela 1 – Índices parasitológicos para as espécies de morcegos capturados no PARNA do Catimbau, Pernambuco. Nme: número de morcegos examinados; Nmi: número de morcegos infestados; Ne: número de ectoparasitas; Pe: prevalência de ectoparasitos em determinada espécie de hospedeiro; IMI: Intensidade Média de Infestação; AMI: Abundância Média de Infestação; VGP: valores gerais obtidos para a comunidade de morcegos da região.

Espécie de ectoparasito	Nme	Nmi	Ne	Pe	IMI	AMI
<i>Carollia perspicillata</i>	5	5	15	100	3	3
<i>Desmodus rotundus</i>	8	7	32	87,5	4,57	4
<i>Diphylla ecaudata</i>	1	1	10	100	10	10
<i>Glossophaga soricina</i>	2	1	4	50	4	2
<i>Micronycteris</i> sp.	2	2	11	100	5,5	5,5
VGP	18	15	72	85	4,8	4

Quando considerada a comunidade de morcegos, não houve relação entre o tamanho dos indivíduos e abundância de ectoparasitas ($p = 0,9364$; $F = 0,0063$; $GL = 11$; $n = 12$) (Figura 1). Para a comparação com o perfil de parasitismo de uma população, foram utilizados os dados referentes à *D. rotundus*, que representou a

maior proporção das capturas realizadas. Para essa espécie foi encontrada relação positiva entre o tamanho dos indivíduos e a abundância de ectoparasitas ($p = 0,0045$; $F = 19,4752$; $GL = 7$; $n = 8$) (Figura 2).

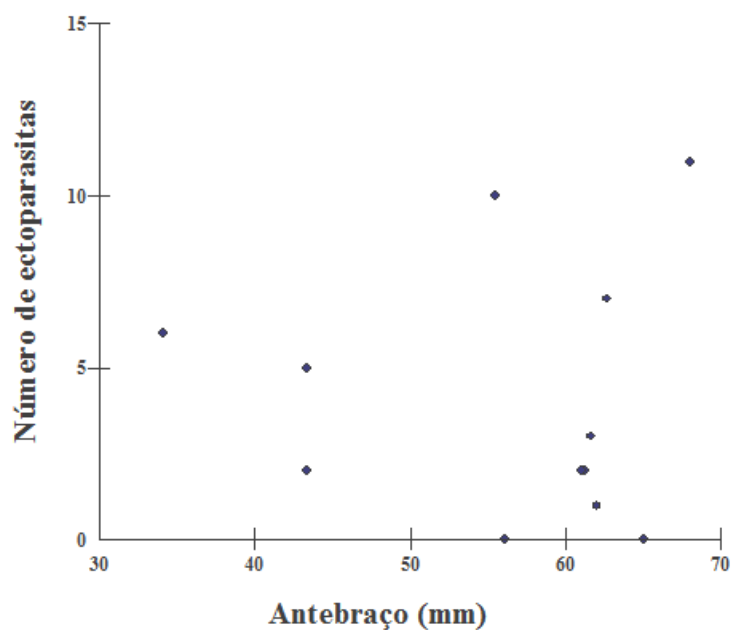


Figura 1 – Regressão linear entre tamanho corporal e número de ectoparasitas de morcegos adultos capturados no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

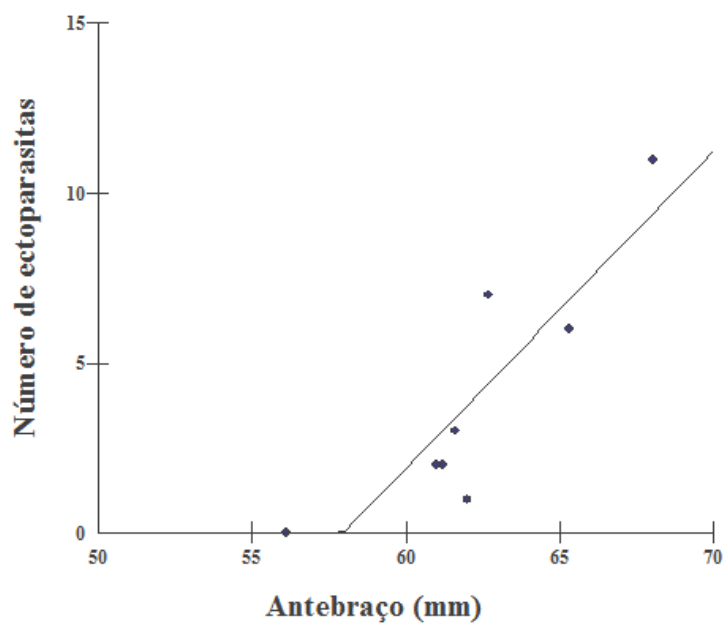


Figura 2 – Regressão linear entre tamanho corporal e número de ectoparasitas de morcegos adultos da espécie *Desmodus rotundus* capturados no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

Os indivíduos adultos tiveram sua massa variando entre 6,5 e 39,8 gramas, com média de 28,44 gramas. O tamanho do antebraço variou de 34,1 a 68 mm, com média 55,29 mm. À partir dos valores de antebraço e massa, os ICCs obtidos variaram entre -9,52 e 4,85 (Tabela 2). A regressão linear entre massa e tamanho dos indivíduos adultos demonstrou a dependência entre essas variáveis ($p < 0,0001$; $F = 52,2913$; $GL = 11$, $n = 12$), mas não foi verificada dependência entre parasitas e ICC ($p = 0,6198$; $F = 0,2690$; $GL = 11$; $n = 12$) (Figura 3).

Tabela 2 – Medidas corporais e Índice de Condição Corpórea de morcegos adultos no PARNA do Catimbau, Pernambuco. Nect – Número de ectoparasitas; ICC – Índice de Condição Corpórea.

Nº	Espécie	Sexo	Nect	Massa (g)	Antebraço (mm)	ICC
1	<i>Carollia perspicillata</i>	Macho	5	15.8	43.4	-2.3530
2	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	3	33	61.6	-1.8281
3	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	2	31.9	61.2	-2.5616
4	<i>Desmodus rotundus</i>	Fêmea	11	36.8	68	-3.8919
5	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	7	39	62.7	3.1641
6	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	2	31.3	61	-2.9784
7	<i>Carollia perspicillata</i>	Fêmea	2	20	43.4	1.8470
8	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	1	31.3	62	-3.8946
9	<i>Glossophaga soricina</i>	Fêmea	10	38.8	55.5	9.5608
10	<i>Diphylla ecaudata</i>	Fêmea	6	6.5	34.1	-3.1322
11	<i>Desmodus rotundus</i>	Macho	0	34	56.1	4.2111
12	<i>Artibeus planirostris</i>	Fêmea	0	39,8	65	1.8568

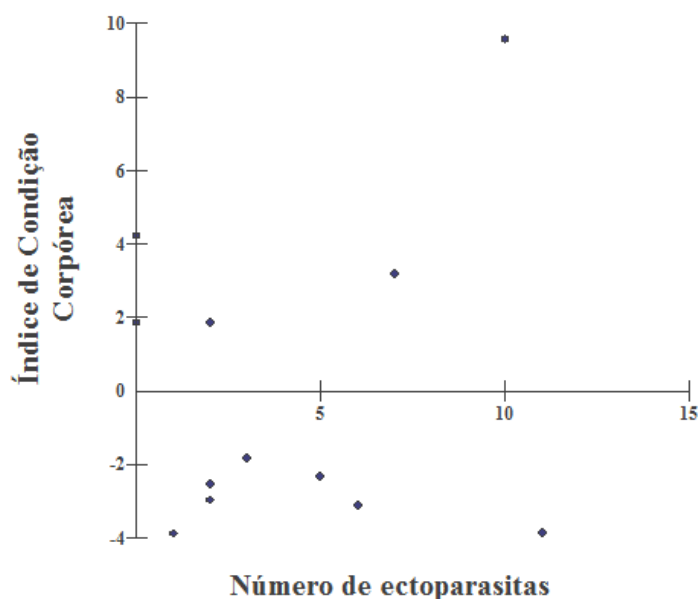


Figura 3 – Regressão linear entre Índice de Condição Corpórea e número de ectoparasitas de morcegos adultos capturados no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

Os morcegos jovens apresentaram massa entre 5,0 e 40,6 gramas, com média de 14,68 gramas. O tamanho do antebraço destes indivíduos variou entre 38,0 e 65,3 mm, com média de 43,27 mm. A relação entre estas variáveis resultou em valores de ICC entre -1,3199 e 1,3608 (Tabela 3). As variáveis massa e tamanho apresentaram-se relacionadas entre estes morcegos ($p < 0,0001$; $F = 313,5874$; $GL = 7$; $n = 8$), porém não foi encontrada relação entre a condição corpórea dos morcegos jovens e a quantidade de ectoparasitas ($p = 0,9941$; $F = 0,0000$; $GL = 7$; $n = 8$) (Figura 4).

Tabela 3 – Medidas corporais e Índice de Condição Corpórea de morcegos jovens no PARNA do Catimbau, Pernambuco. Nect – Número de ectoparasitas; ICC – Índice de Condição Corpórea.

Nº	Espécie	Sexo	Nect	Massa (g)	Antebraço (mm)	ICC
1	<i>Desmodus rotundus</i>	Fêmea	6	40.6	65.3	-0.1635
2	<i>Carollia perspicillata</i>	Fêmea	1	17	43.4	1.2890
3	<i>Carollia perspicillata</i>	Macho	4	12.9	42.5	-0.5159
4	<i>Micronycteris</i> sp.	Macho	5	5	36	-0.6182
5	<i>Glossophaga soricina</i>	Fêmea	0	8.7	38	0.1694
6	<i>Carollia perspicillata</i>	Macho	3	16.4	45	-0.2016
7	<i>Glossophaga soricina</i>	Fêmea	4	10.7	38	1.3608
8	<i>Lophostoma</i> sp.	Fêmea	0	6.2	38	-1.3199

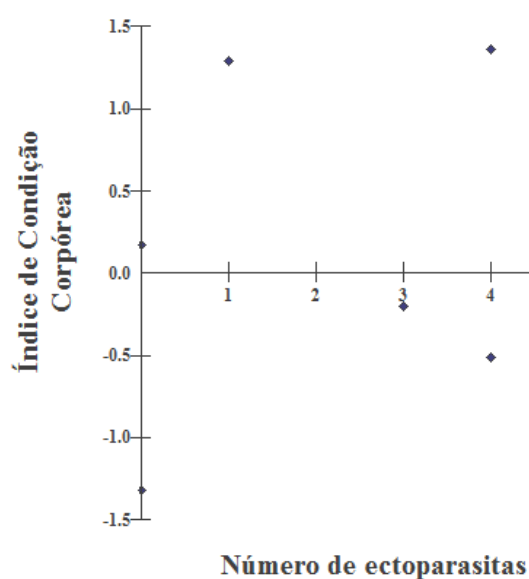


Figura 4 – Regressão linear entre Índice de Condição Corpórea e número de ectoparasitas de morcegos jovens capturados no PARNA do Catimbau, Pernambuco.

DISCUSSÃO

A amostragem de espécies pertencentes exclusivamente à família Phyllostomidae pode ser considerado um fato comum para estudos na região Neotropical, onde são predominantes (Bernard 2002).

Além disso, a captura por redes-de-neblina tende a ser considerada como um método de captura seletivo para filostomídeos, com espécies insetívoras sendo menos capturadas (Arita 1993).

A maior quantidade de ectoparasitas e a elevada prevalência de parasitismo em *D. rotundus* são reflexo do comportamento gregário desta espécie, que apresenta geralmente colônias de 10 a 50 indivíduos (Greenhall et al. 1983), já tendo sido registradas colônias com aproximadamente 300 animais (Taddei et al. 1991). A taxa na qual estes hospedeiros adquirem seus parasitas é determinada em grande parte pelo número de indivíduos disponíveis para colonização parasitária (Morand & Poulin 1998), sendo que uma elevada densidade de hospedeiros facilitaria a transmissão de parasitas entre os indivíduos, consequentemente elevando a riqueza e abundância de parasitas para aquela espécie.

Comparando-se o padrão de parasitismo da comunidade de morcegos amostrada com a população de *D. rotundus* isoladamente, é possível verificar a inexistência de um padrão definido para a comunidade. Diante disto, a hipótese de respostas distintas entre a comunidade e as populações isoladamente foi refutada, embora demonstrada a relação entre tamanho do hospedeiro e parasitismo para a espécie *D. rotundus*, oposta à previsão inicial do presente trabalho. Ressalta-se que a inexistência de uma relação para a comunidade pode resultar de diferentes padrões para cada uma das espécies de morcegos, de forma que os outros hospedeiros podem apresentar respostas diferentes da encontrada para *D. rotundus*.

Mesmo que notadamente elevados graus de parasitismo possam comprometer a condição energética de seus hospedeiros (Fitze et al. 2004), e que jovens possam apresentar maior infestação por não possuir uma capacidade de autolimpeza adequada (Rui & Gracioli 2005), tanto jovens quanto adultos não apresentaram sua condição corpórea afetada pela abundância de parasitas, sendo esta hipótese também refutada. Ainda assim, para outras espécies de morcegos a condição corporal pode apresentar-se afetada pela alta infestação, como no caso de *Noctilio leporinus* (Moura et al. 2003) e *Noctilio albiventris* (Kleine et al. 2006).

A resposta da comunidade de morcegos ao parasitismo não apresenta um padrão definido, porém é possível que diferentes espécies estejam suscetíveis à variação na abundância de ectoparasitas relacionada ao seu tamanho, assim como algumas espécies apresentem maior suscetibilidade à serem afetadas pelo

parasitismo do que outras. O presente trabalho abre então novas possibilidades de pesquisa, visto a necessidade de se avaliar a relação entre tamanho e abundância de ectoparasitas, como também sua influência sobre a condição corpórea de outras espécies de morcegos.

AGRADECIMENTOS

Ao ICMBio pela autorização de acesso e desenvolvimento do estudo no PARNA do Catimbau. A Universidade Federal de Pernambuco e equipe organizadora do curso de Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga pela estrutura oferecida. Aos amigos Fagner Daniel Teixeira e Lilibeth Toledo Chedala pelo auxílio em campo. As contribuições da Doutora Inara Leal e do Doutor Xavier Arnan na estruturação do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arita, H. T. 1993. Rarity in neotropical bats: correlations with phylogeny, diet, and body mass. *Ecological Applications* 3(3): 506-517.
- Bernard, E. 2002. Diet, activity and reproduction of bat species (Mammalia, Chiroptera) in Central Amazonia, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1): 173-188.
- Fitze, P.S.; Tschirren, B. & Richner, H. 2004. Life history and fitness consequences of ectoparasites. *Journal of Animal Ecology* 73: 216-226.
- Futuyma, D.J. 1997. *Biologia evolutiva*. 2.ed. Sociedade Brasileira de Genética/CNPq, Ribeira Preto, SP, BR.
- Graciolli, G. & Bernard, E. 2005. Novos registros de moscas ectoparasitas (Diptera, Streblidae, e Nycteribiidae) em morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Amazonas e Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1): 76-86.
- Greenhall, A.M.; Joermann, G.; Schmidt, U. & Seidel, M.R. *Desmodus rotundus*. *Mammalian species* 202: 1-6.
- Kleine, P.; Goulart, F.V.B.; Cordeiro, L.M.; Santos, M.M.G. & Leitão R.P. 2006. A condição corpórea é afetada pelo parasitismo em *Noctilio albiventris* (Chiroptera: Noctilionidae)? *Ecologia do Pantanal – Curso de Campo 2006*, UFMS, Brasil.

- Marshall, A.G. 1982. Ecology of insects ectoparasites on bats. J. H. Kunz (ed) Ecology of bats. Plenum Publishing, London, .UK, EN.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco, Conservation International, Fundação Biodiversitas, Brasília, DF, BR.
- Morand, S. & Poulin, R. 1998. Density, body mass and parasite species richness of terrestrial mammals. *Evolutionary Ecology* 12(6): 717-727.
- Moura, M.O.; Borgidnon, M.O. & Graciolli, G. 2003. Host characteristics do not affect community structure of ectoparasites on the fishing bats *Noctilio leporinus* (L., 1758) (Mammalia, Chiroptera). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 98(6): 811-815.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A. 2007. Update world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hidrology and Earth System Sciences* 11: 1633-1644.
- Peig, J. & Green, A.J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118: 1883-1891.
- Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. 2007. Morcegos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina. PR, BR.
- Reis, N.R.; Fregonezi, M.N.; Peracchi, A.L. & Shibatta, O.A. 2013. Morcegos do Brasil: guia de campo. Technical Books, Rio de Janeiro, RJ, BR.
- Rui, A.M. & Graciolli, G. 2005. Moscas ectoparasitas (Diptera, Streblidae) de morcegos (Chiroptera, Phyllostomidae) no sul do Brasil: associações hospedeiros-parasitos e taxas de infestação. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2): 438-445.
- Siqueira, G.R. 2006. Avaliação da implementação do Parque Nacional do Catimbau-PE: uma análise do desenvolvimento sustentável na perspectiva do ecoturismo e da comunidade local. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, PE, BR.

- SNE – Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife, PE, BR.
- Schulte-Hostedde, A.I.; Zinner, B.; Millar, J.S. & Hickling, G.J. 2005. Restitution of Mass-size residuals: validating body condition indices. *Ecology* 86(1): 155-163.
- Straube, F.C. & Bianconi, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical* 8(1): 150-152.
- Taddei, V.A.; Gonçalves, C.A.; Pedro, W.A.; Taddei, W.J.; Kotait, I. & Arieta, C. 1991. Distribuição do morcego vampiro *Desmodus rotundus* no estado de São Paulo e a raiva dos animais domésticos. Impresso especial da CATI, Campinas, SP, BR.
- Tavares-Dias, M; Marcon, J.L.; Lemos, J.R.G.; Fim, J.D.I.; Affonso, E.G. & Ono, E.A. 2008. Índices de Condição Corpórea em juvenis de *Brycon amazonicus* (Spix & Agassiz, 1829) e *Colossomoma macropomum* (Cuvier, 1818) na Amazônia. *Boletim do Instituto de Pesca*, 34(2): 197-204.
- Vizotto, L.D. & Taddei, V.A. 1973. Chave para a identificação de quirópteros brasileiros. Universidade Paulista, São José do Rio Preto, SP, BR.

32 A COMUNIDADE DE EPÍFITAS SOBRE *SYAGRUS CORONATA* (MARTIUS) BECCARI (ARECACEAE) SOFRE A INFLUÊNCIA DA PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA?

Leila J.B. Gonçalves

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

RESUMO

Todos os ecossistemas estão sujeitos às perturbações naturais, porém as perturbações antrópicas têm sido mais frequentes, e têm afetado comunidades vegetais e animais pondo em risco de desaparecer. As epífitas são plantas que vivem sobre troncos, folhas, galhos, mas sem emitir haustórios, são sensíveis a poluentes atuando como bom indicador de perturbação. Apesar da importância ambiental poucos são os estudos sobre o papel da perturbação antrópica sobre as epífitas. Na Caatinga algumas comunidades de epífitas têm como principal suporte a *Syagrus coronata* e esta corre risco de desaparecer devido ao tratamento de corte-queima realizado pelo homem no preparo da terra. Diante disto, este trabalho teve como objetivo investigar a relação entre as comunidades de epífitas associada a *S. coronata* e sua distribuição em áreas de baixa e alta perturbação. O trabalho foi realizado numa área de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau. Foram escolhidas duas áreas com diferentes tempos de abandono e uma controle. Foram escolhidos os indivíduos, contabilizado o número de espécies e coletadas as epífitas presente no *S. coronata*, com um total de 25 morfoespécies. A perturbação antrópica não influenciou na riqueza de espécies nas diferentes áreas de regeneração e a distribuição das comunidades independe do tempo de regeneração das áreas.

PALAVRAS-CHAVES: Licuri - Regeneração - Planta hospedeira.

INTRODUÇÃO

As perturbações naturais modelam a distribuição de espécies nos ecossistemas, influenciando padrões e processos desde a escala de organismos a comunidades (Allison 2004). De acordo com as ideias clássicas de perturbação, a hipótese da perturbação intermediária afirma que a diversidade é superior em níveis intermediários de perturbação, pois espécies de distintos estádios sucessionais coexistem. Paradoxo ao que ocorre nas perturbações excessivas onde a probabilidade de extinção de espécies não adaptadas a distúrbios é alta, persistindo apenas as mais adaptadas. Na maioria dos ecossistemas naturais, a predominância da ação deletéria das perturbações crônicas direciona as comunidades biológicas (e.g. plantas tolerantes à sombra, insetos especializados, mamíferos, aves) ao empobrecimento taxonômico e funcional.

Nas comunidades vegetais, as epífitas são plantas que vivem sobre o tronco, as folhas, galhos, os ramos de árvores, mas sem emitir haustórios. Devido as suas funções fisiológicas e de nutrição, apresentam uma importante função no estudo acerca da interferência humana no ambiente. As epífitas utilizam a umidade atmosférica e são sensíveis à exposição de poluentes, refletindo no nível de perturbação ou preservação de uma determinada área, visto que alguns grupos são intolerantes às variações ambientais resultantes da devastação e das queimadas na vegetação (Bataghin 2010). Apesar da sua importância nos estudos de impactos ambientais, poucas são as investigações científicas sobre o papel da perturbação sobre as epífitas em habitats e paisagens modificadas por ações antrópicas.

As florestas tropicais secas são caracterizadas por altas temperaturas e baixa precipitação anual com estações secas conspícuas. O período, a frequência e a duração dos períodos secos tornam-se uma força ecológica dominante nos padrões temporais de crescimento e fenologia da floresta (Murphy & Lugo 1986). Apesar das suas estratégias de sobrevivência em condições ambientais relativamente hostis, tais como o ecossistema Caatinga, um grupo ecológico importante, as epífitas, podem estar suscetíveis ao desaparecimento local de suas populações, se as suas plantas hospedeiras também forem sensíveis à variações no habitat. Isto é devido ao aumento da exploração de recursos naturais do ecossistema, pois desde o século XVI a Caatinga está exposta à perturbação antrópica crônica, em consequência da colonização

humana na área e do grande contingente de pessoas que sobrevivem da conversão da floresta para outros usos (Leal et al. 2005). Exploração de recursos madeireiros, criação de caprinos e ovinos, agricultura de subsistência e preparação da vegetação através de queimadas prévias do uso da terra são os exemplos predominantes e mais conspícuos de fatores que degradam a Caatinga (Sampaio 1995).

Syagrus coronata, espécie de ampla distribuição da Caatinga, tem sua bainha foliar e parte do tronco habitadas por espécies de epífitas, funcionando como micro-habitat (Delgado-Jr et al. 2012). As populações desta palmeira têm sofrido um grande risco de desaparecer, conduzindo as espécies de epífitas associadas a risco similar de desaparecimento, em função da ausência da planta hospedeira. Sendo assim, a motivação do trabalho é responder à pergunta: Como as comunidades de epífitas associadas à palmeira *S. coronata* variam com a perturbação antropogênica? O objetivo do projeto é investigar a relação entre a comunidade de epífitas associada a *S. coronata* e sua distribuição em áreas de baixa e alta perturbação. Desta forma, populações de *S. coronata* que ocorrem naturalmente na Caatinga serão utilizadas como modelo para a aplicação das hipóteses de perturbação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado no Agreste do estado de Pernambuco, e o sertão envolvendo os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga (Silvia & Maia 2011). O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As", segundo escala de Köppen. Na área de estudo, foram selecionados dois habitats: baixa perturbação e alta perturbação, e como parâmetro para escolha da área foi usado o tempo de abandono da área. A área com baixa perturbação tinha 30 anos de abandono, localizada no sítio Furtuoso; e a de alta perturbação 18 anos localizada na trilha do camelo. E uma terceira área escolhida como controle em que não há registro de perturbação antrópica (Genivaldo, com. Pessoal), na trilha do camelo.

Coleta dos dados

Em cada área foram amostrados 15 indivíduos de *S. coronata* com altura entre 2,5 e 3,5 metros, e espaçamento mínimo entre eles de 10 m. O *S. coronata* foi a unidade amostral para executar as estimativas de riqueza nas assembleias de epífitas nas três áreas escolhidas por habitat. Para caracterizar as assembleias de epífitas, foram contados os indivíduos de epífitas presentes em cada *S. coronata*, coletados uma amostra de cada morfotipo nos troncos das palmeiras para posterior morfotipagem em laboratório.

