



ECOLOGIA DA **CAATINGA**

CURSO DE CAMPO
2018

ECOLOGIA DA CAATINGA

CURSO DE CAMPO
2018

Organizadores

Pedro Sena

Bruno X. Pinho

Danielle Gomes Souza Felipe

Pimentel Lopes de Melo

Marcelo Tabarelli

Inara Roberta Leal

1ª Edição

Recife, 2020

Catálogo na fonte

Bibliotecária: Kalina Lúcia França da Silva, CRB4-1408

E19 Ecologia da caatinga [recurso eletrônico] : curso de campo 2018 /
organizadores : Pedro Sena... [et al.]. – 1. ed. – Recife : Ed. UFPE, 2020.

Vários autores.

Inclui referências.

ISBN 978-65-86732-63-4 (online)

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

574.5 CDD (23.ed.)

UFPE (BC2020-091)

Lista de Participantes

Discentes

Alice Batista dos Santos - UFPE
Amanda Sousa Silvino - NEPAM/ Unicamp
Ana Cristiana Santos da Silva - UFPE
Daniele Duarte Kulka - UFPE
Edito Romão da Silva Neto - UFPE
Elisângela Pestana Gaspar - UFRJ
Francisco Javier Rendón Sandoval - UNAM
Gustavo Henrique Aires Albuquerque - UFPE
Isabela de Pinho Tavares - UFMG
Jônatas Levi Gomes da Silva - UFPE
Lays Klécia Silva Lins - UFPE
Nathan Castro Fonsêca - UFRPE
Rafaella Santana Santos - UFS
Renata Marques Ribeiro - UNIFESP
Ronald Notcheu - UFPE
Wanessa Vieira Silva Menezes Batista - UFPE

Monitores

Bruno Ximenes Pinho - UFPE
Pedro Henrique Albuquerque Sena - UFPE

Docentes

Dra. Inara Roberta Leal - UFPE
Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo - UFPE
Dr. Marcelo Tabarelli - UFPE
Dra. Gislene Maria da Silva Ganade – UFRN
Dr. Geraldo Wilson Fernandes – UFMG

Foto de Capa

Guilherme Magalhães Viana

PREFÁCIO

A engrenagem principal que culminou na publicação deste livro foi o XI Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga (ECCA), realizado em 2018 pela Universidade Federal de Pernambuco. Buscando a formação de recursos humanos de alta qualidade, o Curso de Campo da Caatinga fornece uma oportunidade única de imersão em regiões de Caatinga, de forma a entender melhor o funcionamento dos ecossistemas, além de consolidar habilidades para aplicação do método científico. O ECCA segue uma linha de experiências replicadas ao longo do mundo inteiro e que compartilham do mesmo objetivo. Os principais cursos de campo são os organizados pela *Organization for Tropical Studies* (OTS) e pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), que juntos já ajudaram a formar centenas de pesquisadores alinhados com os princípios do método científico e da ecologia e conservação dos ecossistemas tropicais.

O XI ECCA (2018) ocorreu no Parque Nacional do Catimbau, uma das poucas unidades de conservação que integram beleza cênica e a heterogeneidade de ambientes característicos da Caatinga. Especialmente nesta edição, o ECCA teve como tema “Ecologia da Restauração da Caatinga”, que foi provocado pela necessidade de entender os múltiplos processos envolvidos na manutenção e restauração dos ecossistemas naturais. A Caatinga é um dos ambientes que mais sofre com ameaças à biodiversidade, incluindo

exploração dos recursos naturais e desertificação, além de ter apenas cerca de 10% do seu território incluídos em áreas de proteção. Conseqüentemente, o objetivo do XI ECCA esteve alinhado com o pensamento crítico de atividades de restauração ecológica e todos os processos envolvidos no sucesso de iniciativas de restauração na Caatinga. De forma prática, o curso valeu-se da aprovação recente do projeto de pesquisa "Caatinga Sustentável", financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), com participação de vários docentes da UFPE, UFRPE, UFRN e UFRSA. Os participantes do curso puderam discutir teoricamente e aprender de forma prática técnicas de plantio de árvores nativas da Caatinga, testando diversas hipóteses científicas em áreas naturais, degradadas e em processo de recuperação. Os resultados dos estudos feitos pelos participantes do XI são apresentados neste livro em três partes: 1) Projetos orientados – propostos e desenvolvidos em parceria com os docentes convidados, 2) Projetos livres – idealizados e postos em prática de forma independente por grupos de participantes, e 3) Projetos Individuais – idealizados e desenvolvidos por um período maior de tempo e com hipóteses individuais para cada participante. Esta obra inclui, desta forma, o resultado de diferentes experimentos e estudos observacionais que tiveram como referência o método científico, balizado pelas diferentes experiências dos participantes, monitores e professores envolvidos no XI Curso de Campo Ecologia e Conservação da Caatinga.