Análises estatísticas

Para testar se havia influência da perturbação sobre a comunidade de epífitas associada à *S. coronata* foi utilizado a ANOVA e para ver se há dissimilaridade na composição florística das comunidades de epífitas das diferentes áreas foi utilizado o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e ANOSIM, para análise de similaridade no programa *Primer 6.0*.

RESULTADOS

Foram identificados 267 indivíduos de epífitas nas 3 áreas sendo distribuídos em 25 morfoespécies. Estas estavam distribuídas em 7 famílias de angiospermas identificadas, entre elas Orchidaceae, Poaceae, Comelinaceae, Convolvulaceae, Cactaceae, Portulacaceae, Leguminosa além de 3 pteridófitas e briófitas. O número de morfoespécies por indivíduo variou entre dois e oito, sendo que alguns foram identificados a espécie. As morfoespécies que mais ocorreram foram *Catasetum lroidum* (Orchidaceae) (Bastos & van den Berg 2012), o facheiro (Cactaceae) e musgos (Briófitas).

O número de indivíduos de epífitas entre as áreas controle e 18 anos não diferiu, porém, a área com 30 anos teve um número reduzido de epífitas comparado às outras duas (Figura 1). Quanto à riqueza de espécies não houve diferença significativa entre as áreas de 18 e 30 anos, já entre as áreas de 30 anos e a controle houve diferença, em que a área com 30 anos de abandono apresentou riqueza *per capita* maior ($p = 0,007$) (Figura 2). A análise multidimensional não-métrica mostrou que as comunidades de epífitas são dissimilares (Figura 3 (ANOSIM: 0.1405)).

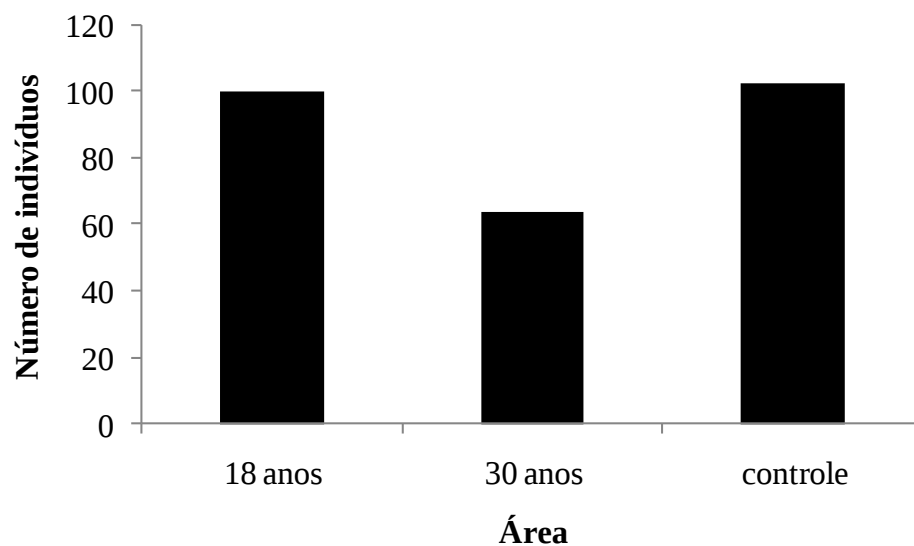


Figura 1 – Número de indivíduos de epífitas encontradas por área/tempo de abandono.

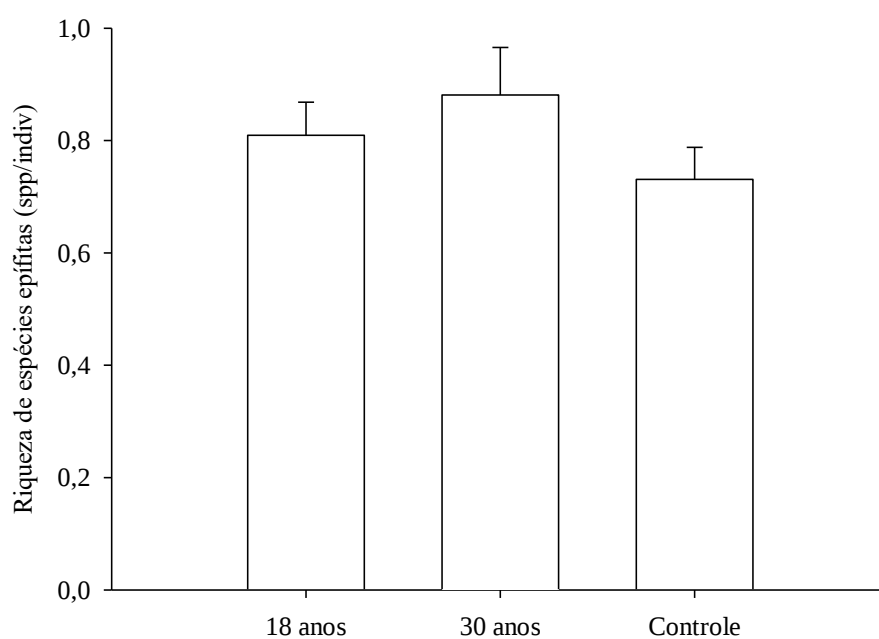


Figura 2 – Riqueza *per capita* de espécies de epífitas por tempo de abandono da área.

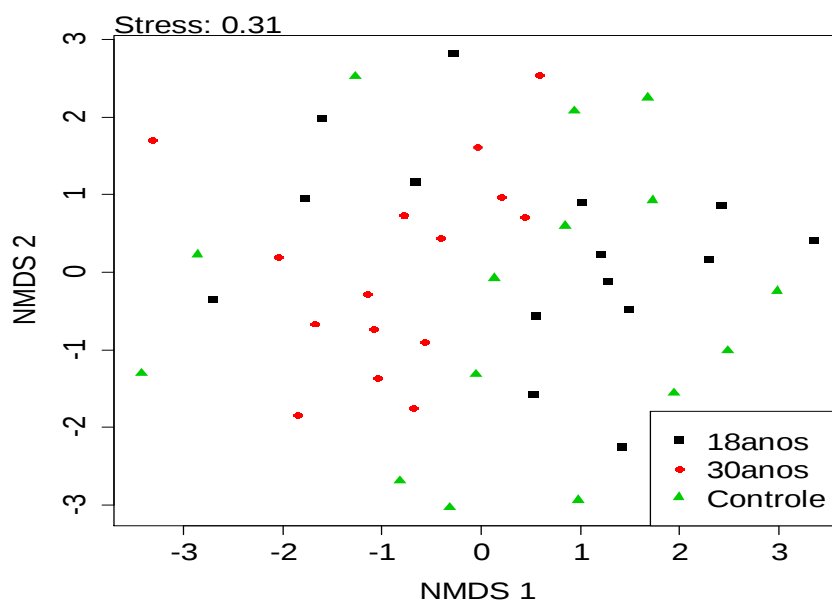


Figura 3 – Distribuição das comunidades de epífitas nas áreas com diferentes idades de regeneração

DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que houve uma relação positiva entre a riqueza de espécies e o tempo de regeneração da área. Isso pode ser explicado pela capacidade que essas plantas têm de manter as bainhas das folhas que morrem, acumulando matéria orgânica e propiciando microhabitat para o estabelecimento de novas plantas (Siqueira-Filho 2012). Além disso, essas palmeiras podem servir de poleiro de alimentação para aves dispersoras, e assim aumentar a riqueza de espécies na bacia delas (Marinho-Filho 1992). No entanto, à medida que a planta cresce vai perdendo suas bainhas e junto com elas, epífitas que vivem associadas a elas, isso pode reduzir o número de indivíduos associados. Portanto em áreas com maior tempo de regeneração tende a haver uma maior riqueza de espécies de epífitas, porém menor número de epífitas associadas.

Com a análise de similaridade foi possível observar que a distribuição das comunidades de epífitas associadas ao *S. coronata* ocorrem independente do tempo de regeneração das áreas, sendo assim, ocorrem ao acaso. Isso leva a entender que as comunidades de epífitas em área de regeneração podem não depender das comunidades de uma área com mais tempo de regeneração ou mesmo sem registro de perturbação antrópica.

Contudo, as comunidades de epífitas tendem a ser mais ricas em áreas com maior tempo de regeneração ou abandono, porém tendem a reduzir quando as comunidades vegetais alcançam o estágio de desenvolvimento mais avançado. Sendo assim, neste caso, a perturbação antropogênica não interferiu na distribuição e composição florística das comunidades de epífitas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao programa de Pós-Graduação PPGBV pela oportunidade e apoio logístico, aos organizadores do curso, aos professores Marcelo Tabarelli, Inara Leal pelo auxílio na compreensão dos resultados, ao Alan... pelas dicas para apresentação, aos monitores José Domingos Ribeiro Neto e Fernanda Maria Pereira de Oliveira pela paciência na análise estatística, aos colegas Caio e Márcia pela ajuda na coleta dos dados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allison, G. 2004. The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*, 74, 117-134.
- Bastos, C. A., van den Berg. C. 2012. Flora da Bahia: *Catasetum* (Orchidaceae). *Sitientibus série Ciências Biológicas* 12(1): 83–89.
- Bataghin F. A.; Barros F. de; Pires J. S. R. 2010. Distribuição da comunidade de epífitas vasculares em sítios sob diferentes graus de perturbação na Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brasil. *Rev. bras. Bot.* vol.33 no.3.
- Delgado-Jr G. C. Oliveira M. T. P. de. Menezes, T. G. C. Lopes, I. S. 2012. A distância da fonte de propágulos não afeta a comunidade de plantas que ocorrem sobre *Syagrus coronata* (Arecaceae). *Ecologia da Caatinga - curso de campo*. 1ª edição. Recife. p. 126-133.
- Leal, I. R., Silva, J. M. C., Tabarelli, M. & Lacher, T. E. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19, 701-706.

- Marinho-Filho, J. S. 1992. Ecologia e história natural das interações entre palmeiras, epífitas e frugívoras na região do Pantanal Matogrossense. Dissertação de mestrado, UNICAMP.
- Murphy, P. G. & Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Oliveira, P. J. A. de, Pinho, B. X, Oliveira, J. F., Salomão, R. P., Braga, N. M. P. Relação espécie-área em *Syagrus coronata* (Martius) Beccari (Arecaceae): palmeiras maiores abrigam maior diversidade de espécies? *Ecologia da Caatinga - curso de campo*. 1ª edição. Recife. P. 70-76.
- Ricklefs, R. E. 2010. *Economia da natureza*. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Sampaio, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. Pp 35-58 in Bullock, S. H., Mooney, H. A. & Medina, E. (eds.). *Seasonally dry forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Silva, J.H. & Maia, F.B.A. 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*. Rio de Janeiro, 11:36-48.
- Siqueira-Filho, J. A. 2012. *Flora das Caatingas do Rio São Francisco*. 1ª ed. Editora Andrea Jakobsson.

33 HERBIVORÍA POR CAPRINOS EN POBLACIONES DE *OPUNTIA PALMADORA* (CACTECEAE) EN EL PARQUE NACIONAL DE CATIMBAU

Lilibeth Toledo- Chelala

Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Orientación en Manejo Integral de Ecosistemas, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México – UNAM.

RESÚMEN

La zona semiárida de la caatinga alberga más del 92% de las poblaciones de caprinos del Brasil, los cuales se alimentan de diversas especies durante el verano, mientras que en la época de secas consumen retoños, frutos y semillas de algunas especies disponibles. La cactácea *Opuntia palmadora* es una de las 53 especies más consumidas por los caprinos y presenta un crecimiento rastrero y arbustivo de cladodios agregados que forman parches, los cuales pueden establecerse en parches monoespecíficos o asociada a otras especies. Para evaluar la preferencia de consumo de los caprinos por ésta especie, se cuantificó el porcentaje de herbivoría de parches monoespecíficos y heteroespecíficos así como la intensidad de herbivoría de parches asociados a especies leñosas y herbáceas. Los resultados indican que no existen preferencias por parches monoespecíficos o heteroespecíficos, sin embargo, la intensidad de la herbivoría resultó significativamente mayor en parches asociados a especies leñosas que en parches asociados a otras formas de vida; de igual manera, hallé que el tamaño del área del parche está correlacionada a la herbivoría.

PALABRAS CLAVE: herbivoría en la Caatinga - monoespecífico - heteroespecífico.

INTRODUCCIÓN

La Caatinga es uno de los ecosistemas silvestres que aún poseen el 70% de su vegetación original, la cual está compuesta por un mosaico de bosques arbustivos xerófilos, semiáridos y deciduos. Sin embargo en los últimos 20 años ha existido una degradación continua generada por campos de cultivo, pastizales y caminos (Leal *et al.* 2005). En ésta zona se encuentra la mayor concentración de poblaciones de caprinos del Brasil, teniendo el 92% del total de cabezas de cabras concentradas en la región semiárida del noreste. Estos se alimentan de diversas especies del estrato arbustivo y herbáceos en la época de lluvia, mientras que en la época de secas consumen frutos, hojas, flores y semillas de algunas especies de la caatinga resistentes a la escasez hídrica (Madeiros, 2000).

Algunos estudios han demostrado que los caprinos pueden ser una fuente de degradación de ecosistemas áridos y que su forrajeo está asociada a la reducción y la capacidad de regeneración de las poblaciones vegetales (Perevolotsky 1992, 1998). Sin embargo, Leal *et al.* (2003) señalan en un estudio preliminar sobre el forrajeo de caprinos, que para el caso de la caatinga no existen estudios cuantitativos que indiquen la intensidad de la herbivoría de las 53 especies vegetales reportadas consumidas por caprinos. Una de las especies consumida por estos animales, es la cactácea *Opuntia palmadora* (Leal *et al.* 2003), la cual crece de manera arbustiva y rastrera y puede encontrarse asociada a otras especies de la comunidad (parches heteroespecíficos) o crecer en parches monoespecíficos (Toledo- Chelala 2014, *obs. personal*).

Considerando que *O. palmadora* es una de las especies más forrajeadas por caprinos, investigué si la asociación de ésta especie con otras, afectaba su tasa de herbivoría; es decir, si las cabras son atraídas exclusivamente por la cantidad de biomasa de la especie, se espera que los parches monoespecíficos presenten mayores tasas de herbivoría. Sin embargo, exploré una hipótesis alternativa, considerando que los parches heteroespecíficos podrían proveer otros recursos alternativos para los caprinos, como alimento, sombra y/o refugios. Con el fin de probar éstas hipótesis, comparé el porcentaje de herbivoría entre parches monoespecíficos y parches heteroespecíficos, así como la herbivoría entre parches heteroespecíficos asociados a herbáceas y leñosas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en el Parque Nacional de Catimbau, en el estado de Pernambuco, Brasil, el cual presenta una extensión de 62,300 ha y se ubica en las coordenadas 8 ° 24' 00" y 8 ° 36' 35" latitud sur y 37° 09' 30" y 37° 14' 40" longitud oeste. Ésta área fue decretada como Parque Nacional en el año 2002 con la finalidad de preservar la riqueza del ecosistema. (Lobo Do Nascimento 1995). El clima es semiárido y la precipitación de la zona es de 450 a 490 mm generalmente de marzo a mayo, siendo septiembre el periodo más seco del año. La temperatura media anual es de 26° C. La vegetación predominante está compuesta por plantas xerófilas, las cuales pueden ser árboles y arbustos deciduos junto con herbáceas anuales en el sotobosque y algunas leñosas perennifolias (Pfister *et al.* 1988).

Especie de estudio

Opuntia palmadora con sinonimia de *Tacinga palmadora* es una opuntia de la familia de las cactáceas que se distribuye sólo en Brasil en los estados de Ceará, Río Grande del Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe y Bahía. Es una cactácea arbustiva de muchas ramas y espinas lisas amarillas. Las flores son tubulares con pétalos cortos de color rojos y son polinizadas por colibríes. Los frutos son bayas carnosos de color verdoso o rojizo a morado, cuando el fruto madura presenta una pulpa translúcida (Mota 2009)

Colecta de datos

Se seleccionaron 20 parches monoespecíficos (sólo individuos de *T. palmadora*) y 20 parches heteroespecíficos (individuos de *T. palmadora* asociados a otras especies) con diámetros mínimos de parche de 50 cm y con una distancia mínima de 100 metros entre parche y parche, para garantizar la independencia entre parches. Se evaluó visualmente la intensidad de la herbivoría (porcentaje de daño) de 20 cladodios tomados al azar que presentaran marcas de consumo por caprinos. Así mismo, se registró el tipo de forma de vida a las cuales estaban asociados los parches heteroespecíficos: leñosa o herbácea.

Análisis estadísticos

Con la finalidad de evaluar el efecto de la herbivoría sobre el tipo de parche (heteroespecífico y monoespecífico), así como la herbivoría en parches heteroespecíficos asociados a otras formas de vida (herbácea o leñosa), se realizó una ANCOVA, utilizando un modelo lineal generalizado. Debido a que el tamaño del parche puede tener efecto sobre la herbivoría, se utilizó el área del parche como covariable. Ésta covariable se obtuvo calculando el área de una elipse, tomando el diámetro mínimo y el diámetro máximo del parche.

RESULTADOS

La intensidad promedio de la herbivoría para los parches de *O. palmadora* fue de 13.83%, mientras que para los parches heteroespecíficos y monoespecíficos fue de 19.23% y 8.7% respectivamente sin que se hallaran diferencias significativas ($P=0.67$; Fig 1) para el tipo de parche, sin embargo, el área del parche tuvo un efecto significativo ($P=0.00018$; Fig. 2).

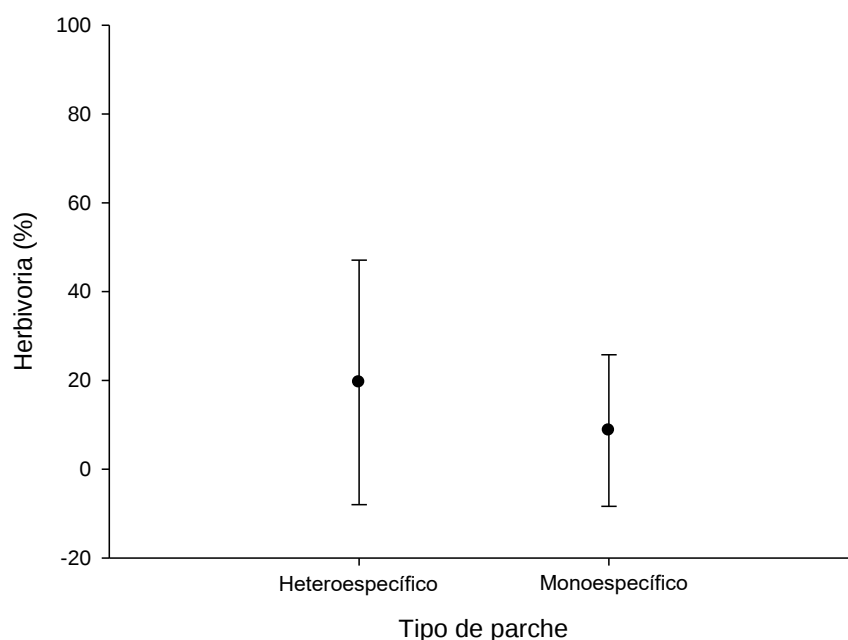


Figura 1 - Intensidad de la herbivoría por caprinos en parches heteroespecíficos y monoespecíficos de *Opuntia palmadora* en el Parque Nacional Catimbau, Brasil.

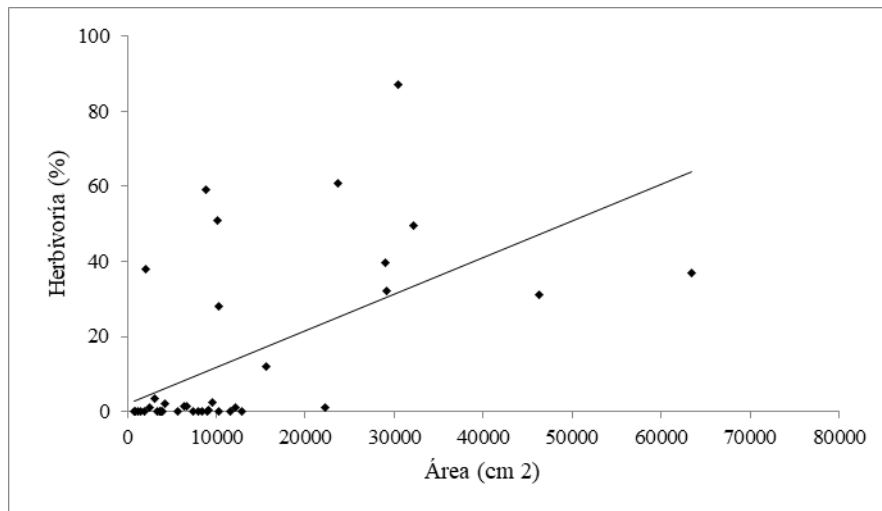


Figura 2 - Análisis de correlación entre el tamaño del parche y la intensidad de la herbivoría de *Opuntia palmadora* en el Parque Nacional Catimbau, Brasil.

Cuando se analizó el tipo de asociación (leñosas vs. herbáceas), se encontró un efecto significativo ($P=0.047$; Fig. 3), sin embargo, para este modelo, el área del parche no tuvo un efecto significativo ($P=0.19$).

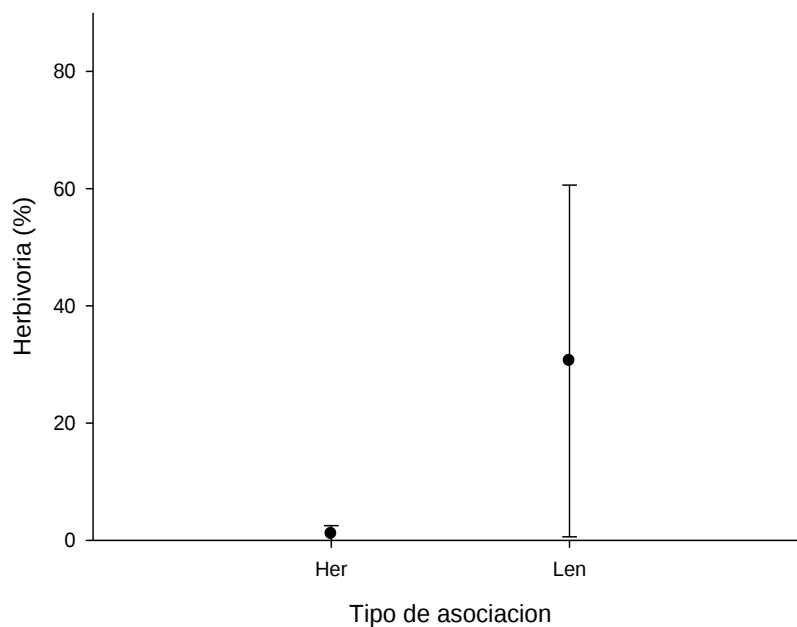


Figura 3 - Intensidad de la herbivoría en parches heteroespecíficos de *Opuntia palmadora* asociados a herbáceas o leñosas en el Parque Nacional Catimbau, Brasil.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que no hay diferencias significativas en la intensidad de la herbivoría entre parches monoespecíficos y heteroespecíficos, sin embargo, el área del parche puede tener un efecto sobre la herbivoría. Cuando se analizó la herbivoría de los parches heteroespecíficos y la asociación a herbáceas y leñosas, se encontraron diferencias significativas, hallando una mayor intensidad de herbivoría en los parches asociados a especies leñosas.

Los resultados indican que el tamaño del parche está correlacionado a la intensidad de la herbivoría, lo que sugiere que la abundancia de los recursos es el factor que atrae a los consumidores de la especie; crecer de manera agrupada o en bancos grandes, aumenta la probabilidad de ser consumido por representar un recurso más visible (Janzen 1970). Esta teoría podemos apoyarla con el caso inverso que ocurre en un estudio realizado por Perevolotsky (1998), en donde la probabilidad de una especie vegetal a ser consumida por cabras, disminuye con la probabilidad de ser encontrada o estar oculta, es decir, los individuos aislados presentan un menor riesgo de ser consumidos ya que representan un recurso menos expuesto que implica mayor tiempo de búsqueda y menor cantidad de comida para sus consumidores.

Por otro lado, las especies que se establecen asociadas a otras, pueden obtener beneficios como la facilitación o la generación de microclimas, sin embargo, también existen desventajas relacionadas a éste tipo de asociaciones, como la competencia (Valiente *et al.* 2006). Bajo éste supuesto, podemos explicar que la intensidad de la herbivoría es mayor en parches asociados a leñosas, ya que éstas pueden estar proporcionando otros recursos a los caprinos, como sombra o sitios de descanso, además de comida. Éste escenario podríamos abordarlo a partir de la teoría del forrajeo óptimo (MacArthur y Pianka 1966), en donde los animales consumen los recursos que representan menor tiempo de búsqueda, menor energía y más beneficios, de ésta manera podríamos suponer que los caprinos consumen los parches de *Opuntia palamdora* que son más abundantes y que están asociados a especies leñosas que podrían estar aportando sombra.

AGRADECIMIENTOS

A los organizadores del curso de ECCA, especialmente al Dr. José Domingos por la ayudada brindada en el campo, la asesoría estadística diaria y la logística en campo. Gracias Zé. A Fernanda Maria Pereira por las asesorías en estadística y al Dr. Xavier Arnan Viadiu por sus observaciones y sugerencias al estudio. A la Dra. Inara R. Leal y al Dr. Marcelo Tabarelli por el apoyo en la realización de éste curso, así como al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ecologia e conservação da caatinga. Eds. Leal I., Tabarelli M. & Cardoso da Silva J. Editorial Universitária da UFPE, 2003. 822 p
- Janzen, D. 1970. Herbivores and the number of species in tropical forest. *American Naturalist*: 501-528
- Leal I., Cardoso da Silva J.M., Tabarelli M., & Lacher T. E. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*: 701-703
- Madeiros L., Girao N., Girao S. & Pimentel J. 1994. Caprinos: Princípios básicos para sua exploração. Teresina, EMBRAPA-CPAMN/SPI. Brasília, DF.
- Mota S. 2009. Tacinga: The hummingbird pollinated pickle pear. *Cactus and Succulent Journal*: 156-162
- Perevolotsky A., Landau D., Kababia D. & Ungar D. 1998. Diet selection in diary goat grazing Woody Mediterranean rangeland. *Applied Animal Behaviour Science*: 117- 131
- Perevolotsky A. & Haimov Y. 1992. The effect of thinning and goat browsing on the structure and development of mediterranean Woodland in Israel. *Forest Ecology and Managmente*: 61-74.
- Lobo do Nascimento, L.R. 2008. Dinâmica vegetacional e climática holocenica da caatinga, na região do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 137 pp.
- Pfister J., Malecheck J. & Balph D. 1988. Foraging behavior of goats and sheep in the Caatinga of Brazil. *Journal of Applied Ecology*: 379-388.

Valiente B. A., Vital R. A., Verdú M. & Callaway R. 2006. Modern quaternary plant lineages promotes diversity through facilitation of ancient tertiary lineages. *PNAS*: 16812-16817

34 MEGAFAUNA EXTINTA Y DEFENSAS DE LAS PLANTAS: VARIACIÓN EN ESPINAS DE ÁRBOLES DE LA CAATINGA

Lina Adonay Urrea-Galeano

Posgrado en Ciencias Biológicas, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

RESUMEN

Las espinas son defensas mecánicas desarrolladas por las plantas para protegerse de la herbivoría por vertebrados. Se espera que las plantas presenten una variación en la densidad y tamaño de las espinas debido a la relajación de estas estructuras, ante la pérdida de una presión selectiva ejercida por la megafauna extinta. Para evaluar esta hipótesis, se contaron y midieron espinas de individuos adultos de *Cnidoscolus quercifolius*, *Ziziphus joazeiro* y Leguminosa sp. presentes en el suelo cristalino del Parque Nacional de Catimbau. Se encontró que no hay un patrón en la variación de la densidad y tamaño de las espinas en las tres especies estudiadas, y que los datos obtenidos para estas medidas no tienen una distribución normal. La variación encontrada dentro de cada especie podría ser explicada por factores abióticos (e.g., estrés hídrico o estadio ontogenético de los individuos medidos), pero no necesariamente por el relajamiento de las plantas para invertir en estas estructuras debida la ausencia de la megafauna extinta.

PALABRAS-CLAVE: Defensas mecánicas - Presión selectiva - Estadio ontogenético.

INTRODUCCIÓN

Las plantas han desarrollado diferentes mecanismos de defensa ante la presión por herbivoría debido al alto costo de energía que esta interacción requiere (Belsky *et al.* 1993). Dentro de estos mecanismos se encuentran las asociaciones biológicas establecidas entre plantas-insectos, la producción de defensas químicas como metabolitos secundarios, toxinas, resinas o alcaloides, y el desarrollo de defensas mecánicas como agujones y espinas (Del-claro & Torezan-silingardi 2012).

De manera general, se ha señalado que las defensas mecánicas de las plantas están fuertemente relacionadas con las variables ambientales y en este caso, la presencia de espinas ha sido ampliamente explicada como una adaptación de las plantas contra el estrés hídrico (Coley *et al.* 1985). Sin embargo, algunos estudios han señalado que la espinescencia parece haber evolucionado para restringir el acceso de los animales vertebrados a plantas establecidas sobre suelos eutróficos, ya que muchas de estas especies en estos ambientes se caracterizan por ser palatables para el consumo de grandes mamíferos al ser ricas en nitrógeno y almacenar agua en sus tejidos (Milton 1991).

Los vertebrados herbívoros de gran tamaño han revelado haber tenido fuertes interacciones con la vegetación incidiendo sobre la estructura, composición y dinámica de comunidades de plantas de diversas formas (Gill 2006). No obstante, la pérdida de estos grandes animales en la mayoría de ecosistemas terrestres desde hace aproximadamente 50.000 años, puede estar provocando cambios en la vegetación que conduzcan al declive de algunas especies vegetales, debido a que pueden estar en algún proceso de relajación condicionado por la ausencia de la megafauna (Johnson 2009).

Teniendo en cuenta este hecho, es pertinente preguntar ¿cómo la variación en la densidad y tamaño de las defensas mecánicas de las plantas podría ser explicada por la pérdida de la herbivoría ejercida por elementos de la megafauna? Entender como la pérdida de una presión selectiva generada por los grandes mamíferos sobre las plantas podría conducir a una reducción en la densidad y tamaño de sus espinas, permitirá tener una mayor comprensión de las adaptaciones que hoy en día están tomando lugar en las comunidades vegetales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue realizado en mayo, 2014 en el Parque Nacional Vale do Catimbau, localizado a 8° 24' 00" y 8° 36' 35" S, y 37°09'30" y 37°14'40"O en el estado de Pernambuco en Brasil. El área abarca un área de 62.300 ha. El clima predominante de la región es semiárido tipo Bsh, con transición para tropical lluvioso de tipo As', según la escala de Köppen. La precipitación pluviométrica anual varía entre los 650 y 1100 mm, con una gran irregularidad en el régimen interanual. La vegetación del PARNA de Catimbau es diversa, teniendo elementos vegetales de caatinga arbustivo-arbórea; caatinga arbustiva con predominancia de elementos de cerrado, caatinga arbustiva con elementos de campos rupestres, vegetación florestal perennifolia y caatinga arbustiva perennifolia, con una notable riqueza de especies de las familias Euphorbiaceae, Fabaceae, Boraginaceae y Burseraceae (Silva *et al.* 2004). Dentro de la región mencionada, se seleccionó un área del cristalino donde había elementos arbóreos con espinas.

Colecta de datos

En el área del cristalino, tres especies vegetales fueron seleccionadas *Cnidoscolus quercifolius* Pohl (Euphorbiaceae), *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae) y Leguminosa sp. (Fabaceae). De cada especie, se seleccionaron 10 individuos adultos separados entre sí por una distancia mínima de 50 m. A partir de la primera ramificación de cada individuo de *Cnidoscolus quercifolius* se tomaron cinco hojas de igual tamaño, y de *Ziziphus joazeiro* y Leguminosa sp. se seleccionaron tres y cinco pedazos de tallo de 20 cm. Estas estructuras fueron etiquetadas y llevadas al laboratorio donde se contó el número de espinas presentes. Con un vernier digital se midió el largo y ancho de cada espina.

Análisis estadísticos

Con los datos obtenidos se realizó una distribución de frecuencias y un test de Test Shapiro-wik con un alfa de 0.95 para determinar la normalidad de los datos. El análisis fue realizado en el programa Statistic.

RESULTADOS

Cnidoscolus quercifolius. La mayoría de las hojas tuvieron menos de ocho espinas sobre el haz, registrando un notorio decrecimiento de hojas que tenían más de nueve espinas. El número máximo de espinas por hoja fue de 36 (Figura 1). El largo de las espinas estuvo representado principalmente por dos categorías que oscilan entre 4.46-6.57 mm y 6.57-8.68 mm (Figura 2).

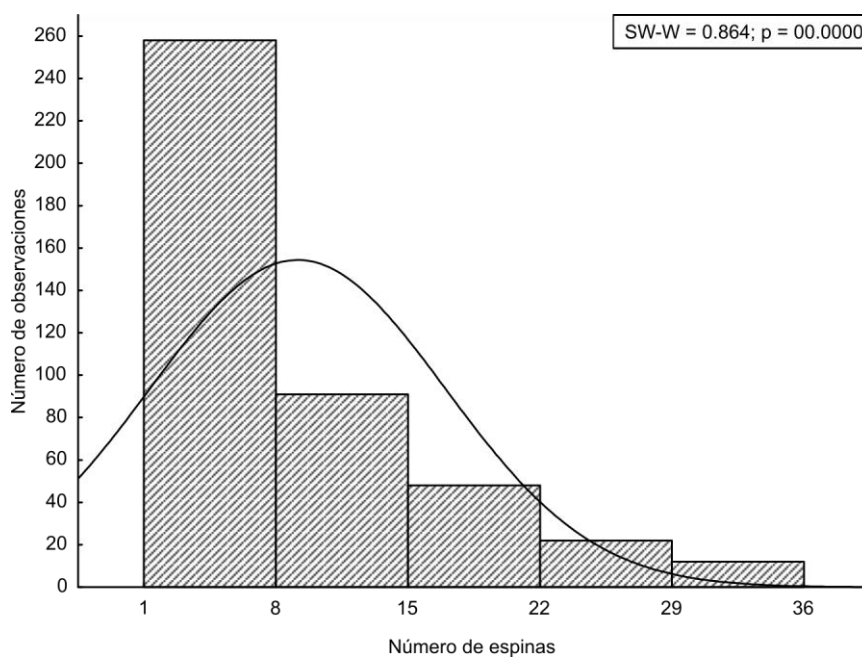


Figura 1 – Densidad de espinas en hojas de *Cnidoscolus quercifolius* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

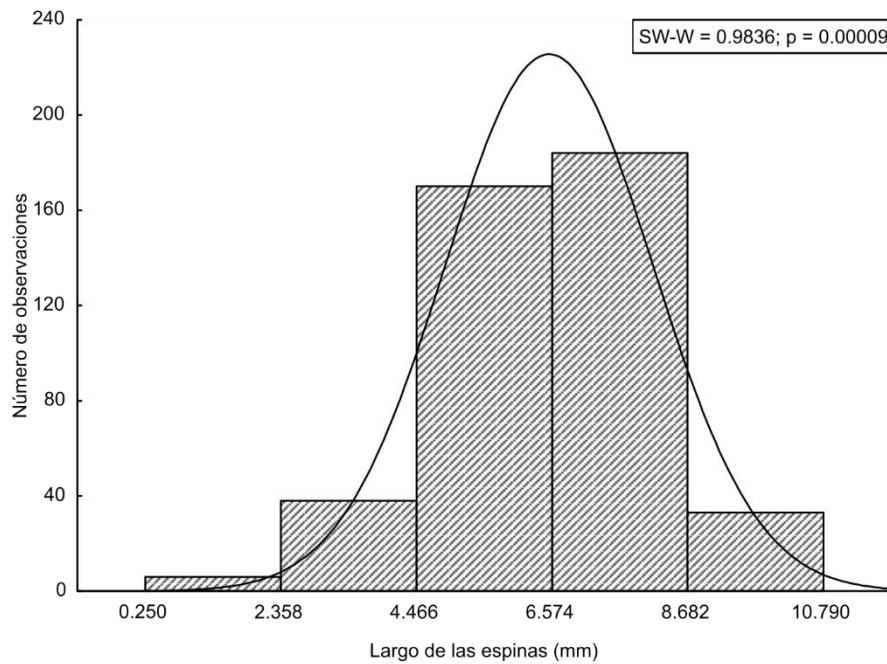


Figura 2 – Largo de las espinas en hojas de *Cnidoscylus quercifolius* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

La mayoría de las espinas tuvieron un ancho que osciló desde 0.282-0.52 mm, pero también se encontró un alto número de espinas (110) con anchos inferiores de 0.04-0.28 y 0.52-0.76 mm (Figura 3). Con el test de Shapiro-wik se encontró que los valores no fueron normales para la densidad ($p=00.00$), largo ($p=0.00$) y ancho ($p=0.00$) de las espinas.

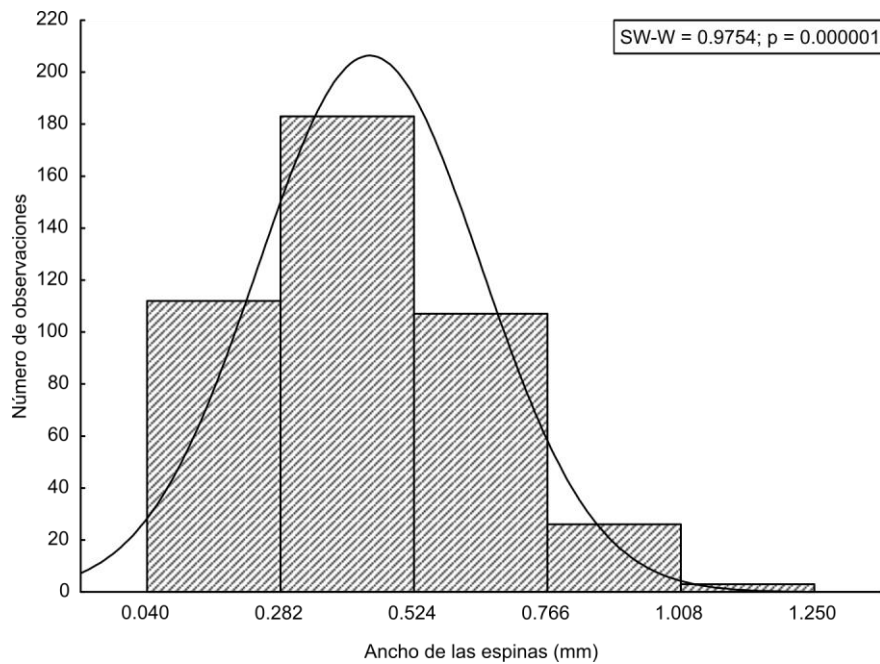


Figura 3 – Ancho de las espinas en hojas de *Cnidoscolus quercifolius* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

Ziziphus joazeiro. La mayoría de tallos medidos tuvieron menos de cuatro espinas. Sin embargo, hubo un gran número de tallos que tenían entre 8 y 12 espinas. La mayor densidad de espinas por tallo fue de 21 (Figura 4). El largo estuvo representado principalmente por espinas con 8.19-15.68 mm, seguidos de numerosas espinas con largos entre 15.68-23.17 y 0.70-8.19 mm (Figura 5). El ancho estuvo representado principalmente por dos categorías que oscilan entre 1.38-2.27 y 2.27-3.15 mm (Figura 6). Con el test de Shapiro-wik se encontró que los valores no fueron normales para la densidad ($p=0.00$), largo ($p=0.00$) y ancho ($p=0.00$) de las espinas.

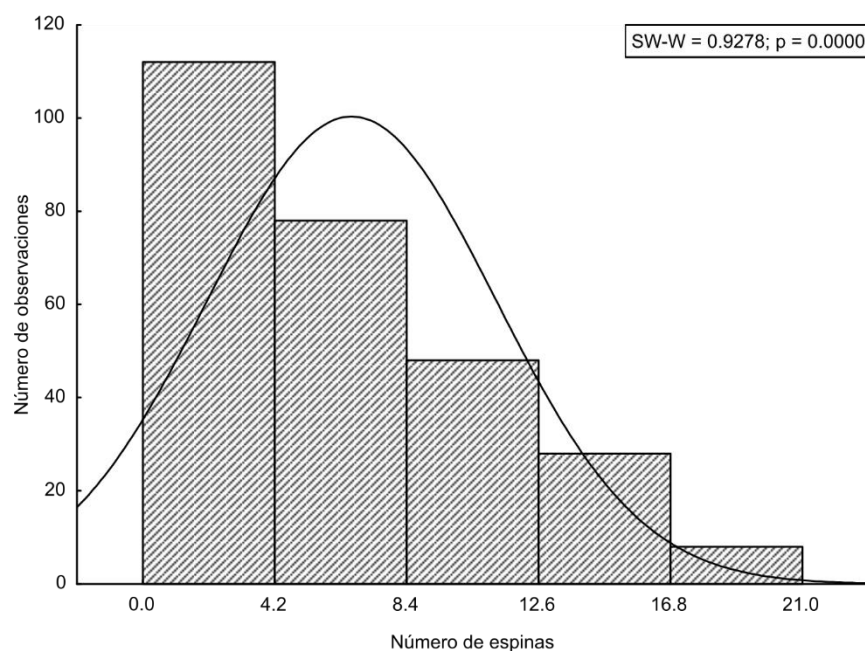


Figura 4 – Densidad de espinas en tallos de *Ziziphus joazeiro* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

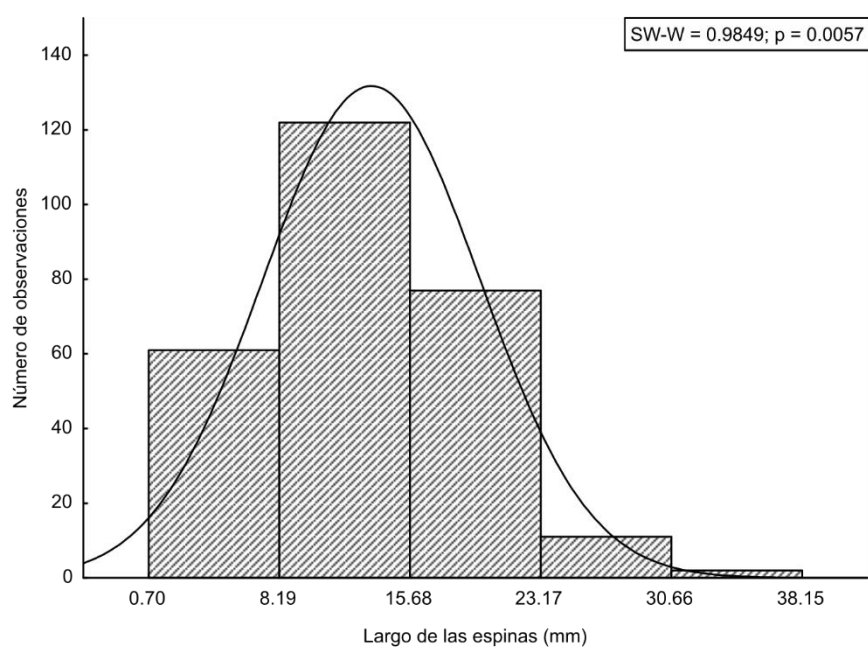


Figura 5 – Largo de las espinas en tallos de *Ziziphus joazeiro* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

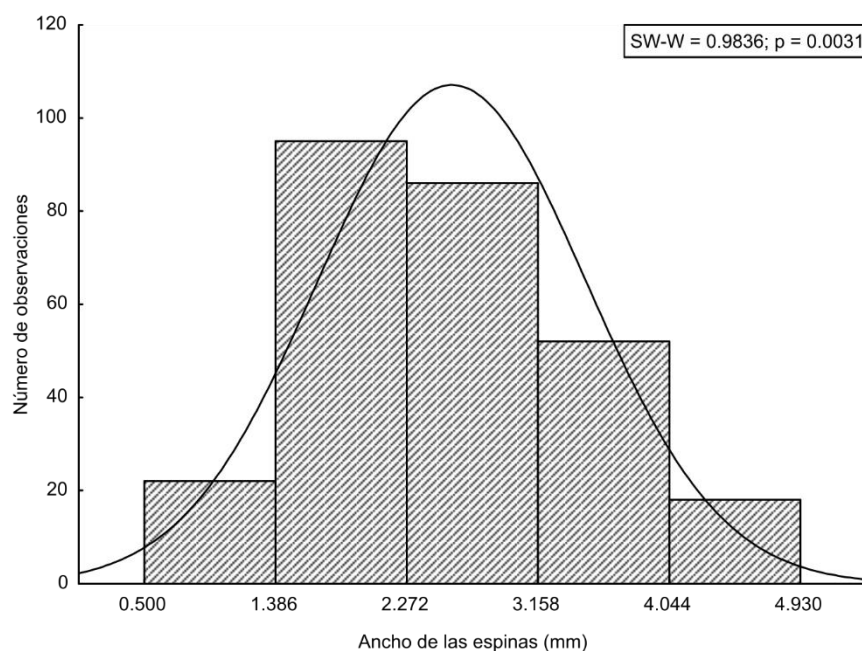


Figura 6 – Ancho de las espinas en tallos de *Ziziphus joazeiro* en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

La mayoría de los tallos medidos tuvieron menos de seis espinas. No obstante, hubo un gran número de tallos que tenían 12 y 18 espinas. La mayor densidad de espinas que se registró fue de 30 (Figura 7). El largo estuvo representado principalmente por espinas con 2.33-4.20 mm, seguidos por numerosas espinas con 0.47-2.33 y 4.20-6.06 mm (Figura 8). El ancho estuvo representado principalmente por dos categorías que oscilan entre 1.72-3.15 y 3.15-4.58 mm (Figura 9). Con el test de Shapiro-wik se encontró que los valores no fueron normales para la densidad ($p=00.00$), largo ($p=0.00$) y ancho ($p=0.00$) de las espinas.