Os organizadores.

AGRADECIMENTOS

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

Agradecemos à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), que é a principal instituição responsável na realização do ECCA e na produção e publicação dos resultados provenientes do curso. Especificamente, agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) pelo apoio financeiro e técnico em diferentes etapas do curso.

Primeiramente, agradecemos ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela autorização e apoio logístico na realização de pesquisas no Parque Nacional do Catimbau. Agradecemos também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelos recursos fornecidos ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV-UFPE). Em termos de financiamento de projetos e bolsas de pesquisa, somos gratos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento do Programa Ecológico de Longa Duração desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (PELD Catimbau, processo número 40377020122 CNPq), à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo Projeto de Pró Núcleo de Excelência também conduzido no

Catimbau (PRONEX, processo número APQ-0138-2.05/14), e ao consórcio CNPq-ICMBio pelos projetos NEXUS (processo número 441292/2017-8) e Pesquisa Ecológica em Unidade de Conservação (processo número 421323/2017-5), também realizados no Parque.

Somos imensamente gratos a Gislene Ganade e Pieter Vranckx pela produção e cessão das plântulas utilizadas nos experimentos de restauração. Também somos gratos à Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) pelo apoio no transporte de plantas produzidas em Natal e trazidas até o Parque Nacional do Catimbau, e a Pieter Vranckx pelo suporte técnico, empréstimo de equipamentos e apoio logístico no transporte e plantação das plantas. Também agradecemos a Geraldo Fernandes (UFMG) e Gislene Ganade (UFRN) por terem se deslocado até o Parque Nacional do Catimbau e contribuir na formação de recursos humanos e na realização dos trabalhos que culminaram neste material. Por fim, deixamos nosso profundo agradecimento a oito revisores externos que analisaram criticamente todos os capítulos, sugerindo os aprimoramentos que resultaram neste livro.

SUMÁRIO

RELATÓRIOS DOS PROJETOS LIVRES.....	11
O PAPEL DO TURNOVER E DA VARIAÇÃO INTRAESPECÍFICA NA ESTRUTURA FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE HERBÁCEAS NA CAATINGA	12
Lays Lins, Ana Cristiana Santos da Silva, Nathan Castro Fonsêca, Renata Marques Ribeiro.	12
ILHAS DE SOLO EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS MAIS INCLINADOS APRESENTAM MENOR DIVERSIDADE DE PLANTAS.....	20
Elisângela P. Gaspar, Isabela Pinho-Tavares, Alice B. Santos e Ronald Noutcheu	20
QUAIS FATORES INFLUENCIAM A CAPACIDADE DE PROVISÃO DE HABITAT EM SYAGRUS CORONATA?	30
Francisco Javier Rendón Sandoval, Amanda Sousa Silvino, Jonatas Levi Gomes da Silva, Daniele Duarte Kulka	30
INTERAÇÕES MEDIADAS POR DENSIDADE: COMO A ABUNDÂNCIA DE PREDADORES INFLUENCIA A ABUNDÂNCIA DE PRESAS?	39
Rafaella Santana Santos, Edito Silva Neto, Gustavo Henrique Aires Albuquerque, Wanessa Viera Silva Menezes Batista.....	39
RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS	46
REMOÇÃO DE SEMENTES DE DIFERENTES ESPÉCIES EM UMA ÁREA RESTAURADA E DE FLORESTA MADURA DA CAATINGA.....	47
Alice Batista dos Santos.....	47
PERFIL SOCIOECONÔMICO E ASPIRAÇÃO PROFISSIONAL DOS PARTICIPANTES DO CURSO DE CAMPO DE ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA.....	55
Amanda Sousa Silvino.....	55
INFLUÊNCIA DAS ASSEMBLEIAS DE CROSTAS BIOLÓGICAS NA RETENÇÃO DE UMIDADE NO SOLO	67
Ana Cristiana Santos da Silva	67
INFLUÊNCIA DA SIMETRIA FLORAL NO NÚMERO DE POTENCIAIS POLINIZADORES	76
Daniele Duarte Kulka	76
INFLUÊNCIA DO CAJUEIRO (<i>ANACARDIUM OCCIDENTALE</i>) NO RECRUTAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS EM ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA.....	85
Edito Silva Neto	85