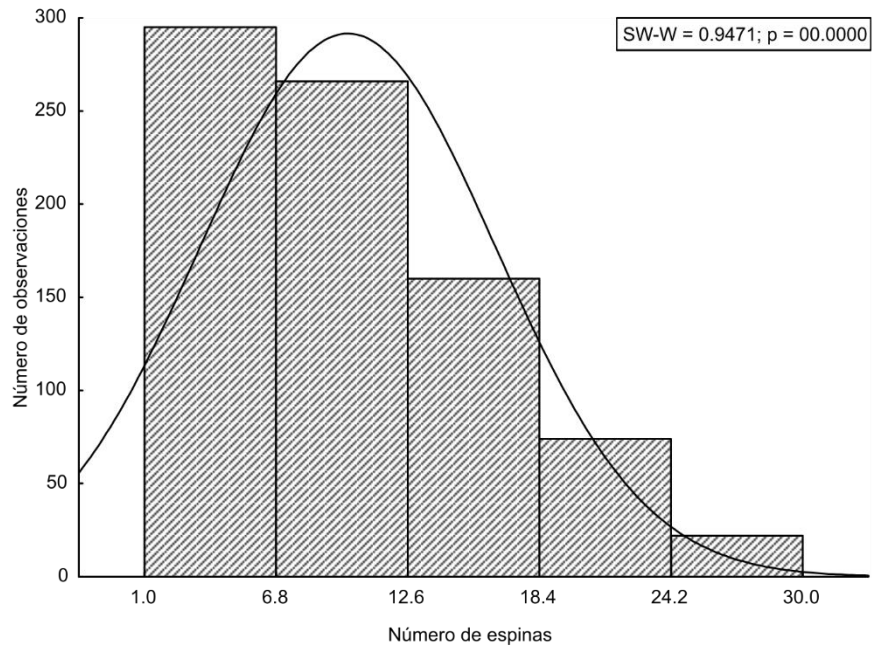


Figura 7 – Densidad de espinas en tallos de Leguminosa sp en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

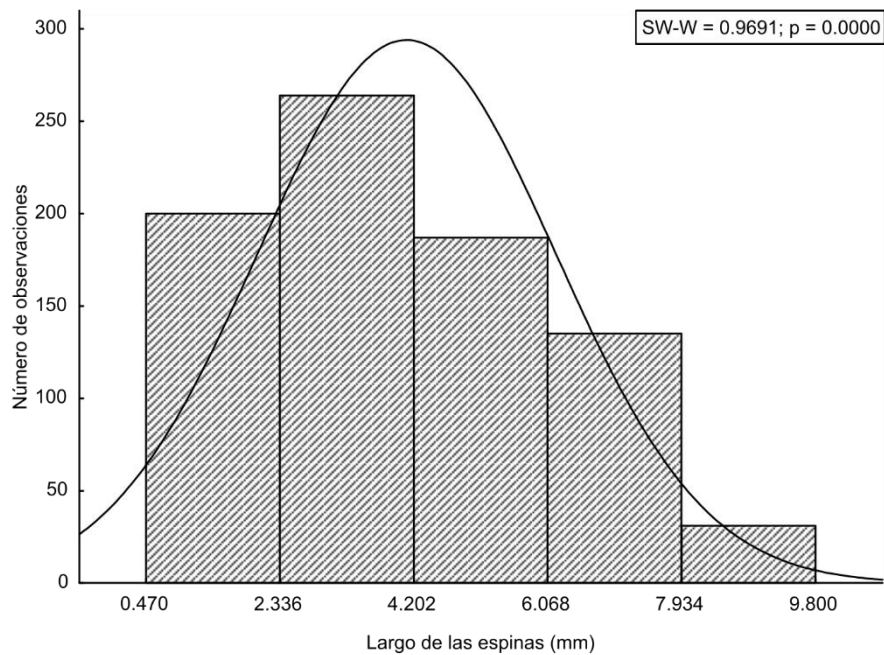


Figura 8 – Largo de las espinas en tallos de Leguminosa sp en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

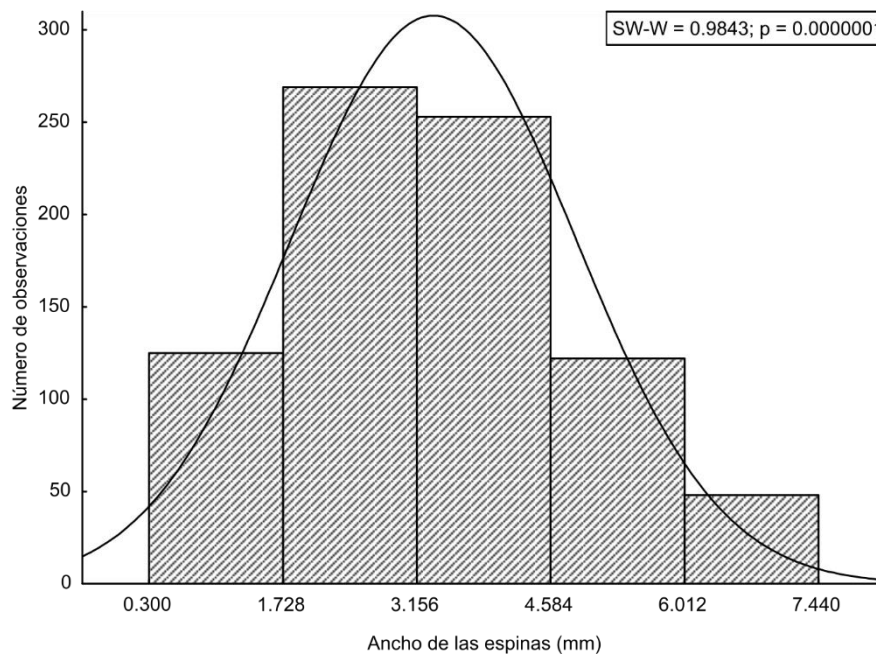


Figura 9 – Ancho de las espinas en tallos de Leguminosa sp en el cristalino del Parque Nacional de Catimbau – PE.

DISCUSIÓN

La densidad de las espinas observada en las especies de este estudio refleja que no hay un patrón en este carácter que pueda estar relacionado con la falta de una presión selectiva ejercida por la megafauna extinta. Ante el supuesto que al existir los grandes mamíferos debería haber una mayor cantidad de especies vegetales con una alta densidad de espinas, los resultados señalan que las tres especies estudiadas están representadas principalmente por una densidad baja de estas defensas mecánicas. Este hecho se podría deberse al estadio ontogenético en que se encontraban los individuos del estudio, ya que en la edad adulta, hay un menor número de espinas por invertirse más en reproducción y no en estructuras mecánicas de defensa (Gowda & Palo 2003). Adicionalmente, estas diferencias en la densidad de espinas podría ser también explicada por las adaptaciones que cada especie ha tenido para sobrevivir en un ambiente donde la escasez de agua es una limitante (Coley *et al.* 1985).

Al tener un gran número de espinas con largos y anchos representados principalmente en dos o tres categorías, se evidencia que ante la falta de una presión selectiva ejercida por los elementos de la megafauna

extinta, no hay una relajación de las plantas en la producción de estas estructuras con tamaños variables, indicando que la variación existente puede deberse principalmente a factores abióticos como por ejemplo el agua o al estadio ontogenético en que los individuos se encontraban. Los resultados de esta investigación difieren de los reportados por Chagas *et al.* (2011), quienes encontraron que si hubo una variación significativa en el tamaño de espinas de una especie del género *Cnidoscolus*, señalando que la ausencia de un gran predador estaba explicando el comportamiento hallado. No obstante, al tener un esfuerzo de muestreo menor debido al poco número de espinas medidas en una sola especie, no fue suficiente para tener datos que realmente expliquen dicho fenómeno.

Para tener una idea más clara sobre la incidencia de la extinción de la megafauna sobre una posible variación en la densidad y tamaño de las espinas, se recomienda realizar este estudio con especies arbustivas del continente Africano, donde aún hay presencia de grandes mamíferos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Belsky, A.J., Carson, W.P., Jensen, C.L. & Fox, G.A. 1993. Overcompensation by plants: herbivore optimization or red herring? *Evol. Ecol.* 7: 109-121
- Chagas de Oliveira, E.C., Ferreira, S.M., Ribeiro, S.C. & Maia-Silva, C. 2011. Tolerar ou resistir? A hipótese da ausência do grande comedor. En *Ecologia da Caatinga, Curso de campo* (Orgs. Meiado, M.V., Carregosa, A.R. & de Siqueira, J.A) 192-201 p. Gráfica Printpex
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin III, F.S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895-899
- Del-Claro, K. & H.M. Torezan-Silingardi. 2012. *Ecologia das Interacoes Plantas-Animais: Uma Abordagem Evolutiva*. Eds., 261–272 p, Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brazil
- Gill, R. 2006. The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. En *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation* (eds K. Danell, R. Bergstrom, P. Duncan & J. Pastor), 170–202 p. Cambridge, UK: Cambridge University Press

- Gowda, J. & T. Palo. 2003. Age-related changes in defensive traits of *Acacia tortilis* Hayne. *African Journal of Ecology*. 41:218-223
- Johnson, C. N. 2009. Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proc. R. Soc. B*. 276: 2509–2519
- Milton, S. 1991. Plant spinescence in arid southern Africa: does moisture mediate selection by mammals? *Oecologia* 87:279-28
- Silva, J.M.C. da; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. da & Lins, L.V. 2004. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação, 382 p. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco.

35 IMPORTÂNCIA DE SAÚVAS NA DISPERSÃO DE SEMENTES E SUA INFLUÊNCIA NAS PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

Lisieux Franco Fuzessy

Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais.

RESUMO

Saúvas são reconhecidas por sua capacidade de dispersar e oferecem benefícios à qualidade no tratamento do diásporo (consomem a polpa do fruto ou elaiossomo da semente acelerando a embebição e consequentemente a germinação). Após o consumo, sementes intactas são descartadas em lixeiras, sítios favoráveis à germinação devido a sua riqueza em matéria orgânica. Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é testar a hipótese de que formigas cortadeiras contribuem para acelerar o processo de embebição por sementes nas proximidades da lixeira por aumentar a retenção de água e penetrabilidade do solo em relação a murundus e áreas adjacentes. Nossos resultados demonstram o papel positivo das formigas cortadeiras do gênero *Atta* na alteração de características físicas do solo, como a penetrabilidade e a manutenção de umidade nas lixeiras externas em ambientes com alta restrição hídrica como a Caatinga. Entretanto, a espécie *Jatropa mutabilis* parece não depender integralmente deste papel, já que a absorção de água nas lixeiras não foi diferente em relação às outras regiões do ninho onde o solo é mais pobre e arenoso. Este resultado indica que *Jatropa mutabilis* deve se favorecer de eventos casuais de maior disponibilidade hídrica, absorvendo bastante água quando esse recurso se faz disponível.

PALAVRAS-CHAVE: Embebição - Germinação - Penetrabilidade.

INTRODUÇÃO

A ecologia da dispersão é uma importante base para o entendimento da estrutura e funcionamento das comunidades florestais nos Neotrópicos (Gentry 1983). A eficiência da dispersão é comumente definida em termos da contribuição de um agente dispersor para a reprodução de uma planta (Schupp 1993). Uma forma geral de resumir a SDE (do inglês *seed dispersal effectiveness*) é a quantificação do número de sementes dispersas por um agente associada à probabilidade de que a semente dispersa produzirá novos adultos (Schupp 1993, Schupp et al. 2010). Cada planta desenvolve estratégias de dispersão de acordo com as condições disponíveis, sendo estas conhecidas como síndromes de dispersão. Estas estratégias se relacionam diretamente a características peculiares de diásporos capazes de aumentar a capacidade ação de determinado agente dispersor: espécies zoocóricas possuem frutos carnosos (Van der Pijl 1969, Schupp et al. 2010), espécies barocóricas apresentam frutos deiscentes, enquanto anemocóricas apresentam estruturas aladas que favorecem a ação do vento (Van der Pijl 1969).

Um importante exemplo de diásporos com características peculiares pertence àquelas espécies especializadas na dispersão por formigas, chamadas de mirmecocóricas (Van der Pijl 1982). Estes são ricos em lípidos e proteínas e atraem uma variedade de espécies de formigas, servindo como apoio mecânico e também como alimento (Rissing 1986; Leal 2003).

Formigas cortadeiras (ou saúvas) formam um grupo conhecido por sua alta capacidade de dispersão primária a pequenas distâncias e dispersão secundária (Bond & Slingsby 1984, Schupp et al. 2010). Além disso, oferecem benefícios relacionados à qualidade no tratamento do diásporo, uma vez que consomem a polpa do fruto ou o elaiossomo (Van der Pijl 1982, Leal 2003, Lima et al. 2013). Este processo é considerado acelerador da germinação, já que a retirada do elaiossomo expõe a micrópila da semente (favorecendo a embebição) além de evitar o ataque de fungos, patógenos e predadores, que também são atraídos por essa estrutura (Hughes & Westoby 1992). Após o consumo, as sementes intactas são descartadas em lixeiras localizadas nas proximidades das entradas da colônia, locais considerados sítios favoráveis à germinação devido a sua riqueza em matéria orgânica (Rissing 1986, Leal 2003).

Apesar de ser clara a importância da compreensão do funcionamento de sistemas ecológicos tropicais, as formações sazonalmente secas são comparativamente menos estudadas que as úmidas (Mooney et al. 1995). Mecanismos de dispersão por formigas são pouco documentados na América do Sul, principalmente em ambientes áridos como a Caatinga (Leal 2003). Dessa maneira, destaca-se a relevância de estudos abordando o tema neste bioma. A Caatinga é um ecossistema brasileiro de grande riqueza vegetal e que apresenta um número considerável de espécies endêmicas e ameaçadas (Barbosa et al. 2002). Ademais, nesse ecossistema existe um grande número de espécies de plantas (com destaque à família Euphorbiaceae) que dependem exclusivamente da mirmecocoria para a dispersão de seus diásporos (Leal et al. 2007).

Portanto, objetivo do presente trabalho é testar a hipótese de que formigas cortadeiras contribuem com a aceleração no processo de embebição por sementes nas proximidades da lixeira devido a maior retenção de água e penetrabilidade do solo em relação a murundus e áreas adjacentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos o estudo na trilha do Chapadão (8° 25'18"S, 37°3'21"O), área de Caatinga situada no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios pernambucanos de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. A fitofisionomia é de Caatinga densa e aberta, submetida a diferentes níveis de perturbação (MMA 2001) enquanto a topografia é caracterizada por elevações tabulares que variam de 600 a 100 m de altitude (Rodal et al. 1998). O clima característico é o tropical semi-árido com temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual de 300 a 500 mm, sendo os maiores índices pluviométricos observados entre abril e junho (Geise et al. 2010).

Coleta dos dados

Selecionamos quatro colônias de *Atta* (dois de *Atta sexdens* e dois de *Atta laevigata*) e dividimos cada um deles em três regiões: lixeira (área de descarte de material não utilizado na colônia), murundu (região próxima à entrada da colônia) e área adjacente (região de solo não alterado pela ação de formigas, porém

localizado na área que compreende a colônia). Aferimos a penetrabilidade do solo através do lançamento de uma estaca de ferro a 80cm acima do solo e posteriormente medimos a porção penetrável da estaca.

Cada colônia foi umedecida com 20 litros de água divididos nas três regiões definidas acima utilizando um galão plástico acoplado a uma extremidade perfurada como um chuveiro regador às 18h da tarde. Para estimar a retenção de água no solo ao longo do tempo coletamos amostras de solo em três diferentes tempos: $t=0$ (momento imediatamente após o umedecimento do solo – 18h da tarde), $t=12$ (12 horas após o umedecimento do solo – 6h da manhã seguinte) e $t=24$ (24 horas após o umedecimento do solo – 18h da tarde seguinte). Estimamos o teor de água presente no solo (em porcentagem) em cada um dos tempos através da seguinte fórmula:

$$(PF - PS) \times 100 / PF$$

onde PF = peso fresco e PS = peso seco.

Para estimar a embebição de água por sementes descartadas pelas formigas coletamos sementes de *Jatropha mutabilis*, espécie pertencente à família Euphorbiaceae conhecida por ser utilizada pelas *Attas*, comum na área de estudo e adaptada às condições de escassez de água enfrentadas na Caatinga. Na manhã anterior à montagem do experimento retiramos o elaiossomo (com o objetivo de simular a ação das formigas cortadeiras) e as pesamos em grupos de dez. Semeamos cada grupo de dez em cada uma das três regiões de cada colônia (lixeira, murundu e área adjacente) logo após o umedecimento do solo às 18h da tarde. Pesamos as sementes em $t=12$ e $t=24$ e estimamos o teor de água (em porcentagem) em cada um dos tempos através da fórmula:

$$(Pf - Pi) \times 100 / Pi$$

onde Pi = peso inicial e Pf = peso final.

Análises estatísticas

Para comparar as três regiões das colônias quanto à penetrabilidade do solo utilizamos uma ANOVA de um fator seguida de teste Tukey. Para detectar se existe uma relação entre a porcentagem de água presente no solo e a porcentagem de água retida pela semente utilizamos uma regressão linear simples. Para

comparar a porcentagem de água no solo, o peso da semente e a porcentagem de água na semente entre as três regiões da colônia levando em consideração o efeito do tempo efetuamos uma Anova de dois fatores com medidas repetidas seguida de teste Tukey. Para comparar a porcentagem de água na semente entre as três regiões levando em consideração o efeito da colônia também efetuamos uma Anova de dois fatores com medidas repetidas seguida de teste Tukey. Todos os testes foram efetuados no software SigmaStat.

RESULTADOS

Observamos que as três regiões de cada colônia (lixeira, murundu e área adjacente), se diferenciam quanto a penetrabilidade de seus solos, sendo esta semelhante entre lixeira e murundu, porém ambas diferem da área adjacente (Figura 1).

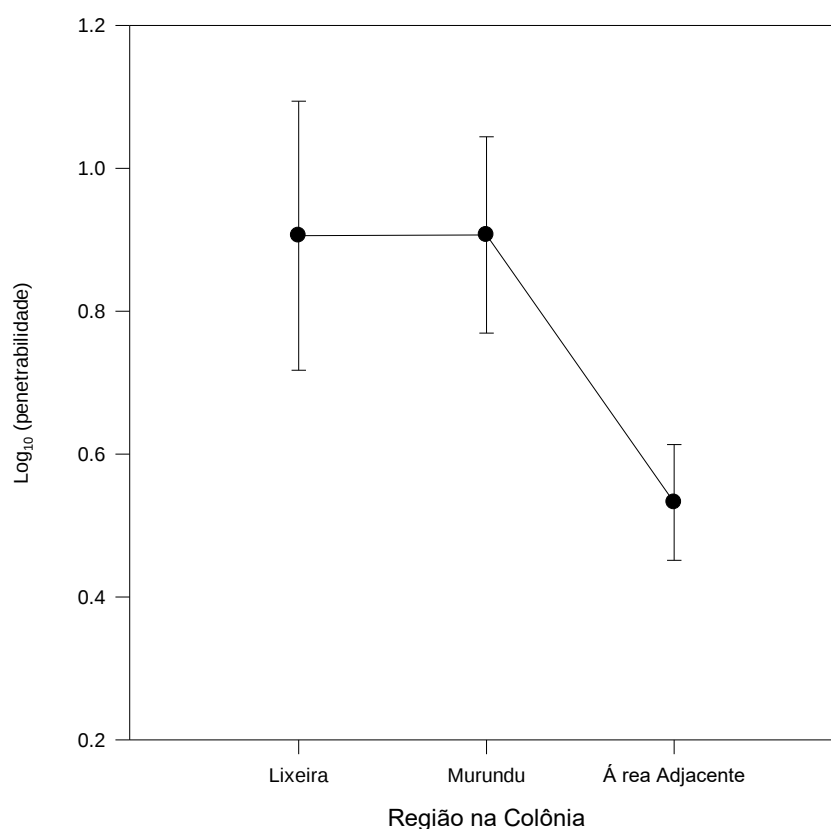


Figura 1 – Penetrabilidade do solo nas três regiões observadas em cada colônia. Letras semelhantes representam médias semelhantes e letras diferentes representam diferenças entre as médias. (df = 2; H =

7,385; $P= 0,015$). (Anova de um fator seguida de teste Tukey, $\alpha = 0,05$). Obs: Dados transformados em logaritmo da penetrabilidade.

A retenção de água no solo da lixeira é significativamente maior em relação ao murundu e área adjacente, que não se diferenciam quanto a este parâmetro (Figura 2). Além disso, observamos uma significativa perda de água pelo solo ao longo do tempo, sendo a maior porcentagem obtida em $t=0$, seguido por $t=12$ e $t=24$ (Figura 2). De acordo com esta disponibilidade de água no solo ao longo do tempo, as sementes de *Jatropha mutabilis* absorveram o máximo até as primeiras 12h, havendo uma perda ao longo do dia. Ao compararmos o peso e a porcentagem de água na semente de acordo com o tempo observamos um maior peso (Figura 3a) e porcentagem de água (Figura 3b) em $t=12$ e um peso e porcentagem de água em $t=24$. Esta tendência também pode ser observada na Figura 4, que mostra que quanto maior a porcentagem de água retida no solo, maior a quantidade de água presente na semente. Apesar disso, não detectamos diferenças na absorção pela semente entre as três regiões das colônias (Figura 4), mesmo sendo a lixeira a maior fonte de umidade.

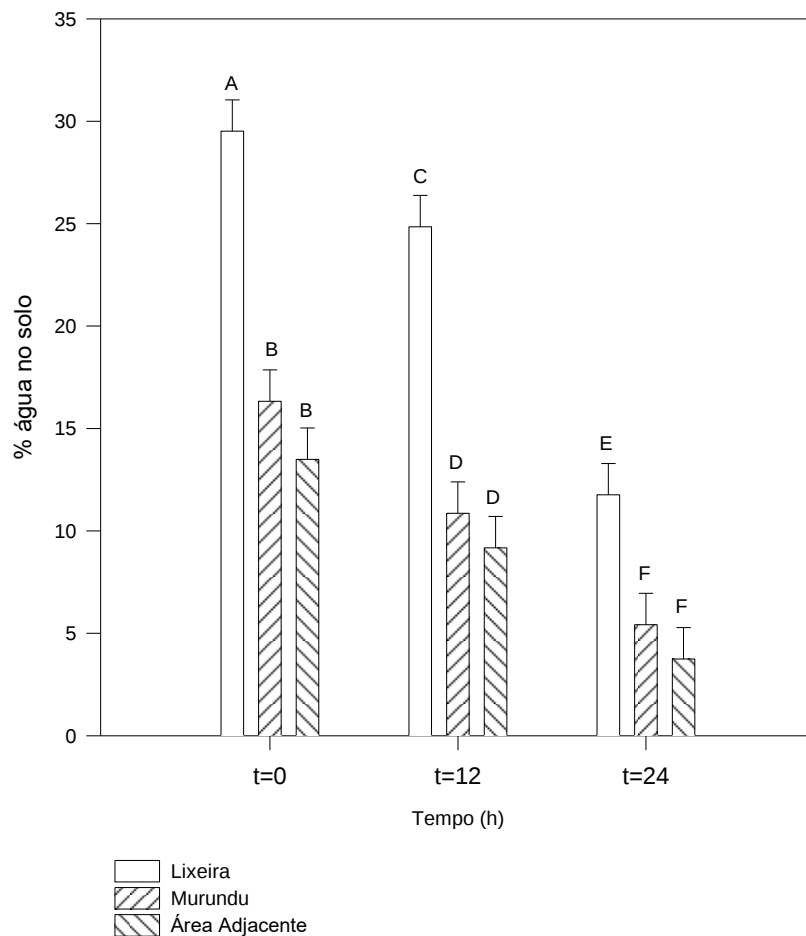


Figura 2 – Porcentagem de água presente no solo de cada uma das regiões das colônias separadas quanto ao tempo. Letras semelhantes representam médias semelhantes e letras diferentes representam diferenças entre as médias. ($df = 2$; $F_{(tempo)} = 397,07$, $p < 0,001$; $F_{(região)} = 42,66$, $p < 0,001$; $F_{(tempo+região)} = 3,23$, $p = 0,05$). (Anova de dois fatores e medidas repetidas seguida de teste Tukey, $\alpha = 0,05$).

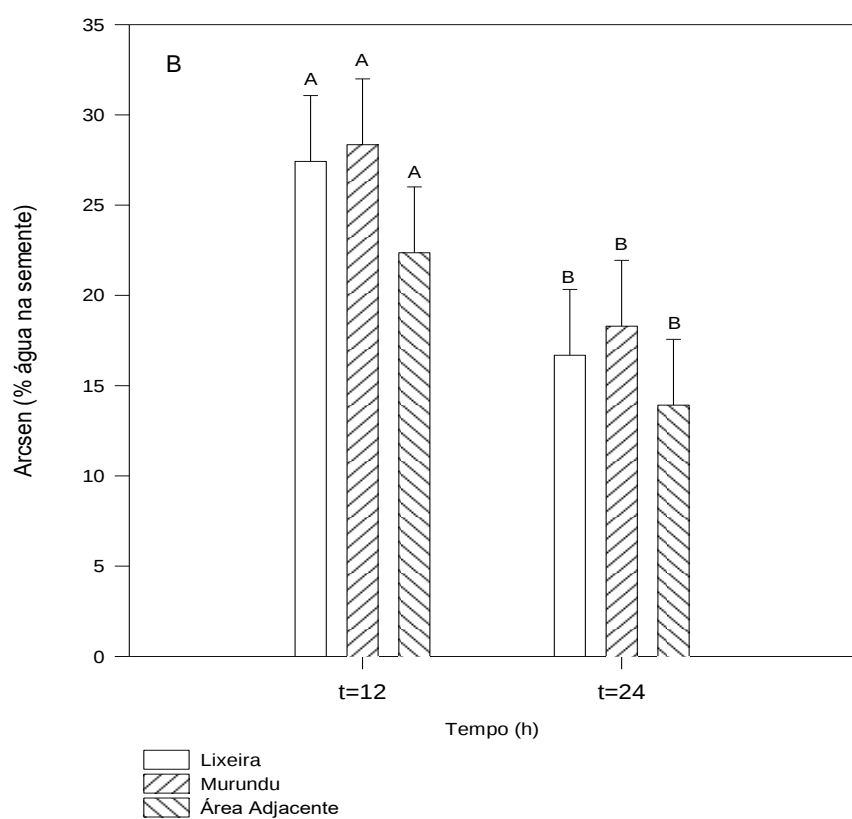
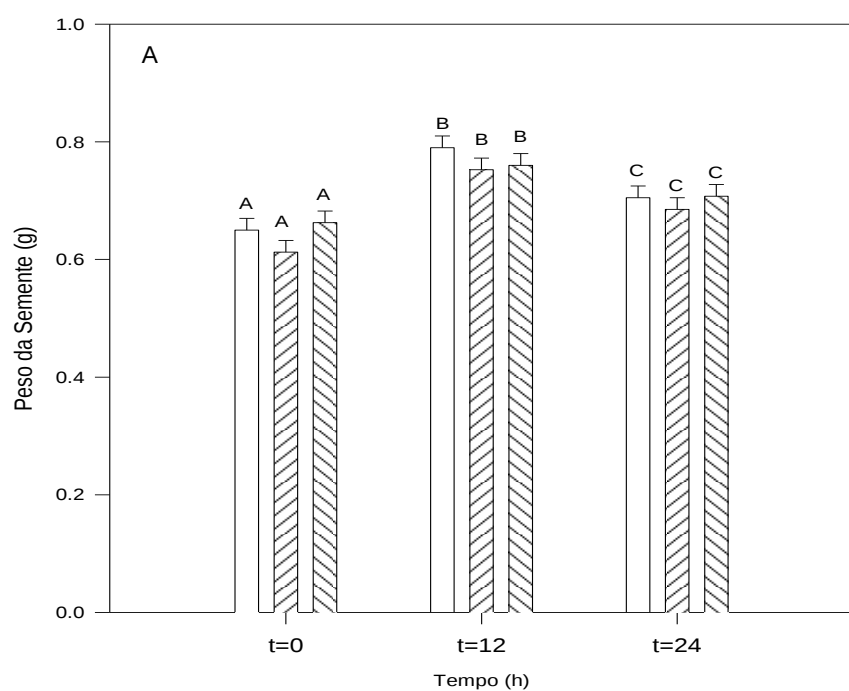


Figura 3 – (a) Peso da semente em cada uma das regiões das colônias nos tempos de observação. Letras semelhantes representam médias semelhantes e letras diferentes representam diferenças entre as médias. ($df = 2$; $F_{(tempo)} = 23,03$, $p=0,02$; $F_{(região)} = 2,38$, $p=0,17$; $F_{(tempo+região)} = 0,99$, $p=0,45$). (b) Arcoseno da raiz da

porcentagem de água retida na semente em cada uma das regiões das colônias nos tempos de observação. Letras semelhantes representam médias semelhantes e letras diferentes representam diferenças entre as médias. ($df = 2$; $F_{(tempo)} = 20,16$, $p=0,021$; $F_{(região)} = 0,86$, $p=0,47$; $F_{(tempo+região)} = 0,26$, $p=0,78$).

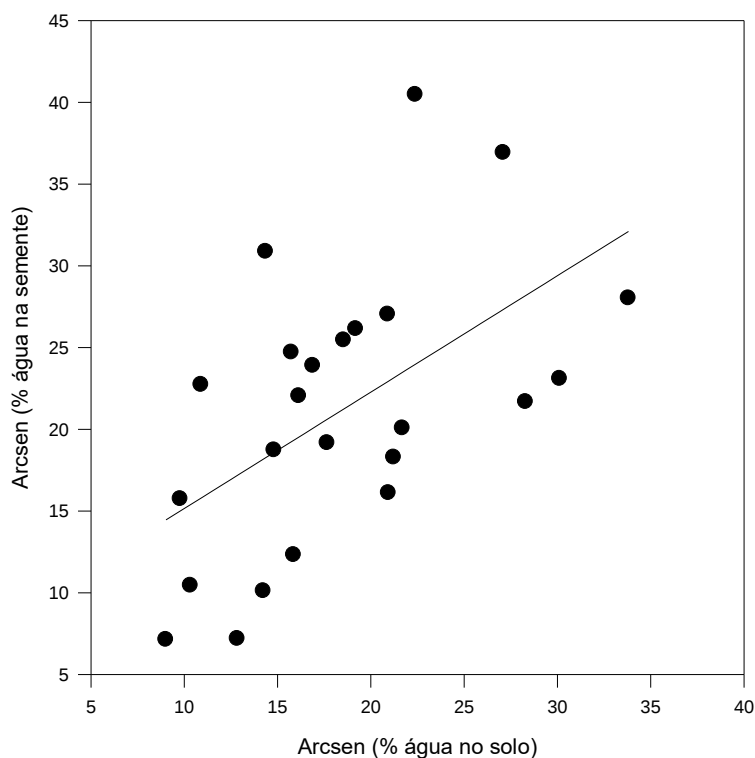


Figura 4 – Relação entre a porcentagem de água presente no solo e porcentagem de água presente na semente (transformação em arco-seno da raiz da porcentagem). ($df = 1$; $R^2 = 0,301$; $F = 9,47$; $p = 0,006$).

DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram o papel positivo das formigas cortadeiras do gênero *Atta* na alteração de características físicas do solo, como a penetrabilidade e a manutenção de umidade nas lixeiras externas em ambientes com alta restrição hídrica como a Caatinga. Moutinho et al. (2003) detectaram um aumento na penetrabilidade em solos de colônia na região amazônica em relação à solos onde estes eram ausentes, porém sem levar em consideração as diferentes partes dos ninhos. Considerando que a lixeira é um ambiente rico em matéria orgânica e um local de descarte de sementes de diversas espécies dispersas pelas formigas (Rissing 1986, Leal 2003), torna-se clara a importância deste grupo em promover, além da dispersão, a

manutenção de solos propícios à germinação e ao estabelecimento de plântulas. Já é conhecido o papel das saúvas na redução da competição próximo a planta mãe (hipótese de escape proposta por Janzen (1970) e Connell (1971)), no fornecimento de um tratamento de qualidade (retirada do elaiossomo e manutenção da semente intacta até seu descarte, comprovadas por Leal et al. (2003) e na deposição das sementes em sítios favoráveis (hipótese da dispersão direta assim definida por Howe e Smallwood (1982)). Além destes benefícios já descritos na literatura, o presente estudo demonstra sua atuação na promoção e manutenção deste solo como um local de maior aeração (constante realocação de partículas) e disponibilidade hídrica, mesmo em ambientes onde a água atua como fator limitante.

Uma forma de medir a eficiência de um dispersor é analisar os benefícios quantitativos e qualitativos oferecidos por ele. O componente quantitativo leva em consideração o número de visitas de um agente e o número de sementes dispersas por visita, enquanto o componente qualitativo consiste nas probabilidades de uma semente dispersa sobreviver à manipulação (qualidade do tratamento) e de chegar a um sítio onde possa sobreviver, germinar e produzir um novo adulto (qualidade de deposição) (Schupp et al. 2010). Dessa forma, diante do que já foi discutido, é possível afirmar que as formigas em questão possuem grande relevância como dispersoras de sementes e oferecem um serviço de qualidade na manipulação e deposição dos diásporos.

Entretanto, *Jatropha mutabilis* parece não depender integralmente deste papel qualitativo, já que a absorção de água nas lixeiras não foi diferente em relação às outras regiões do ninho onde o solo é mais pobre e arenoso. Em todas as sementes analisadas observamos uma absorção rápida e significativa ao longo as primeiras 12h de disponibilidade de água nas três regiões analisadas da colônia ($t=12$). Já nas 12h seguintes ($t=24$) observamos uma significativa perda de água por elas. Esse padrão observado pode ser justificado pela informação de que esta é uma planta adaptada a ambientes secos e de solos arenosos (Garlindo 1985). Muitas espécies que ocorrem em ecossistemas áridos e semi-áridos apresentam sementes capazes de germinar nas camadas mais superficiais, onde a água está disponível para embebição por um curto período, já que a evaporação ocorre mais rapidamente nestas camadas (Guterman 1993, Kigel 1995). Assim, a embebição nestes ecossistemas pode não ser contínua, ocorrendo ciclos de hidratação/desidratação

(Dubrovsky 1998). Sabe-se que estes ciclos, associados a diferenciação nos intervalos de disponibilidade de água, proporcionam às sementes um elevado índice de sobrevivência durante a dessecação (Dubrovsky 1996, 1998), atuando como uma adaptação ao estresse. Este processo pode indicar a presença de uma memória hídrica ocasionada pelo processo de embebição, a qual preserva as características resultantes de uma hidratação prévia (Dubrovsky 1996, 1998). Dubrovsky (1996), estudando cactos, demonstrou que ciclos de hidratação/desidratação elevam o índice de sobrevivência durante a dessecação e aumentam significativamente a germinabilidade, a velocidade média e a sincronia da germinação: sementes de cacto que passam por uma hidratação descontínua germinam mais rapidamente após a re-hidratação e apresentam uma germinação mais sincronizada. Dessa forma, esta informação associada ao resultado obtido de maior hidratação nas primeiras 12h seguida por uma desidratação, podem indicar que *Jatropha mutabilis* deve se favorecer de eventos casuais de maior disponibilidade hídrica, absorvendo bastante água quando esse recurso de faz disponível.

Para um melhor entendimento da importância das lixeiras na embebição, germinação e estabelecimento de sementes e plântulas de diversas espécies da Caatinga sugerimos o desenvolvimento de pesquisas buscando descrever juntamente a composição química e física destes solos e, ao mesmo tempo, relacionar tais características aos processos fisiológicos resultantes de sua interação com as sementes ali descartadas. Após este conhecimento será possível uma melhor compreensão dos mecanismos fisiológicos relacionados ao processo de embebição em *Jatropha mutabilis* e sua consequente associação à existência de uma memória hídrica. Para isso, recomendamos o desenvolvimento de pesquisas direcionadas a elucidar quais são os efeitos do tempo de embebição e da hidratação descontínua (caso ela seja recorrente) na germinabilidade e velocidade média de germinação na espécie.

AGRADECIMENTOS

À Comissão Organizadora do VII Curso de Ecologia e Conservação da Caatinga, em especial aos professores Inara Leal e Marcelo Tabarelli e aos monitores Felipe Siqueira e Fernanda Maria de Oliveira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barbosa, D.C.A, Silva, P.G.G. & Barbosa, M.C.A. 2002. Tipos de frutos e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da caatinga de Pernambuco. 609-621PP. In: M.Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.) Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco. SECTMA e Editora Massangana, Recife.
- Bond W. & Slingsby P. 1984. Collapse of ant-plant mutualism: the Argentine ant (*Iridomyrmex humilis*) and myrmecochorous Proteaceae. Ecology 65: 1021-1027.
- Bullock, S.H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forests. In: Seasonally dry tropical forests (eds. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina), pp. 277-303. Cambridge University press.
- Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forests trees. In: Dynamics of Populations (eds. P. J. Den Boer & G. Gradwell), pp. 298-312. Wageningen: PUDOC
- Dubrovsky, J. G. 1996. Seed hydration memory in Sonoran Desert cacti and its ecological implication. American Journal of Botany 83: 624-632.
- Dubrovsky, J. G. 1998. Discontinuous hydration as a facultative requirement for seed germination in two cactus species of the Sonoran Desert. J. Torrey Bot. Soc. 125: 33-39.
- Gallindo, F. 1985. O gênero *Jatropha* L. para Pernambuco. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Geise, L., Paresque, R., Sebastião, H., Shirai, L.T., Astúa, D. & Marroig, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. Check List. 6.
- Gentry, A. H. 1983. Dispersal ecology and diversity in neotropical Forest communities. Sonderband Naturwissenschaftlicher Verein Hamburg 7: 303-314.
- Guterman, Y. 1993. Seed germination in desert plants. New York, Springer.

- Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Hughes, L. & Westoby, M. 1992. Fate of seeds adapted for dispersal by ants in Australian sclerophyll vegetation. *Ecology* 73: 1285–1299.
- Janzen, D. H. 1971. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-28
- Kigel, J. 1995. Seed germination in arid and semiarid regions. In: *Seed development and germination* (eds J. Kigel, & G. Galili), pp. 645-699. New York, Marcel Dekker, Inc.
- Leal, I. R. 2003. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga. In: *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp. 593-624. Editora Universitária da UFPE. Recife.
- Leal, I. R., Wirth, R. & Tabarelli, M. 2007. Seed Dispersal by Ants in the Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- Lima, H. C., Oliveira, E. G. & Silveira, F. A. O. 2013. Interactions between ants and non-myrmecochorous fruits in *Miconia* (Melastomataceae) in a neotropical savanna *Biotropica* 217-223.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade na Amazônia brasileira. Brasília: MMA/SBF.
- Mooney, H. A.; Bullock, S. H. & Medina, E. 1995. Introduction. In: *Seasonally dry tropical forests* (eds. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina), pp. 1-8. Cambridge University press.
- Moutinho, P., Nepstad, D. C. & Davidson E. A. 2003. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology* 84: 1265–76.
- Rissing, S. W. 1986. Indirect effects of granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nest. *Oecologia* 68: 231-234.
- Rodal, N.J., Araújo, F.S., Barbosa, M.R.V. 2005. Vegetação e flora em áreas prioritárias para conservação da Caatinga. Terborgh, J., Lopez, L., Nunez, V.P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M.,

- Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments *Science* 294:1923–1926.
- Schupp, E. W., Jordano, P. & Gómez, J.M. 2010 Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* 188: 333–353.
- Schupp, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals *Vegetatio*. 107/108: 15-29.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. pp. 161. Berlin: Springer-Verlag.
- Van der Pijl, L. 1969. Principles of Dispersal in Higher Plants. pp. 154. Berlin: Springer-Verlag.

36 INFLUÊNCIA DO ESTÁGIO DE REGENERAÇÃO SOBRE O RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS EM ÁREAS DE CAATINGA

Lucas E. N. da Costa

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

RESUMO

As perturbações antrópicas são os principais responsáveis pela sucessão secundária e tendem a alterar a dinâmica sucessional da comunidade de plantas. Neste sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar a influência do tempo de regeneração sobre o recrutamento de plântulas lenhosas em áreas de Caatinga. Foram analisadas a riqueza de plântulas lenhosas recrutando e a composição florística de áreas em diferentes estágios de regeneração (3, 7, 10, 17, 23, 30, 40 e 50 anos). O tempo de regeneração não foi relacionado com a riqueza de espécies recrutando, assim como não explicou a composição florística nas áreas estudadas, sendo importantes a inclusão de outros fatores para trabalhos futuros como a intensidade de uso, o tipo de solo e a distância de áreas fontes.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga - Tempo de abandono - Sucessão.

INTRODUÇÃO

Os impactos provenientes da ação humana são os principais responsáveis pelo surgimento de florestas secundárias do mundo, entretanto essa relação entre o uso da terra e a sucessão florestal é complexa, pois, incluem fatores como o tempo e intensidade de uso, além de questões sociais (Brown & Lugo 1990). Diversos autores têm demonstrado que o tempo e a intensidade da perturbação afetam diretamente o tempo de sucessão, influenciando a riqueza e a composição de espécies ao longo dos estágios sucessionais (Chazdon 2008).

As gradativas variações na composição e na estrutura da comunidade são influenciadas por alterações ambientais que ocorrem ao longo do tempo através da substituição de espécies, por meio de processos de facilitação e inibição, acarretando também mudanças no ambiente relacionados a luminosidade e temperatura (Chazdon 2008, Daubenmire 1968, Ricklefs 2003). Deste modo, de um lado estão as espécies tolerantes a luminosidade e a altas temperaturas (i.e., espécies pioneiras), que vão sendo substituídas ao longo do tempo por espécies tolerantes a sombra (i.e., espécies tardias) (Daubenmire 1968).

A progressão desses estágios sucessionais acarreta alterações na dominância de plantas, levando a uma convergência florística, até a sucessão conduzir o ecossistema ao seu ápice de complexidade florística e estrutural (Daubenmire 1968). Entretanto, como evidenciado por Tabarelli et al. (2008), a perturbação pode desencadear uma sucessão retrogressiva, levando a comunidade madura pós-perturbação à estágios iniciais de sucessão. Este fenômeno foi relatado por Santos et al. (2008), indicando que a comunidade pode não recuperar a diversidade e biomassa existentes anteriormente à perturbação, ao contrário, cada vez mais a riqueza de espécies pode ser reduzida.

Estudos sobre a dinâmica sucessional têm focado nas Florestas Tropicais, principalmente o componente arbóreo, avaliando mudanças na estrutura e composição da vegetação ao longo do tempo, porém negligenciando os estudos com vegetação não arbórea ou plântulas de árvores (Chazdon 2008). Considerando as plântulas, estas representam um “gargalo” no ciclo de vida de muitas espécies, pois essa fase é mais

sensível às condições ambientais, representando uma fase crítica na manutenção e disponibilidade de potenciais novos indivíduos (Zimmer et al. 2014).

Deste modo, pesquisas sobre a sucessão em plântulas devem ser incentivadas, pois os padrões sucessionais determinam a composição florística das comunidades, e o conhecimento desses processos é extremamente necessário para desenvolver planos de manejo florestal eficazes e para a implantação de programas de manejo (Laurence et al. 1998, Chazdon 2008). Neste sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar como o tempo de regeneração afeta o recrutamento de plântulas lenhosas em áreas de caatinga, considerando a riqueza e a composição de espécies. Este estudo testa as seguintes hipóteses: (i) A caatinga apresenta uma sucessão progressiva, onde, o tempo de regeneração influencia positivamente a riqueza de espécies recrutando (áreas mais jovens são mais afetadas pelas perturbações), esperando-se uma maior riqueza em áreas mais antigas; (ii) Existe uma convergência na composição florística em função do tempo de regeneração, de modo que áreas mais jovens apresentaram composição florística mais similar entre si, do que com áreas mais antigas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios pernambucanos de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim. A fitofisionomia da área consiste em uma Caatinga submetida a diferentes níveis de perturbação, com uma topografia caracterizada por elevações tabulares que variam de 600 a 1000 m de altitude (Rodal et al. 2005, MMA 2001). O clima é tropical semiárido, com temperatura média anual de 23° C e precipitação média anual de 300 a 500 mm (SUDENE 1990, Geise et al. 2010).

Coleta dos dados

O estudo foi realizado em áreas de Caatinga em diferentes idades de regeneração. Todas as áreas escolhidas foram utilizadas para agricultura e depois abandonadas (Figura 1). Como medida de idade de

regeneração foi utilizado o tempo de abandono das áreas, determinado por meio de entrevistas com moradores locais. Dessa forma, foram selecionadas oito áreas com 3, 7, 10, 17, 23, 30, 40 e 50 anos de idade de regeneração. Em cada área, foram delimitadas, através de sorteio, cinco parcelas de 1m², totalizando 40 parcelas. Nas parcelas, foram coletadas todas as plântulas lenhosas com até 30cm de altura. Todos os indivíduos coletados foram separados em morfoespécies e contabilizados seus respectivos indivíduos para obtenção dos dados de riqueza de morfoespécies e composição florística de cada área.

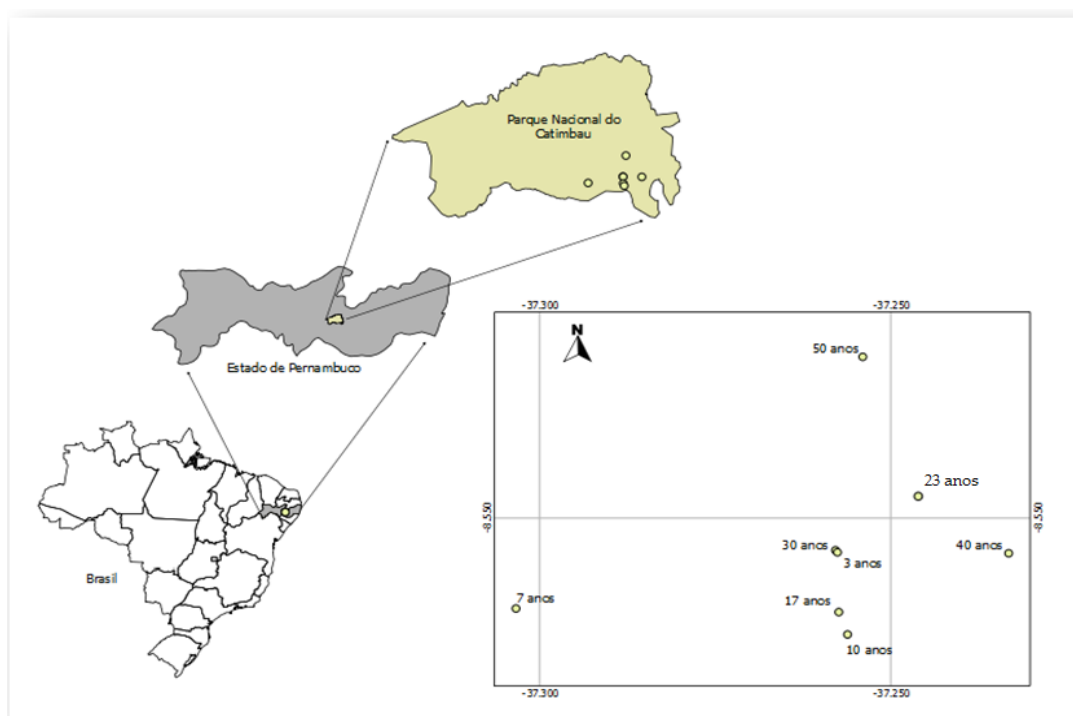


Figura 1 – Áreas em diferentes estágios de regeneração (tempo de abandono) localizadas no Parque Nacional do Catimbau (Pernambuco, Brasil).

Análises estatísticas

Para avaliar a influência do tempo de regeneração sobre a riqueza de morfoespécies foi utilizada a correlação de Pearson no programa STATISTICA 7.0 (STATSOFT 2004). Para detectar o efeito de diferentes idades de regeneração sobre a composição florística das áreas foi utilizada uma ordenação por meio de um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), a partir de uma matriz de similaridade construída com o índice de Jaccard. Além disso, uma Análise de Similaridade (ANOSIM) foi realizada para testar a formação de

grupos levando em consideração a composição de espécies de plantas nos diferentes tempos de regeneração. O NMDS e o ANOSIM foram realizados com o software PRIMER (Clarke & Gorley 2001).

RESULTADOS

Foram registradas 36 morfoespécies distribuídas entre as áreas em regeneração. A área com 50 anos apresentou a riqueza total mais expressiva (24 spp.), seguida das áreas com 17 anos (21 spp.), 10 anos (20 spp.). As áreas com 30, 23 e 40 anos apresentaram 19, 14 e 12 anos respectivamente, enquanto, as áreas com 7 e 3 anos ambas obtiveram dez espécies. Não foi constatada nenhuma correlação entre a riqueza de plântulas lenhosas recrutando e o tempo de regeneração das áreas ($r = 0,483$; $p = 0,225$) (Figura 2).

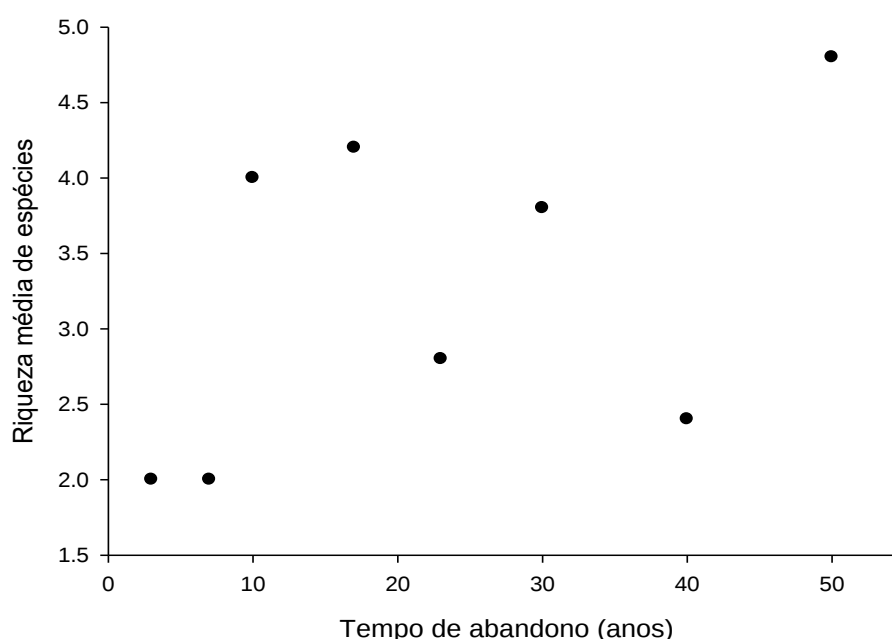


Figura 2 – Correlação entre a riqueza de morfoespécies de plântulas lenhosas e o tempo de regeneração em áreas de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau (Pernambuco, Brasil).