CAPRINOS ALTERAM A DIVERSIDADE E A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE PLANTAS EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS.....	95
Elisângela P. Gaspar	95
EL POTENCIAL DE LOS SISTEMAS AGROFORESTALES EN LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN NATIVA DE LA CAATINGA.....	108
Francisco Javier Rendón Sandoval.....	108
GALHAS NÃO ATUAM COMO BIOINDICADORES DE ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE FLORESTAS SECAS	120
Isabela Pinho-Tavares.....	120
INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE POLEIROS ARTIFICIAIS NA FREQUÊNCIA DE VISITAÇÃO DE PÁSSAROS NA CAATINGA.....	129
Jônatas Levi Gomes da Silva	129
RESPOSTAS RADICULARES À FACILITAÇÃO EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA	139
Lays Lins.....	139
VIABILIDADE DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO E AVALIAÇÃO DA PERDA DE FOLHAS EM MUDAS PÓS-TRANSPLANTE NA CAATINGA	148
Nathan Castro Fonsêca.....	148
A PRESENÇA DE ARANHAS GERA UMA PAISAGEM DE MEDO PARA INSETOS HERBÍVOROS?.....	159
Rafaella Santana Santos	159
EFEITO POSITIVO VIA SOMBREAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS ADULTAS SOBRE PLÂNTULAS NA CAATINGA	166
Renata Marques Ribeiro.....	166
DO ANTI-HERBIVORE DEFENSE TRAITS INCREASES IN PREVALENCE WITH DISTURBANCE INTENSITY IN CAATINGA?	175
Ronald Noutcheu.....	175
O POTENCIAL DE UMA PLANTA ENFERMEIRA MUDA AO LONGO DO PROCESSO DE REGENERAÇÃO NA CAATINGA.....	187
Wanessa Viera Silva Menezes Batista.....	187

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

LIVRES

O PAPEL DO TURNOVER E DA VARIAÇÃO INTRAESPECÍFICA NA ESTRUTURA FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE HERBÁCEAS NA CAATINGA

Lays Lins¹, Ana Cristiana Santos da Silva¹, Nathan Castro Fonsêca², Renata Marques Ribeiro³

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

2-Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais–Departamento de Ciência Florestal – Universidade Federal Rural de Pernambuco

3-Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução – Departamento de Ciências Biológicas (Botânica) – Departamento de Botânica – Universidade Federal de São Paulo

RESUMO

A composição de espécies em comunidades geralmente é determinada por diferentes estratégias para lidar com condições ambientais e limitação de recursos, podendo apresentar plasticidade (i.e., variação intraespecífica). Estudos sugerem que se em um ambiente o turnover é maior do que a variação intraespecífica, existe uma homogeneidade na abundância das espécies. Em contrapartida, se a variação intraespecífica é maior, existe uma dominância de determinada espécie na área. Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar como ocorre a variação da área foliar da comunidade de herbáceas em três ambientes com fitofisionomias distintas (vegetação esparsa, arbustiva e arbórea) em florestas tropicais sazonalmente secas. Selecionamos quatro parcelas em cada área e coletamos cinco folhas maduras de cada indivíduo que possuía entre 0,3 e 1m de altura para mensuração da área foliar. Os indivíduos da vegetação com maior proporção de herbáceas quando comparada com a abundância de árvores e arbustos apresentaram as maiores áreas foliares, enquanto as menores áreas foram encontradas na região de vegetação arbórea. Entre as comunidades, a decomposição da variação total mostrou que o turnover de espécies é responsável por quase toda variação foliar. A maior contribuição do *turnover* pode estar relacionada às respostas das comunidades as mudanças ambientais, como por exemplo filtros ambientais e competição.