Quanto a composição florística, a morfoespécie 1 ocorreu em todas as áreas de regeneração e a morfoespécie 4 ocorreu em 6 áreas. Observou-se que 49,3% das morfoespécies ocorrem em apenas duas áreas ou foram restritas a apenas uma área de regeneração. Não foi evidenciada uma formação de grupos

florísticos de acordo com o tempo de sucessão (Figura 3). Entretanto, foram observadas diferenças florísticas significativas entre algumas áreas ($R = 0.176$; $p < 0,001$) (Tabela 1).

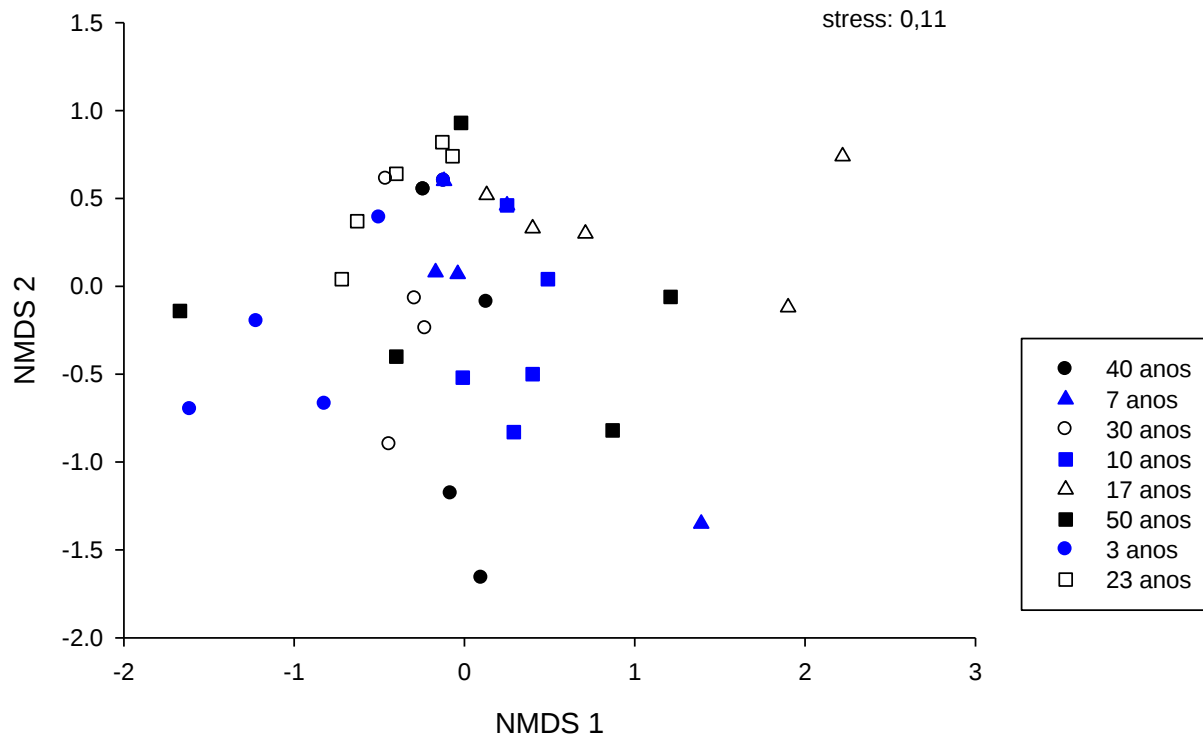


Figura 3 – Análise de NMDS e ANOSIM considerando o coeficiente de similaridade de Jaccard de áreas em diferentes estágios de regeneração (tempo de abandono) em ambientes de Caatinga localizadas no Parque Nacional do Catimbau (Pernambuco, Brasil).

Tabela 1 – Análise de ANOSIM considerando a similaridade florística de plântulas lenhosas em áreas com diferentes estágios de regeneração (tempo de abandono) em áreas de Caatinga no Parque Nacional do Catimbau (Pernambuco, Brasil). Foram realizadas 999 permutações.

Grupos	R	P
30; 17	0,334	0,044
30; 23	0,254	0,032
10; 50	0,248	0,04
10; 23	0,386	0,008
17; 3	0,342	0,032
17; 23	0,396	0,008
50; 23	0,24	0,032

DISCUSSÃO

As hipóteses propostas neste estudo foram refutadas, portanto, o tempo de regeneração não explicou a riqueza de plântulas lenhosas recrutando e a composição florística encontrada. Isto pode estar relacionado com a própria heterogeneidade da Caatinga, dada a grande proporção de morfoespécies ocorrendo em apenas duas ou uma área em regeneração. Sabe-se que a Caatinga é heterogênea, composta por vários mosaicos de solos complexos com características variadas, mesmo dentro de pequenas distâncias, assim como, a própria fitofisionomia é variada (Sampaio 1995).

Assim, seria necessário a inclusão de outras variáveis que também podem afetar o tempo de perturbação, como a intensidade de uso da terra (intensidade da perturbação) ou do tipo de solo que são fatores que pode afetar diretamente a trajetória sucessional. Muitos estudos com cronossequências em florestas tropicais úmidas têm documentado que a riqueza de espécies é fortemente influenciada pelo tipo de solo e pelo histórico de uso da paisagem (Guariguata & Ostertag 2001, Chazdon 2003, Chazdon et al. 2007).

Ainda, características da paisagem local com a proximidade às áreas fontes devem ser consideradas, pois, atuam sobre o processo de colonização das áreas (Chazdon 2008). Principalmente, porque a composição florística tende a variar independentemente da riqueza de espécies (Chazdon 2003) e diferenças no período de colonização podem impactar a trajetória sucessional de uma determinada área (Mesquita et al. 2001).

Mediante a realização deste estudo, conclui-se que o tempo de regeneração pode não ser o fator preponderante na dinâmica sucessional (e.g. riqueza de espécies e composição florística) em áreas de Caatinga. Sugere-se a realização de outros estudos incluindo outros fatores, como o tipo de solo e a proximidade de áreas fontes.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece aos professores Inara Leal e Marcelo Tabarelli pelas contribuições durante o trabalho desde a elaboração até a discussão dos resultados. Ao guia turístico Genivaldo pelo auxílio na coleta dos dados. À monitora Fernanda Oliveira pelo auxílio nas análises estatísticas e discussão dos resultados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brown, S. and Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1–32.
- Chazdon, R.L. 2008. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: Carson, W.P. & Schnitzer, S.A. (eds.) *Tropical Forest Community Ecology*. PP. 384-408.
- Chazdon, R.L.; Careaga, S.; Webb, C. and Vargas, O. 2003. Community and phylogenetic structure of reproductive traits of woody species in wet tropical forests. *Ecological Monographs* 73: 331–348.
- Chazdon, R.L.; Letcher, S.G.; Breugel, M. et al. 2007. Rates of change in tree communities of secondary tropical forests following major disturbances. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 362: 273–289.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2001. Software PRIMER v5. Plymouth, PRIMER-E. United Kingdom.

- Ferguson, B.G.; Vandermeer, J.; Morales, H. and Griffith, D.M. 2003. Post-agricultural succession in El Peten, Guatemala. *Conservation Biology* 17: 818–828.
- Guariguata, M. and Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185–206.
- Geise, L; Paresque, R; Sebastião, H.; Shirai, L.T.; Astúa, D.; Marroig, G. 2010. Non-volant mammals, Parque Nacional do Catimbau, Vale do Catimbau, Buíque, state of Pernambuco, Brazil, with karyologic data. *Check List*. 6.
- Hughes, R.F.; Kauffman, J.B. and Jaramillo, V.J.1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80: 1892–1907.
- Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032–2040.
- Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G. and Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89: 528–537.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade na Amazônia brasileira. Brasília: MMA/SBF.
- Myster, R.W. (2004) Post-agricultural invasion, establishment, and growth of neotropical trees. *Botanical Review* 70: 381–402.
- Ricklefs, R. E. 2003. A economia da natureza. 5ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A. 503 p.
- Rodal, N.J.; Araújo, F.S.; Barbosa, M.R.V. 2005. Vegetação e flora em áreas prioritárias para conservação da Caatinga.
- Sampaio, E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. Pp. 35-63. In: S. Bullock (org.). *Seasonally dry Tropical Forests*. Cambridge, University Press.

- Santos, B.A.; Peres, C.A.; Oliveira, M.A.; Grilo, A.; Alves-Costa, C.P. & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic Forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141: 249-260.
- STATSOFT INC. 2004. *Statistica (data analysis software system)* 7.0. Disponível em (<http://www.statsoft.com>).
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife: SUDENE.
- Tabarelli, M.; Lopes, A. V. F.; Peres, C. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40(6): 657-661.
- Zimmer, H.C.; Auld, T.D.; Benson, J. & Baker, P.J. 2014. Recruitment bottlenecks in the rare Australian conifer *Wollemia nobilis*. *Biodiversity and Conservation* 23:203–215.

37 HERBIVORIA EM DIFERENTES ÁREAS DE REGENERAÇÃO EM UMA FLORESTA SAZONALMENTE SECA

Marcela M. W. M. Santos

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, UFPE.

RESUMO

A herbivoria, o dano causado nas plantas por diversos grupos de animais, podem ter seus padrões alterados durante o processo de sucessão, a riqueza de herbívoros é maior em idades mais avançadas e as plantas são mais palatáveis em idades mais iniciais. Assim, objetivou-se estudar a frequência de herbivoria e a intensidade do dano foliar nas diferentes idades sucessionais em uma floresta sazonalmente seca. Foram avaliadas, quanto a presença ou ausência de herbivoria e intensidade do dano, 720 folhas de 8 idades sucessionais diferentes, variando de 3 à 50 anos. Nas áreas iniciais a frequência de herbivoria foi 2 vezes maior do que as áreas mais avançadas ($\chi^2 = 60,18$, $df = 7$, $p < 0,05$). Já a intensidade do dano foliar não ultrapassaram 15% e sem relação com as idades sucessionais ($F=(7,16) = 2,43$ e $p = 0,06$). Dessa maneira, a palatabilidade das espécies de início de sucessão podem explicar a maior frequência de herbivoria nessas áreas. Bem como, a intensidade do dano foliar, pois embora, tenhamos uma riqueza de herbívoro maior em idades mais avançadas, as plantas de idades mais tardias apresentam maior alocação de recurso para defesa e assim evitam grandes perdas de lamina foliar.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga - Herbívoros - Sucessão.

INTRODUÇÃO

O dano causado nas plantas por vários grupos de consumidores, animais, vertebrados ou invertebrados é denominado herbivoria (Dirzo e Dominguez, 1995). A herbivoria desempenha papel relevante na manutenção da diversidade, por desempenhar uma pressão seletiva forte nas plantas, que promove a coexistência de maior quantidade de espécies vegetais em comunidades (Neves, 2007) e também tem influencia no crescimento, sobrevivência, reprodução e abundância das populações vegetais (Albuquerque *et al.* 2007). A folivoria, ou seja, o dano causado na folha é mais facilmente reconhecida, pois os danos ficam registrados na lâmina foliar (Coley & Barone, 1996).

Em estudos de sucessão é importante entender quais processos estão atuando nas alterações em áreas florestais que passam por processo de regeneração (Moreira *et al.* 2013) para que possa ser traçadas estratégias para a conservação (Janzen, 1983). As alterações que ocorrem ao longo dos processos de sucessão podem atuar nos padrões de herbivoria, de maneira que favorece o aumento da riqueza de herbívoros com o avançar do estágio sucessional (Ernest, 1989, Lewinsohn *et al.* 2005). No entanto, esses estudos de alterações ao longo de estágios sucessionais são escassos em florestas secas (Moreira *et al.* 2013) e também sazonalmente secas.

As relações entre plantas e herbívoros exercem um papel sobre o sucesso de colonização de plantas (Brokaw, 1986), e suas consequências dependem do estágio de vida das plantas (Lima, 2005a). As plantas apresentam algumas defesas contra herbívoros, tanto defesa química, produção de compostos secundários, como defesa física, porém a gasto de energia empregado na defesa contra herbívoros que varia de acordo com a história de vida da planta (Coley, 1983), assim, espécies dos primeiros estágios sucessionais apresentam maior palatabilidade aos herbívoros (Peñaloza e Farji-Brener 2003). De forma que, a herbivoria em folhas jovens e em espécies de estágio sucessional inicial são maiores (Lima, 2005b), é provável que áreas com menor tempo de abandono tenham frequência de herbivoria maior.

Com o exposto, o objetivo deste trabalho foi responder a seguinte questão: diferentes idades de regeneração interferem na frequência de herbivoria e na intensidade do dano foliar? Esperamos que a

frequência de herbivoria e a intensidade do dano nas folhas sejam diferentes ao longo das idades sucessionais, onde áreas com menor idade de abandono apresentarão maiores taxas de herbivoria e de intensidade de danos nas folhas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau (PARNA-Catimbau, 8°32'14" a 8°35'12"S e 37°14'42" a 37°15'02"O), que abrange cerca de 62500 ha, localizado nos municípios, Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, do estado de Pernambuco. O Parque está inserido no domínio Caatinga, apresentando diferentes tipos vegetacionais (Rodal *et al.*, 1998) por conta das variações geomorfológicas, climáticas e topográficas (Andrade-Lima, 1981). O clima é quente e seco, BS'hW (Köppen, 1931). A temperatura média anual é 23°C e a precipitação varia entre 300 e 500 mm anuais (Rodal *et al.*, 1998).

Coleta dos dados

Foram selecionadas 8 áreas com diferentes idades de regeneração, 3, 7, 10, 17, 20, 30, 40 e 50 anos, após o uso com agricultura de corte e queima, idades obtidas através de informações de moradores locais e guias do Parna. Foram realizados três transectos com 30 metros de comprimento por 4 metros de largura (30x4), ao longo desses transectos foram retiradas 1 folha a cada 1 metro, as folhas selecionadas eram, sempre, as primeiras ao alcance da mão, e revezando os lados, uma do lado direito e outra ao lado esquerdo, totalizando 30 folhas por transecto, sendo, portanto, 90 folhas por área, somando 720 folhas em todo o experimento.

As folhas foram avaliadas quanto a frequência de herbivoria, ou seja, ausência e presença. Em seguida, as folhas danificadas foram medidas em relação a percentagem de perda de área foliar de acordo com Dirzo e Dominguez (1995) que as enquadram em 5 categorias, são elas: 0, quando não houve nenhum dano foliar, 1, quando o dano variava de 0 a 6%, 2, quando a variação era de 6 a 12%, 3 quando o dano

variava entre 13 a 25%, 4, o dano era entre 26 a 50% e por fim 5, quando o dano é maior que a 50% da área foliar até a perda total da folha, ou seja, 100%.

Análises estatísticas

Os dados de frequência de herbivoria foram submetidos ao teste chi-quadrado, para avaliarmos se houve diferença entre as diferentes idades de regeneração. Enquanto os dados de intensidade do dano foliar, foi realizada a média dos danos foliares dos três transectos de cada área e realizado um ANOVA entre as áreas, para avaliar a existência de diferença nas diferentes idades.

RESULTADOS

A frequência de herbivoria foi alta nas idades iniciais de regeneração, ou seja, 3 e 7 anos, das 90 folhas avaliadas 56 e 61, respectivamente tiveram herbivoria evidenciada. No que se refere a presença de danos foliares, a área com mais tempo de regeneração, 50 anos, teve uma frequência de 27 folhas herbivoradas. Nas áreas com idades intermediárias apenas as áreas de 23 e 40 anos tiveram uma frequência maior que a área abandonada a mais tempo 33 e 44 folhas com herbivoria respectivamente. Assim, houve uma diferença estatisticamente $\chi^2 = 60,18$, $df = 7$, $p < 0,05$, (Figura 1), entre as diferentes idades de regeneração.

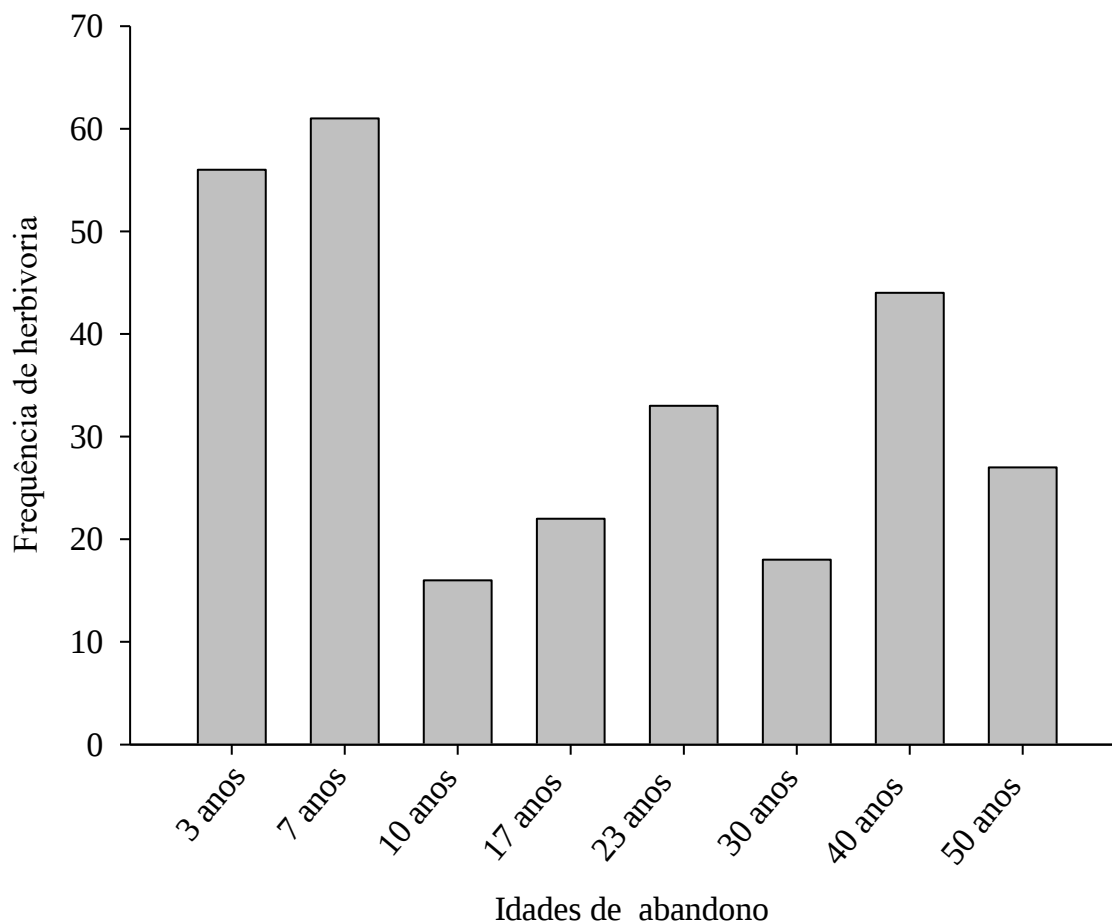


Figura 1 - Frequencia de herbivoria em diferentes idades de regeneração em uma floresta sazonalmente seca de Pernambuco.

A intensidade de herbivoria, ou seja, a percentagem de perda de área foliar de acordo com Dirzo e Dominguez (1995), em todas as áreas, as médias não ultrapassarem 15% representando uma baixa intensidade em todos os locais. As áreas com maior percentagem de herbivoria foram as idades de 3, 7 e 23 anos, 12,67%, 13,61% e 14,83%, respectivamente. A área que apresentou menor intensidade foi a idade de 10 anos, com apenas 4,39%. No entanto, não foi verificada uma diferença estatística, $F(7,16) = 2,43$ e $p = 0,06$, (Figura 2) entre as áreas com diferentes idades de regeneração.

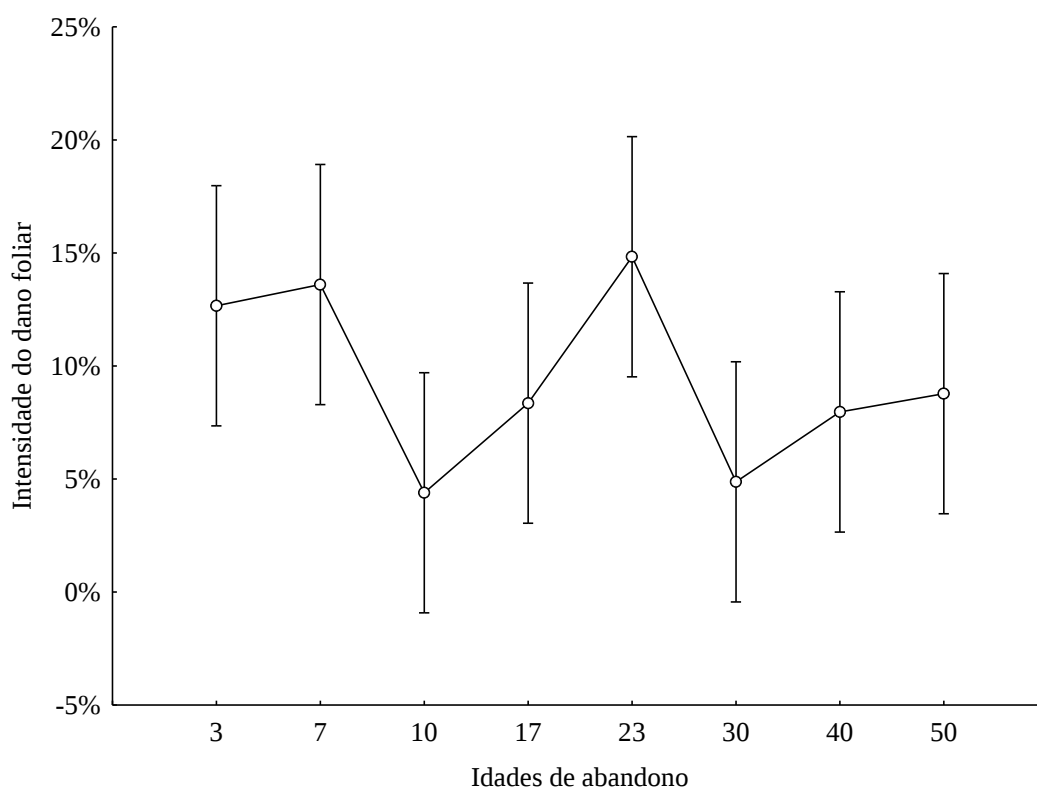


Figura 2 - Intensidade do dano foliar em diferentes idades de regeneração em uma floresta sazonalmente seca de Pernambuco.

DISCUSSÃO

A diferença na frequência de herbivoria entre as idades sucessionais foi verificada, onde podemos observar que a ação de herbívoros estava mais presentes nas áreas com menor idade de abandono, isso pode ser explicado com o fato de que as espécies de estágios iniciais de sucessão são mais palatáveis aos herbívoros (Peñaloza e Farji-Brener, 2003), ou seja, investem mais em crescimento rápido (Brokaw, 1987) e investem pouco em defesas químicas, por exemplo, em compostos secundários (Coley & Barone, 1996). Da mesma forma que a menor herbivoria evidenciada em estágios sucessionais mais tardios, as espécies de plantas investem menos em crescimento, ou seja, crescem mais lentamente (Schupp *et al.* 1989) e alocam mais recursos para investir em defesa (Coley e Barone, 1996), como a produção de compostos secundários.

A percentagem de dano foliar não apresentou diferença entre as idades sucessionais, e isto pode estar relacionado à complexidade do habitat, onde áreas mais novas apresentam uma composição mais simples,

com menor diversidade, do que estágios mais tardios (Kalácska *et al.*, 2004; Lewinsohn *et al.*, 2005; Madeira *et al.*, 2008). Dessa forma, de acordo com Vehviläinen *et al.* (2007), o aumento na riqueza de espécies em estágios sucessionais mais tardios, também aumentam a riqueza de insetos herbívoros, assim, a menor riqueza de herbívoros em áreas iniciais pode ser a causa de não apresentarem diferença entre as áreas, pois são mais palatáveis, mas a riqueza de herbívoros não é suficiente para causar grandes danos. Além disso, a percentagem do dano foliar, não está só ligada a diversidade vegetal, mas também das espécies hospedeiras, bem como o tipo de herbívoro (Vehviläinen *et al.* 2007).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Curso Ecologia e Conservação da Caatinga por toda a estrutura e a oportunidade de adquirir conhecimentos em diferentes áreas. À Marcelo Tabarelli e Inara Leal pelo auxílio durante execução do projeto. À Fernanda Oliveira e Xavier Arman pela valiosa colaboração nas análises estatísticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque, F. A.; Cortez, J. S. A. 2007. Taxas de herbivoria em espécies de plantas hospedeiras da Caatinga. XV Congresso de Iniciação Científica da UFPE. 1-4
- Andrade-Lima, D. 1981. The caatinga dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4: 149-153.
- Brokaw, N.V.L. 1986. Seed dispersal, gap colonization, and the case of *Cecropia Insignis*. In *Frugivores and seed dispersal* (A. Estrada & T.H. Fleming, eds.). Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, p.323-331.
- Brokaw, N.V.L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology* 75:9-19.
- Coley, P.D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53:209-233.
- Coley, P. D.; Barone, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 305-335.

- Dirzo, R.; Domínguez, C. A. 1995. Plant - herbivore interactions. In: Bullock SH, Mooney A & Medina E (Eds). Mesoamerican tropical dry forest. Editora Cambridge University, Cambridge, Pp. 305 - 325pp.
- Ernest, A. K. 1989. Insect herbivory on a tropical understory tree: Effects of leaf age and habitat. *Biotropica*, 21: 194-199.
- Kalácska, M; Sanchez-Azofeifa, G. A; Calvo-Alvarado, J. C; Quesada, M; Rivard, B. & Janzen, D. H. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200: 227-247.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México, 479p.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
- Lewinsohn, T. M; Novotny, V. & Basset, Y. 2005. Insects on plants: diversity of herbivore assemblages revisited. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 597-620.
- Lima, R.A.F. 2005a. Gap size measurement: the proposal of a new field method. *Forest Ecology and Management* 214:413-419.
- Lima, R. A. F. 2005b. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira Botânica*, 28(4):651-670.
- Madeira, B.G; Espírito-Santo, M.M; D'Ângelo Neto, S; Nunes, Y.R.F; Sanchez-Azofeifa, G.A; Fernandes, G.W. & Quesada, M. 2008. Mudanças sucessionais nas comunidades arbórea e de lianas em matas secas: entendendo o processo de regeneração natural. MG. BIOTA: Boletim Técnico Científico da Diretoria de Biodiversidade do IEF – MG, 1: 28-36.
- Moreira, P. A.; Silva, J. O.; Costa, F. V.; Brandão, D. O.; Neves, F. S. 2013. Herbivoria foliar em *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl (Bignoniaceae) em dois estágios sucessionais de uma floresta estacional decidual. *Lundiana*, 11(1/2):69-71.

- Neves, V. M. 2007. A diferença de ambiente influencia o grau de herbivoria em guanandi, *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae)? Ecologia da Mata Atlântica, 1-2
- Peñaloza, C. & Farji-Brener, A.G. 2003. The importance of treefall gaps as foraging sites for leaf-cutting ants depends on forest age. Journal of Tropical Ecology 19:603-605.
- Rodal, M.J.N., Andrade, K.V.S., Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. Revista Brasileira de Biologia, 58: 517-526.
- Schupp, E.W.; H.F. Howe; C.K. Augspurger & D.J. Levey. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. Ecology, 70: 562-564.
- Vehviläinen, H; Koricheva, J; Ruohomäki, K. & Johansson, T. 2007. Tree species diversity influences herbivore abundance and damage: meta-analysis of long-term forest experiments. Oecologia, 152: 287-298.

38 ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL E PREFERÊNCIA DE FORÓFITO DA BROMÉLIA EPÍFITA *BILBERGIA PORTEANA* BRONG. EX BEER (BROMELIACEAE)

Márcia Emanuelle Madruga Fortunato

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

RESUMO

A disponibilidade de substrato adequado para o estabelecimento de plantas epífitas pode variar verticalmente no forófito. Na Caatinga, a palmeira *Syagrus coronata* (Mart.) Becc. tem um papel importante no estabelecimento de epífitas por oferecer um micro-habitat com condições favoráveis. O estudo teve como objetivo verificar a distribuição de *Billbergia porteara* Brong. Ex Beer e sua distribuição vertical no forófito. O experimento foi realizado no Parque Nacional do Catimbau e foram observados 74 indivíduos de *B. porteara* localizados em diferentes substratos. Foi registrado o tipo de substrato e feita coleta dos seguintes dados do forófito: altura e CAB (Circunferência à Altura da Base) e a das bromélias: altura do indivíduo, circunferência das rosetas e altura de ocorrência no forófito e presença de flores e frutos. Os dados foram analisados estatisticamente com o teste Qui-Quadrado e teste G. Do total de indivíduos de *B. porteara* amostrado, 22 apresentaram frutos e apenas dois indivíduos apresentaram flores. A espécie apresentou hábito facultativo, com indivíduos epifíticos (84%) e terrestres (16%) e mais frequente em *S. coronata* (77%). A distribuição vertical no forófito ocorreu preferencialmente entre 0,5 m e 2,30 m de altura. A frequência de *B. porteara* em *S. coronata* e sua distribuição vertical foram significativos, apenas a relação entre indivíduos com flores e frutos e o forófito não foi significativa. As hipóteses de preferência e distribuição de *B. porteara* no forófito foram corroboradas, visto que os indivíduos ocorrem mais frequentemente em *S. coronata* e em alturas intermediárias no forófito. A elevada frequência de estabelecimento de *B. porteara* em *S. coronata* é um forte indicador para a conservação desta espécie-chave que facilita a ocorrência de epífitas em área de Caatinga, pois a espécie retém umidade na região de bainha e favorece um micro-habitat favorável para epífitas numa área de condições hídricas restritivas.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga - Epifitismo - *Syagrus coronata*.

INTRODUÇÃO

O epifitismo é um hábito comum em representantes da família Bromeliaceae, sendo as espécies adaptadas fisiologicamente, as quais apresentam tricomas especializados para absorver nutrientes e umidade da atmosfera (Gentry & Dodson 1987; Benzing 1990). As espécies da família apresentam hábitos epifíticos, rupícolas ou terrestres, os quais podem ser exclusivos ou facultativos – aquelas que podem ocorrer com diferentes hábitos (Benzing 1990; Benzing 2000; Kersten 2010). A distribuição e localização das epífitas no forófito são determinadas, principalmente, por fatores ambientais, como luminosidade, umidade e precipitação (Benzing 1990; Benzing 1995; Bataghin et al. 2012) e por fatores físicos, como características do forófito, fixação e germinação de sementes e crescimento e sobrevivência de plântulas (Garcia-Franco & Rico-Gray 1988; Catling & Lefkovitch 1989; Rudolph et al. 1998; Bonnet & Queiroz 2006). A incidência de luz no interior de florestas pode modular a estratificação vertical de espécies epífitas, seja por alta irradiação ou por extremo sombreamento (Graham & Andrade 2004). As epífitas tolerantes à seca tendem a se estabelecer em locais que possuem fotoproteção na sombra e haja interceptação da precipitação e a formação de orvalho (Graham & Andrade 2004).

Os fatores físicos que determinam a estratificação vertical das epífitas vasculares dependem das características dos forófitos, como tipo das espécies, idade e diâmetro (Arévalo & Betancur 2006; Zots & Schultz 2008) e das condições micro-climáticas do ambiente (Freiberg 1996). Sendo assim, desenvolvidas adaptações ecofisiológicas às condições de luminosidade e umidade para o estabelecimento dos indivíduos (Arévalo & Betancur 2006; Krömer et al. 2007). Esta relação pode desempenhar uma afinidade de ocorrência de indivíduos epifíticos em forófitos específicos e ao longo de diferentes estádios sucessionais (Bonnet & Queiroz 2006).

A diversidade de epífitas na Caatinga é bastante expressiva quando comparadas com outras áreas de florestas tropicais secas (Janzen 1988; Leal et al. 2003), atualmente se conhece 129 espécies pertencentes a 19 gêneros com registros de ocorrência no domínio da Caatinga (Bromeliaceae in Flora do Brasil 2020, em construção). A alta quantidade de epífitas na Caatinga ocorre devido à ocorrência de espécies-chave que

facilitam a colonização destas epífitas. Visto que diferentes forófitos oferecem diferentes ambientes às epífitas e a disponibilidade de substrato adequado varia verticalmente (Benzing 1990; Bataghin et al. 2012).

O estudo teve como objetivo verificar a preferência de estabelecimento de *Bilbergia porteara* e sua localização no forófito (estratificação vertical). Para isto, foram avaliadas as seguintes hipóteses: 1. *Bilbergia porteara* prefere se estabelecer em um forófito em particular, que apresenta condições favoráveis para seu estabelecimento e 2. A bromélia *Bilbergia porteara* apresenta distribuição vertical e ocorre em uma altura preferencial no forófito. Desta forma, esperamos que *Bilbergia porteara* seja mais frequente em *Syagrus coronata* (licuri), pois este forófito oferece condições favoráveis para seu estabelecimento; e, que os indivíduos desta bromélia tenham preferência de estabelecimento em alturas intermediárias no forófito onde se concentram as folhas da palmeira que facilmente podem ser usadas como substrato.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo corresponde ao Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35 S e 37°09'30" e 37°14'40 O), localizado no agreste pernambucano entre os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga, com área total de 62,30 hectares e altitude entre 600 e 1.000m (SNE 2002). A vegetação típica de Caatinga apresenta elevada heterogeneidade de espécies e estruturas, desde fisionomia arbustiva, caducifólia, com baixa área basal até fisionomia arbórea, perenifólia (Rodal et al. 1998). Estas características fisionômicas ocorrem devido ao mosaico de tipos de relevo, altitude e umidade (Figueiredo et al. 2000; Andrade et al. 2004).

O clima da região do parque é do tipo BSh – quente e seco, com temperatura média anual de 26°C e a precipitação anual varia entre 650 e 1.100mm, com período chuvoso ocorrendo entre os meses de abril e junho (SUDENE 1990; SNE 2002).

Espécie Estudada

Bilbergia porteara (Figura 1) é uma espécie de Bromeliaceae nativa, não endêmica do Brasil, apresenta distribuição desde o Nordeste até o Sul do país e ocorre nos domínios fitogeográficos da Caatinga,

Cerrado e Mata Atlântica (Forzza et al. 2014). A espécie forma grandes touceiras e está frequentemente associada à palmeira *S. coronata* (Siqueira-Filho & Leme 2004). *Billbergia porteara* apresenta propagação vegetativa por brotos laterais; as folhas são dispostas em rosetas tubulares; as inflorescências apresentam ramificações simples com posição dos pedúnculos pendentes e coloração das brácteas vermelha; a flor possui pedicelo ausente, coloração das sépalas e pétalas verdes e do androceu lilás (*Bilbergia* in Flora do Brasil 2020, em construção).

Segundo Santos (2005), *B. porteara* possui uma estratégia de floração explosiva, com pico de floração ocorrendo entre os meses de fevereiro e abril e a polinização é realizada exclusivamente por beija-flores. As características florais indicam que a espécie necessita de um polinizador com bico longo para coletar o recurso (néctar) e promover a polinização (Santos 2005; Siqueira-Filho & Leme 2006).



Figura 1 – Representante de *Bilbergia porteara*. A. Indivíduo em floração na palmeira *Syagrus coronata*, B. Detalhes do fruto em desenvolvimento e C. Detalhes do fruto aberto.

Coleta dos Dados

A coleta dos dados de frequência e localização no forófito foram realizadas nas trilhas pré-existentis da Serra Branca e do Camelo, onde foram percorridos aproximadamente 6 km e 4 km, respectivamente. Além das trilhas percorridas durante quatro dias de coleta foram também percorridas três áreas em diferentes estágios de regeneração, que totalizam 3,5km. Para avaliação, só foram levados em consideração os forófitos (indivíduos de *S. coronata*) que apresentaram indivíduos de *B. portiana* estabelecidos.

Os dados sobre o tipo de substrato dos indivíduos de *B. portiana* foram anotados, como terrestre ou no forófito. Quando *B. portiana* se localizava em forófito, foram mensurados dados sobre o forófito: altura e circunferência à altura da base – CAB e altura da bromélia no forófito. Os indivíduos de *B. portiana* foram medidos quanto à altura e circunferência das rosetas. As medidas tomadas foram realizadas com auxílio de fita métrica e a altura no forófito foi estimada à distância, de acordo com um parâmetro de medida conhecida.

Os dados de altura de estabelecimento de *B. portiana* no forófito foram agrupados em cinco categorias: 0-1m, 1-2m, 3-4m e 4-5m. Além dos dados de preferência e localização no forófito, também foram registrados os indivíduos que apresentavam flores e frutos, para posterior avaliação da distribuição de indivíduos reprodutivos no forófitos. Estes também foram agrupados em cinco categorias: 0-0,5m, 0,5-1m, 1-1,5m, 1,5-2m e >2m de altura.

Análises Estatísticas

Foi aplicado o teste qui-quadrado para verificar a frequência observada no forófito e de distribuição vertical da bromélia estudada (Zar 1999). O teste foi realizado no software BioEstat 5.0, usando uma amostra com aderência de proporções esperadas iguais. Para analisar a frequência de indivíduos com flores e frutos foi aplicado o teste G com uma amostra e os valores esperados calculados (Zar 1999), o teste foi aplicado utilizando o software BioEstat 5.0.

RESULTADOS

Foram registrados 74 indivíduos de *Bilbergia portiana* ao longo das trilhas percorridas, dos quais dois indivíduos estavam em floração e 22 em frutificação. A espécie apresentou hábito facultativo, pois foram registrados tanto indivíduos epifíticos como indivíduos terrestres. Deste total de indivíduos, 62 apresentaram hábito epifítico e 12 terrestres.

Os dados do forófito e a localização do estabelecimento das bromélias foram em média: altura do forófito $3,8\text{m} \pm 2,4\text{m}$ (média e desvio padrão), CAB do forófito $85,1\text{cm} \pm 29,1\text{cm}$ e altura da bromélia no forófito $90,6\text{cm} \pm 7,8\text{cm}$. Quanto às bromélias amostradas os resultados foram em média: altura da bromélia $94,3\text{cm} \pm 24,1\text{cm}$ e circunferência da bromélia $83,9\text{cm} \pm 55,6\text{cm}$.

Os indivíduos de *B. portiana* foram registrados ocorrendo mais frequentes na palmeira *Syagrus coronata* com 77%, seguida por registro terrestre com 16% e apenas 7% dos indivíduos em outros forófitos (Figura 2). A frequência de indivíduos em *S. coronata* foi significativa, $\chi^2=156$, GL=4 e $p<0,0001$. A distribuição vertical de *B. portiana*, com localização no forófito ocorrendo principalmente entre 0,5m e 2,30m de altura (Figura 3). Esta frequência de localização também foi significativa, $\chi^2=33,3$, GL=4 e $p<0,0001$.

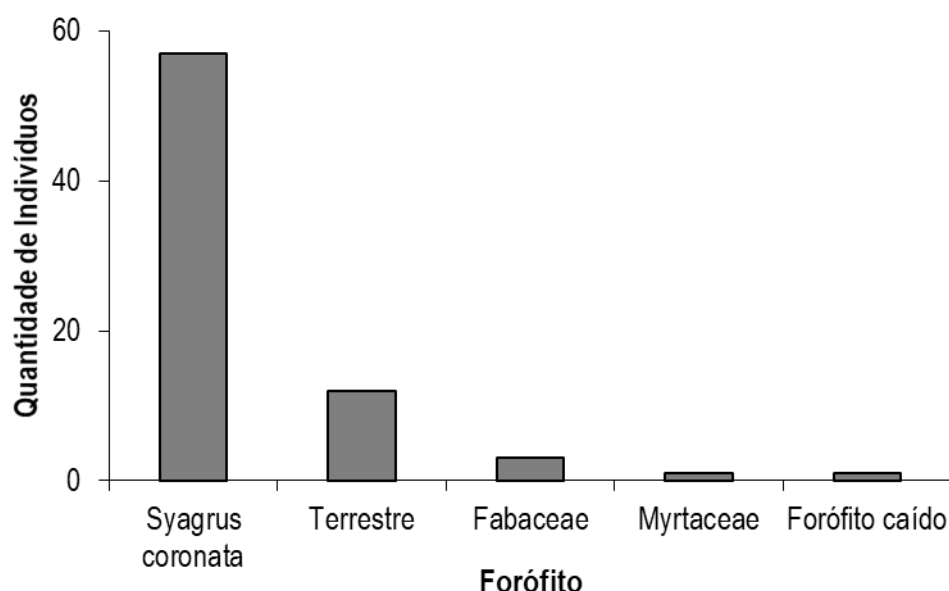


Figura 2 – Frequência de indivíduos de *Bilbergia portiana* em diferentes forófitos.

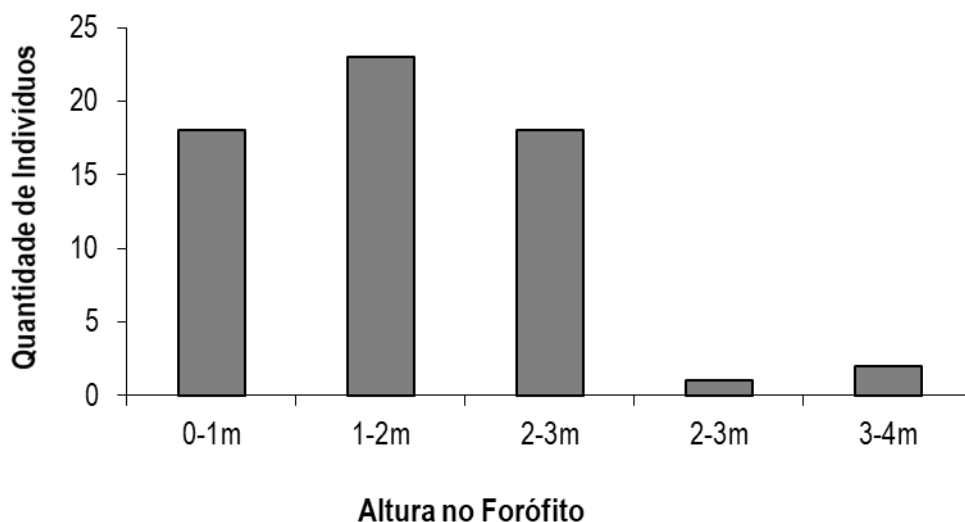


Figura 3 – Distribuição vertical de *Bilbergia porteana*, em classes de altura no forófito.

Quanto à frequência de indivíduos de *B. porteana* com e sem flores, foram encontrados indivíduos com flores apenas entre as classes de altura de 1,0-1,5 e 1,5-2,0 (Figura 4). Enquanto a frequência de indivíduos com frutos ocorreu em todas as classes de altura, entre 0 e > 2,0m (Figura 5). A frequência de localização destes indivíduos com flores e frutos no forófito não foram significativas, $G=2,2$, $GL=4$ e $p=0,7$ e $G=3,5$, $GL=4$ e $p=0,48$, respectivamente.

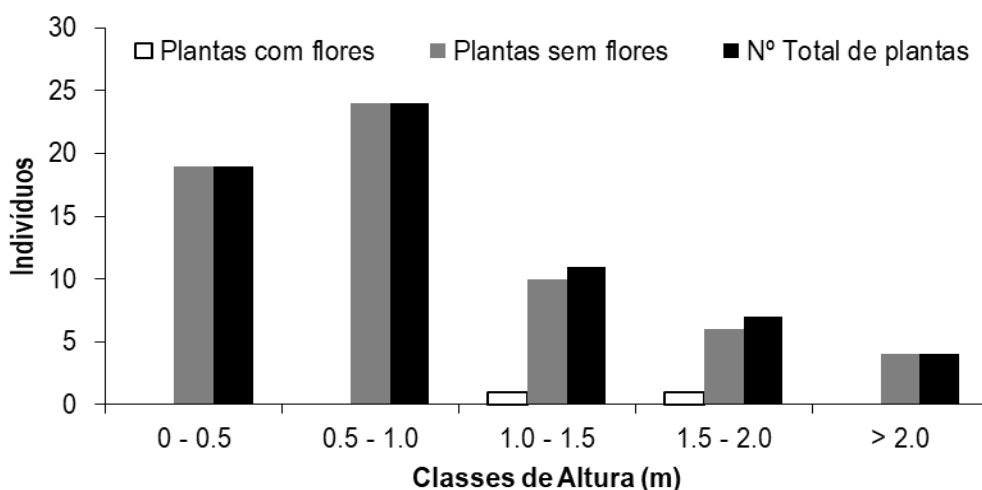


Figura 4 – Frequência de indivíduos de *Bilbergia porteana* com e sem flores.

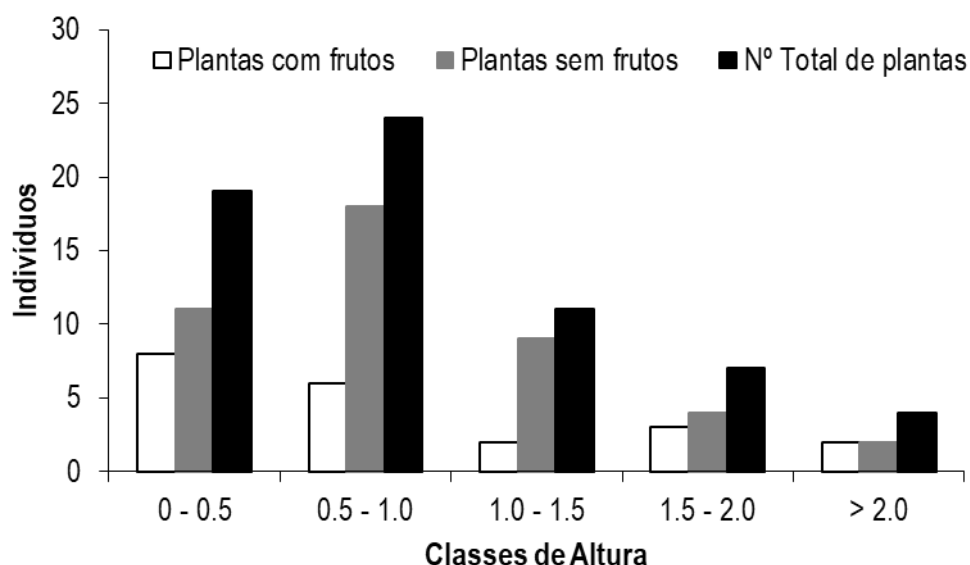


Figura 5 – Frequência de indivíduos de *Bilbergia porteana* com e sem frutos.

DISCUSSÃO

A bromélia *B. porteana* foi mais frequente na palmeira *Syagrus coronata* (licuri) e os indivíduos se estabelecem em alturas intermediárias no forófito onde estão localizadas as bainhas das folhas que caíram. A região da bainha das palmeiras, localizada em área intermediária do forófito representa um microhabitat e substrato favorável para o estabelecimento de espécies epifíticas, pois servem para fixação de sementes e retêm umidade para sua germinação (Garcia-Franco & Rico-Gray 1988; Catling & Lefkovitch 1989; Rudolph et al. 1998). Os registros de epífitas em zonas intermediárias do forófito demonstram a importância desta área para a germinação das sementes e desenvolvimento das plântulas de novos indivíduos.

Segundo Bataghin e colaboradores (2012) a presença de mecanismos ou adaptações às condições climáticas influencia no sucesso de espécies que, mesmo em ambiente pouco favorável ao epifitismo, apresentaram grande distribuição nos forófitos e alta abundância. Assim como observado na Caatinga, que mesmo apresentando condições climáticas limitantes, as espécies epifíticas se estabelecem em forófitos que conseguem manter um microclima favorável e condições físicas de fixação e germinação de sementes.