Palavras-chave: atributos funcionais, área foliar, florestas secas, filtros ambientais

INTRODUÇÃO

Os filtros ambientais, tendem a selecionar indivíduos que compartilham atributos que lhes conferem maior sucesso de crescimento e sobrevivência sob determinadas condições, enquanto que processos competitivos tendem a limitar a similaridade entre indivíduos em uma comunidade (Kraft et al. 2015). A composição de espécies em comunidades geralmente é determinada por diferentes estratégias para lidar com condições ambientais e limitação de recursos (filtros ambientais), e também podem apresentar plasticidade (i.e. variação intraespecífica). Essa filtragem ocorre com base nas adaptações dos indivíduos às condições locais abióticas/bióticas (Kraft et al. 2015).

Os atributos funcionais são as manifestações externas das adaptações e, portanto, o resultado do processo de filtragem se reflete na distribuição dos atributos nas comunidades (Bochet & García-Fayos 2015). Em ambientes heterogêneos, mudanças ambientais comumente determinam modificações na composição de espécies e/ou na expressão fenotípica de indivíduos de uma mesma espécie (Cardoso & Lomônaco 2003; Pescador et al. 2015), como a microfilia em ambientes com maior incidência de luz (Prado, 2003). Assim, características funcionais das comunidades podem mudar ao longo de gradientes ambientais através de uma combinação do *turnover* de espécies (mudanças na composição e abundância relativa de espécies) e variação intraespecífica (Siefert, Fridley & Ritchie 2014).

A caatinga constitui um componente importante da vegetação tropical, apresentando fitofisionomias marcantes que formam mosaicos na paisagem, desde florestas altas, até afloramentos rochosos que contém apenas briófitas (Prado 2003). Considerando diferentes fitofisionomias na caatinga, este trabalho tem como objetivo avaliar como ocorre o *turnover* de espécies e a variação intraespecífica entre comunidades de herbáceas na Caatinga. Assim, esperamos encontrar: 1) menor área foliar em ambiente mais aberto em comparação com

ambiente mais denso; 2) A média das áreas foliares entre os ambientes apresenta maior variação entre espécies que dentro das mesmas espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibirimir. O Parque abrange uma área de 62 mil hectares com predominância do clima semiárido do tipo Bsh' (quente e seco), com temperatura anual média de 26°C (Farias 2009). A precipitação anual varia na região de 500 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual (SNE 2002). Na área há predominância de solos arenosos, mas também ocorrem litossolos. O parque apresenta fitofisionomias típica de caatinga, com porte arbóreo-arbustivo (Andrade et al. 2004). Adicionalmente, o solo apresenta uma cobertura não muito densa de herbáceas efêmeras, composta principalmente por Malvaceae, Portulacaceae e Poaceae (Prado 2003).

Coleta de dados

Foram selecionadas três áreas com fitofisionomias distintas: 1) vegetação com maior proporção de herbáceas quando comparada com a abundância de árvores e arbustos, 2) vegetação predominantemente arbustiva e 3) vegetação predominantemente arbórea. Para cada área, alocamos quatro parcelas de 1m x 1m, equidistantes 10 m entre si. Em cada unidade amostral, todos os indivíduos que possuíam entre 0,3 m e 1m de altura foram morfotipados e tiveram cinco folhas maduras coletadas. Em seguida, fotografamos as folhas e mensuramos suas áreas foliares no software ImageJ (v. 1.52a).

Análise dos dados

Para avaliar as diferenças de área foliar entre os ambientes com diferentes tipos de cobertura, aplicamos uma análise de variância (ANOVA), seguida de teste Tukey a 5% de probabilidade de erro. A contribuição do *turnover* na variação da área foliar de espécies e da variação intraespecífica entre comunidades de herbáceas, foi avaliada por pela análise de decomposição dos fatores da variação total dos diferentes ambientes por meio da função *trait.flex.anova* (Leps et al. 2011), no software R.

RESULTADOS

Foram registrados 133 indivíduos de herbáceas (média \pm desvio padrão: 29,5 mm² \pm 18,1), distribuídos em 17 morfotipos. A área foliar variou entre as fitofisionomias avaliadas ($p < 0,005$). Os indivíduos da vegetação esparsa apresentaram as maiores áreas foliares (77,2 mm² \pm 11,8) enquanto as menores áreas foram encontradas na região de vegetação arbórea (23,4 mm² \pm 8,2). A área foliar do ambiente de vegetação arbustiva foi de 26,6 mm² \pm 11,8 (Figura 1).