Todavia, o maior número de registros de epífitas em zonas intermediárias do forófito está relacionado com o equilíbrio entre o nível de luminosidade e a disponibilidade hídrica, além do acúmulo de matéria

orgânica nesta região (Bataghin et al. 2012). Recentemente, tornou-se bastante expressiva esta evidência, da preferência de zonas intermediárias para o estabelecimento de espécies epífitas, tanto pelas características físicas do forófito, tanto pelo acúmulo de matéria orgânica que serve como suplemento de água e nutrientes para as epífitas vasculares (Krömer et al. 2007).

De acordo com a fidelidade ao substrato que ocupam, as espécies epífitas podem apresentar hábito facultativo quando crescem em uma mesma comunidade, tanto sobre árvores quanto no solo (Kersten 2010). Esta capacidade de se estabelecer em ambos os substratos confere à espécie maior sucesso de permanência dos indivíduos no ambiente. Sabendo que as condições climáticas limitantes comuns na Caatinga podem restringir a sobrevivência de novos indivíduos, esta estratégia favorece o sucesso de *B. portiana*.

Os dados do estudo não revelaram correlações significativas entre indivíduos de *B. portiana* com flores e frutos em relação às suas localizações no forófito, devido à reprodução dos indivíduos ocorrerem independentes de sua localização no forófito. Esta relação de localização pode variar, pois o que determina o sucesso de estabelecimento da espécie são as condições adequadas para fixação e germinação das sementes. Dessa forma, como explicado por Bataghin e colaboradores (2012), a distribuição das comunidades epifíticas está limitada pelos fatores climáticos, inclusive restringindo as espécies resistentes a tais condições ambientais. Os processos que desencadeiam a reprodução em Bromeliaceae podem estar relacionados com a ocorrência de chuvas (Machado & Semir 2006; Negrele & Muraro 2006), independentemente de seu substrato.

As bromélias são importantes mantenedoras de guildas de polinizadores, como por exemplo, abelhas, beija-flores, borboletas e morcegos, por ofertarem pólen e principalmente néctar (Sazima et al. 1989; Varassin & Sazima 2000; Siqueira Filho & Machado 2006). O comportamento dos polinizadores pode variar de acordo com o tipo de recurso coletado (Varassin & Sazima 2000). Segundo Santos (2005), *B. portiana* é polinizada por beija-flores, pois apresenta características florais que dependem de visitantes com bico longo para promover a polinização efetiva. O comportamento de visita dos beija-flores, normalmente ocorre seguindo uma linha de captura de recurso “trapilining” e conseguem percorrer longas distâncias, bem como alcançar

diferentes níveis do extrato florestal (Leal et al. 2006). Desta forma, a localização dos indivíduos em floração não será determinante para que ocorra a polinização na espécie.

Diante da relação estabelecida entre a bromélia *Bilbergia portiana* e a palmeira *Syagrus coronata*, é de suma importância elaborar um plano de conservação para *S. coronata* na Caatinga. Visto que esta espécie apresenta um papel chave no estabelecimento e manutenção de espécies epífitas, que as utiliza como suporte e facilitam o estabelecimento de novos indivíduos, devido ao seu potencial de fixação e germinação das sementes dispersas de epífitas. Além do que, neste ambiente de Caatinga com fortes restrições hídricas, parece que apenas *S. coronata* desempenha uma função tão imprescindível para o estabelecimento de epífitas.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Alan Andersen pelas contribuições no projeto e no trabalho, especialmente à profª Inara pela ajuda nas análises estatísticas; aos monitores Zezinho, Fernanda e Felipe pelo apoio nas atividades diárias; e aos colegas do curso pela imprescindível ajuda em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, K.V.S.; Rodal, M.J.N.; Lucena, M.F. & Gomes A.P.S. 2004. Composição florística de um trecho do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco - Brasil. *Hoehnea* 31: 337-348.
- Arévalo, R. & Betancur, J. 2006. Vertical distribution of vascular epiphytes in four forest types of the Serranía de Chiribiquete, Colombian Guayana. *Selbyana* 27: 175-185.
- Bataghin, F.A.; Muller, A.; Pires, J.S.R.; Barros, F.; Fushita, A.T. & Scariot, E.C. 2012. Riqueza e estratificação vertical de epífitas vasculares na Estação Ecológica de Jataí - área de Cerrado no Sudeste do Brasil. *Hoehnea* 39(4): 615-626.
- Benzing, D.H. 1990. Vascular epiphytes. Cambridge University Press, Cambridge.

- Benzing, D.H. 1995. Vascular epiphytes in forest canopies. In *Forest Canopies* (M.D. Lowman & N.M. Nadkarni, eds.). Academic Press, California, p. 225-254.
- Benzing, D.H. 2000. *Bromeliaceae, Profile for an adaptative radiation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Billbergia* in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB5946>>. Acesso em: 20 Dez. 2018
- Bonnet, A. & Queiroz, M.H. 2006. Estratificação vertical de bromélias epifíticas em diferentes estádios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa, Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 29(2): 217-228.
- Bromeliaceae in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB66>>. Acesso em: 20 Dez. 2018.
- Catling, P.M. & Lefkovitch, L.P. 1989. Associations of vascular epiphytes in a Guatemalan cloud forest. *Biotropica* 21: 35-40.
- Figueiredo, L.S.; Rodal, M.J.N. & Melo, A.L. 2000. Florística e fitossociologia de uma área de vegetação arbustiva caducifólia espinhosa no município de Buíque - Pernambuco. *Naturalia* 25: 205-224.
- Forzza, R.C.; Costa, A.; Siqueira Filho, J.A.; Martinelli, G.; Monteiro, R.F.; Santos-Silva, F.; Saraiva, D. P.; Paixão-Souza, B.; Louzada, R.B. & Versieux, L. *Bromeliaceae* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB5946>>. Acesso em: 27 Out. 2014.
- Freiberg, M. 1996. Spatial distribution of vascular epiphytes on three emergent canopy trees in French Guiana. *Biotropica* 28: 345-355.
- Garcia-Franco, J.G. & Rico-Gray, V. 1988. Experiments on seed dispersal and deposition patterns of epiphytes - the case of *Tillandsia deppeana* Steudel (Bromeliaceae). *Phytologia* 65:73-78.
- Gentry, A.H. & Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical Rain Forest. *Biotropica* 19:149-156.

- Graham, E.A. & Andrade, J.L. 2004. Drought tolerance associated with vertical stratification of two co-occurring epiphytic bromeliads in a tropical dry forest. *American Journal of Botany* 91: 699-706.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests. The most endangered major tropical ecosystem. *Biodiversity* (ed. by E. O. Wilson), pp. 130 –137. National Academy Press, Washington D.C.
- Kersten, R.A. 2010. Epífitas vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. *Hoehnea* 37(1): 9-38, 8.
- Krömer, T.; Kessler, M. & Gradstein, R.S. 2007. Vertical stratification of vascular epiphytes in submontane and montane forest of the Bolivian Andes: the importance of the understory. *Plant Ecology* 189: 261-278.
- Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Machado, C.G. & Semir, J. 2006. Fenologia da floração e biologia floral de bromeliáceas ornitófilas de uma área da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica* 29(1): 163-174.
- Negrelle, R.R.B. & Muraro, D. 2006. Aspectos fenológicos e reprodutivos de *Vriesea incurvata* Gaudich (Bromeliaceae). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28(2): 95-102.
- Rodal, M.J.N.; Andrade, K.V.S.A.; Sales, M.F. & Gomes, A.P.S. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no Município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* 58(3): 517-526.
- Rudolph, D.; Rauer, G.; Nieder, J. & Barthlott, W. 1998. Distributional patterns os epiphytes in the canopy and phorophyte characteristics in a western andean rain forest in Ecuador. *Selbyana* 19: 27-33.
- Santos, M.J.L. Polinização por beija-flores no Parque Nacional do Catimbau, Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 2005.
- Sazima, I.; Vogel, S. & Sazima, M. 1989. Bat pollination of *Encholirium glaziovii*, a terrestrial bromeliad. *Plant Systematics and Evolution* 168: 167-179.
- Siqueira Filho, J.A. & Leme, M.C. 2006. *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste – Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias*. Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro.

- SNE. 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE – versão final, em cumprimento ao Contrato n ° 086-00/02, Subprojeto “Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE”. Coordenação Geral: Maria das Dores de V. C. Melo. Recife: SNE.
- SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. Dados Pluviométricos mensais do nordeste, estado de Pernambuco. (Série Pluviometria 6). Recife: SUDENE.
- Varassin, I.G. & Sazima, M. 2000. Recursos de Bromeliaceae utilizados por beija-flores e borboletas em Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Boletim Museu de Biologia Mello Leitão 11(12): 57-70.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis, 4 ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Zotz, G. & Schultz, S. 2008. The vascular epiphytes of a lowland forest in Panama-species composition and spatial structure. Plant Ecology 195: 131-141.

39 EFEITOS DO ADENSAMENTO POPULACIONAL E ABSTINÊNCIA DE COMIDA NO TAMANHO DOS FUNIS DE FORMIGAS-LEÃO (NEUROPTERA: MYRMELEONTIDAE)

Sílvia C. F. Pereira

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

RESUMO

A seleção de habitat é de grande importância para qualquer organismo, e escolher o melhor espaço é fundamental para ter sucesso no crescimento e reprodução. As formigas-leão (Neuroptera: Myrmeleontidae) são insetos predadores do tipo senta-e-espera na fase larval que constrói funis na areia para capturar suas presas. O tamanho desses funis é dependente de diversos fatores incluindo a densidade populacional e a disponibilidade de alimento na área. Dessa forma o objetivo do trabalho foi verificar se a densidade populacional e/ou a abstinência de comida desses animais é capaz de influenciar no tamanho dos funis construídos por eles. Foram coletadas 50 larvas no Parque Nacional do Catimbau e estas foram postas em caixas de plástico e divididas em quatro tratamentos: indivíduos isolados com e sem comida (n= 10) e adensados com e sem comida (n= 15). Não encontramos associação entre os fatores analisados, dessa forma o adensamento da população e a abstinência de comida, nesse caso, não foram capazes de alterar o tamanho dos funis construídos pelos animais.

PALAVRAS-CHAVE: Funis de alimentação - Predação - Recurso alimentar

INTRODUÇÃO

A seleção do habitat é importante para qualquer espécie e a escolha é feita pelo custo e benefício que a mancha de habitat tem a oferecer, assim, os escolhidos tendem a ser aqueles que apresentarem melhores condições bióticas e abióticas que favoreçam o crescimento, a sobrevivência e a reprodução do organismo (Rosenzweig, 1981). Segundo Rosenzweig (1981) é da seleção correta do habitat que irá depender a manutenção da população; lugares sem recursos comprometem os processos biológicos dos organismos, podendo levar a inanição, diminuição da fecundidade de fêmeas e aumento da taxa de mortalidade.

As formigas-leão são larvas da ordem Neuroptera e pertencem a família Myrmeleontidae e são um exemplo de animais selecionadores de habitats. Todas as espécies dessa ordem são predadoras tanto na fase larval quanto na adulta (Santos et al. 2004). Esses animais são predadores do tipo senta-e-espera e tem como estratégia de captura de presa a formação de funis em solos arenosos, com diâmetro de 2-5 cm, cavados na areia com objetivo de capturar artrópodes (Alves 2007). Estes funis são fundamentais para o suprimento desses animais e o local de instalação deles dependente de fatores bióticos e abióticos, como granulometria do solo, disponibilidade de recurso alimentar e competição intraespecífica. (Ribeiro et al 2009). A estratégia de captura é basicamente construir o funil e esperar que algum inseto, em sua maioria formigas, passe por ele; a formiga-leão lança areia para atordoar a presa que cai no funil e ela escorrega nas paredes do funil e não consegue escapar, então com suas mandíbulas, que liberam enzimas tóxicas, ela captura e mata a presa e suga seus líquidos corporais (Pinotti et al. 2007).

A distribuição dos funis nem sempre é homogênea, o adensamento populacional interfere na distribuição e no tamanho desses funis, ou seja, quanto mais indivíduos ocupando a mesma área menor são as chances de captura de presas, dessa forma alguns animais buscam escolher um micro-habitat com um alto custo-benefício entre captura e condições abióticas (Provete 2009). Quanto maior o adensamento da população mais uniforme se torna a distribuição dos funis, e a competição por alimento aumenta (Mc Clure 1983). Espera-se que em certas condições de escassez de alimento, por exemplo, os funis das larvas sejam maiores para que a capacidade de captura de presas também aumente e que a probabilidade de que caiam

presas maiores se intensifique (Pes et al 2002). Em funis agregados a chance de uma presa cair em um deles é menor comparado a funis isolados, mas o tamanho do funil também influencia, dessa forma o adensamento populacional e o tamanho do funil são de fundamental importância na captura de presas (Mariscal et al. 2008).

Diante do exposto a fim de compreender melhor o comportamento destes animais tão peculiares, este estudo teve como objetivo responder a seguinte pergunta: Como o adensamento populacional e a abstinência de comida afeta o tamanho do funil de formigas-leão?

METODOLOGIA

Área de estudo

O experimento foi realizado em laboratório, sendo as larvas das formigas-leão coletadas de funis aleatórios na Trilha do Camelo no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. O parque tem uma área de 607.000 km² (8°24'00 "and 8°36'35" S, 37°0'30"and 37°1'40" W) e está localizado no nordeste do Brasil. O clima é semiárido do tipo BSh com transição para o tropical chuvoso As', segunda a escala de Köppen. Aproximadamente 70% do parque são cobertos por areia de quartzito suportando vegetação de caatinga de baixa estatura (Rito et al. 2017).

Captura e acomodação das larvas

As larvas foram coletadas com auxílio de uma peneira de rede de náilon, uma pá de jardinagem e uma pinça. Ao encontrar um funil, a pá foi inserida no solo e o substrato coletado foi peneirado e a larva capturada foi colocada em pequenos recipientes com substrato local para o transporte.

Para acomodação das larvas caixas de plástico com dimensões de 60 cm de comprimento x 40 cm de largura x 25 cm de profundidade foram cheias com 20 cm de areia coletada de uma área próxima ao laboratório, os outros 5 cm foi preenchido com areia coletada do local de coleta dos animais. Então, as larvas foram colocadas na superfície da areia da caixa para que pudessem fazer os funis.

Coleta dos dados

Foram coletadas 60 larvas e após uma padronização de tamanho, 50 foram escolhidas para a realização do experimento que teve duração de quatro dias, as 10 restantes foram liberadas. Para selecionar as larvas elas foram medidas com um paquímetro digital e o tamanho foi padronizado em 3 a 4 mm de comprimento para eliminar esta variável de influência. A distância média entre os funis em campo foi de 10 cm, esse valor foi tomado como base para definir o espaçamento entre as larvas nas caixas e determinar o isolamento e o adensamento dos indivíduos no experimento.

Foram estabelecidos quatro tratamentos para verificar a influencia do adensamento populacional e a abstinência de comida no tamanho dos funis:

- 1) Isolado com comida (2 caixas com 5 indivíduos cada uma, totalizando 10 indivíduos) - os indivíduos foram dispostos a pelo menos 10 cm de distância entre si, para garantir que não houvesse adensamento populacional, e foram alimentados regularmente com um cupim por dia;
- 2) Isolado sem comida (2 caixas com 5 indivíduos cada uma, $n = 10$) - os indivíduos foram dispostos a pelo menos 10 cm de distância entre si, para garantir que não houvesse adensamento populacional, e não foram alimentados durante o tempo de amostragem;
- 3) Adensado com comida (1 caixa com 15 indivíduos) - os indivíduos foram postos aleatoriamente na caixa e todos foram alimentados com um cupim por dia;
- 4) Adensado sem comida (1 caixa com 15 indivíduos) - os indivíduos foram postos aleatoriamente na caixa e nenhum foi alimentado durante o período de amostragem.

Para os tratamentos que receberam alimento foram oferecidos cupins coletados em uma área próxima ao laboratório. As medidas eram feitas duas vezes ao dia, no período da manhã e a tarde, exceto no quarto dia que a medição foi realizada apenas pela manhã, totalizando sete medidas do diâmetro dos funis. Levando-se em consideração a estratégia senta-e-espera desses organismos foi inferido que um cupim todos os dias seria o suficiente para alimentar as larvas.

Foi medido o tempo mínimo de inicio de construção de funis após as larvas terem sido colocadas nas caixas e o tempo médio de subjugação das presas em cada tratamento. Os funis construídos pelas larvas após

seu estabelecimento nas caixas tiveram os diâmetros medidos com auxílio de um paquímetro digital para posterior análise e comparação entre os tratamentos.

Análises estatísticas

Para verificar se houve diferença entre os tratamentos considerando a densidade da população e a alimentação as amostras foram testadas com uma ANOVA fatorial pelo programa *Statistica 7.0*.

RESULTADOS

Todas as larvas sobreviveram ao tempo do experimento e construíram funis. Após colocar as larvas nas caixas com areia os primeiros funis começaram a ser construídos após uma hora e meia. O tempo de subjugação das presas em todos os tratamentos não apresentou diferença, variando de 0 a 25 segundos para todos os tratamentos, considerando a subjugação como capturar a presa e enterrá-la completamente no fundo do funil.

Os fatores impostos de densidade populacional e abstinência de alimento não apresentaram diferença entre os tratamentos quanto ao tamanho do funil ($p= 0,59$; $F= 0,3$; $gl= 1$). As médias (cm) do tamanho dos funis no último dia de experimento foram de $0,4\pm0,8$ para isolado com comida; $0,4\pm0,5$ para isolado sem comida; $0,4\pm0,4$ para adensado com comida e $0,3\pm0,5$ para adensado sem comida. Na figura 1 é possível ver o crescimento do diâmetro dos funis durante os quatro dias de amostragem.

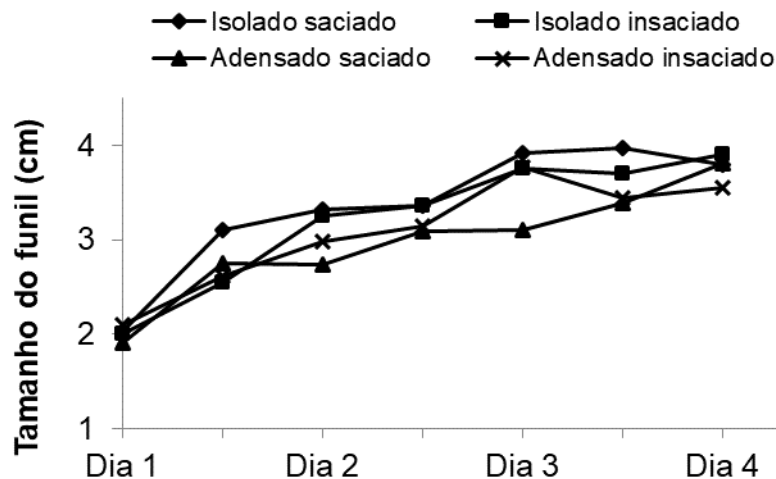


Figura 1 – Tamanho dos funis (cm) de larvas de formigas-leão durante quatro dias de experimento sob tratamentos com indivíduos isolados e adensados, com comida e sem comida do Parque Nacional do Catimbau (n= 7).

DISCUSSÃO

Neste trabalho vimos que a alta densidade populacional e a abstinência de comida durante o tempo de amostragem não foi capaz de alterar o tamanho do funil construído pelas formigas-leão. Esse não é um resultado incomum se tratando desse grupo de animais, uma vez que além do adensamento populacional outros fatores influenciam o tamanho do funil construído. O trabalho realizado por Pes et al. (2002) encontrou um resultado similar ao trabalhar com formigas-leão sem adição de comida nos funis, onde não houve relação entre o tamanho do funil e a quantidade de recursos, mas o tamanho da larva foi um fator muito importante que definiu o tamanho das armadilhas, sendo essas duas variáveis altamente correlacionadas. Vários estudos, incluindo o de Pinotti et al. (2007) viram que o tamanho das larvas é diretamente proporcional ao tamanho dos funis, onde larvas maiores irão construir funis maiores, para capturar as presas maiores e em maior número. Eles viram também que uma vez que a demanda de gasto energético aumente, animais pequenos também são capazes de construir funis maiores que vão além da proporção do seu tamanho corporal, dessa forma eles

conseguem aumentar a captura de presas. No nosso caso, é possível que o adensamento e a falta de comida pelo tempo proposto tenham sido insuficientes para alterar o tamanho do funil de alimentação desses animais.

A variação nas causas que resultam no tamanho dos funis também é mostrada por Santos et al. (2004), onde a relação tamanho corporal e tamanho do funil não esteve tão intimamente ligada, e que de fato, o adensamento populacional seria a resposta para a alteração no diâmetro dos funis. De maneira geral será o tamanho da larva juntamente com fatores bióticos e abióticos como granulometria do solo, intemperismo, predação e umidade que serão os principais responsáveis por determinar a distribuição e o tamanho do funil de alimentação das formigas-leão (Alves 2007), mas uma vez que isolamos esses fatores durante o experimento, provavelmente a padronização do tamanho no início do experimento tenha influenciado nos resultados, pois sendo os indivíduos de tamanho semelhante o tamanho dos funis também acabaram sendo similares, justificando a falta de diferença entre eles. Em estudo futuros, seria interessante adicionar um número maior de indivíduos, de diferentes tamanhos, para aumentar o adensamento e testar os efeitos da competição sobre o desenvolvimento dos indivíduos agregados.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à coordenação do curso de campo pela oportunidade, e a todos os colegas de curso que colaboraram com o trabalho, especialmente a José Domingos, por todo suporte e disponibilidade em ajudar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, D.A. 2007 A granulometria do substrato interfere no diâmetro das armadilhas e no sucesso de captura de presas por larvas de formiga-leão *Myrmeleon* sp. (Neuroptera: Myrmeleontidae)? In: Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica – Curso de campo.
- Mariscal, A.A., Couto, F.M., Lapate, M.E. & Diniz, S. 2008. Efeito da agregação de funis sobre comportamento predatório da formigaleão *Myrmeleon* sp. (Neuroptera: Myrmeleontidae). In: Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica – Curso de campo.

- McClure, M.S. 1983. Myrmeleon (Hormiga León, Antlions), pp. 742-743. In: Costa Rican natural history (D.H. Janzen, ed.). London: The University of Chicago Press.
- Pes, A.M.O., F. Pimentel, M.L.Jorge, M.C. Veiga & M. Hidalgo. 2002. Larvas de formigas-leão (Myrmeleontidae, Neuroptera) famintas aumentam o esforço de captura? In: Venticinque, E. & J. Zuanon. Ecologia da Floresta Amazônica – Curso de campo.
- Pinotti, B.T., Alves, D.A., Oliveira, L.E.C. & Pannuti, M. 2007. Relação entre o tamanho das larvas de formigaleão (Neuroptera: Myrmeleontidae) e o diâmetro de suas armadilhas em funil: variações ambientais e sucesso de captura de presas. In: Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica – Curso de campo.
- Provete, D.B. 2009. Efeito do adensamento populacional sobre a seleção de substrato em larvas da formiga-leão *Myrmeleon brasiliensis* (Neuroptera: Myrmeleontidae) In: Peixoto, P.E., Pinto, F., Camargo, J.L. & Machado, G. Ecologia da Floresta Amazônica – Curso de campo.
- Ribeiro, P.F.R. 2009. Influência da granulometria do solo na eficiência de captura de presas por larvas da formiga-leão *Myrmeleon brasiliensis* (Neuroptera: Myrmeleontidae). In: Peixoto, P.E., Pinto, F., Camargo, J.L. & Machado, G. Ecologia da Floresta Amazônica – Curso de campo.
- Rito, K.F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R.T., Leal, I.R., Tabarelli, M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. J. Ecol. 105, 828-838.
- Rosenzweig, M. 1981. A theory of habitat selection. Ecology, 62:327–335.
- Santos, B.A., Werneck, F., Lira, P.K., Dias, S.C. & Carrasco, V. 2004. Morte na areia: eficiência de subjugação de presa em larvas de formiga-leão (Neuroptera: Myrmeleontidae). In: Machado, G. & De Marco, P. (eds.). Ecologia da Floresta Amazônica – Curso de campo.