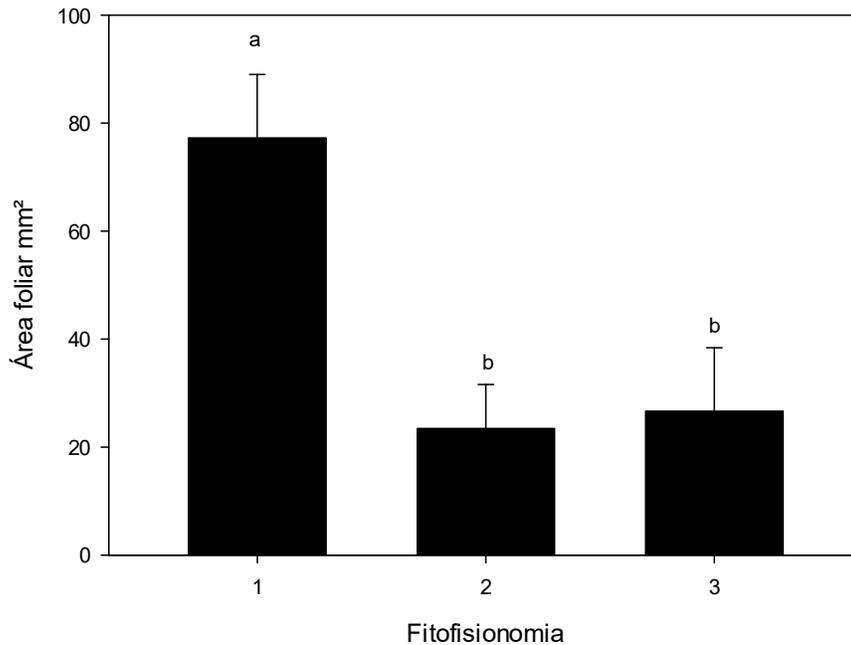


Figura 1 Variação da média de área foliar nas fitofisionomias 1 (vegetação com maior proporção de herbáceas), 2 (vegetação predominantemente arbustiva) e 3 (vegetação predominantemente arbórea). Médias seguidas por letras diferentes diferem significativamente (Teste de Tukey, $P < 0,05$).

Entre essas comunidades, a decomposição da variação total mostrou que o *turnover* de espécies é responsável por quase toda essa variação da área foliar (aproximadamente 98%), com poucas espécies compartilhadas (2% de variação intraespecífica).

DISCUSSÃO

Os nossos resultados indicam que o *turnover* de espécies é o fator principal em comparação à variação intraespecífica na estruturação funcional das comunidades de herbáceas. Assim, há uma substituição de espécies nas comunidades, no entanto a média da área foliar se mantém entre elas.

A maior contribuição do *turnover* pode refletir processos relacionados às respostas das comunidades às mudanças ambientais, como por exemplo filtros ambientais e competição (Leps et al. 2011). No entanto, é necessário investigar como se dá a contribuição da variação intraespecífica e do *turnover* em diferentes contextos, considerando a variação entre os indivíduos e dentro das comunidades.

Em relação às médias de área foliar por ambiente, foi observado que em um ambiente de vegetação esparsa, as espécies apresentaram as maiores áreas foliares. Esse resultado pode indicar a alta capacidade competitiva de algumas espécies, que possuem a habilidade de captar mais luz e dominar o ambiente, se antecipando na busca por recursos (Pierce et al. 2017). Considerando que o *turnover* obteve maior contribuição dentro das comunidades, sugere-se que há um conjunto de espécies funcionalmente diferente correlacionado ao tipo de fitofisionomia predominante.

Assim, ao investigar a contribuição da variação intraespecífica e do *turnover* é possível identificar como esses processos interagem em relação à composição das comunidades. E inferir a importância de drivers atuantes na comunidade, como por exemplo, a existência de filtros ambientais e interações competitivas.

AGRADECIMENTOS

À coordenação do XI ECCA, em especial aos docentes: Dra. Inara Roberta Leal, Dr. Felipe Pimentel Lopes Melo e Marcelo Tabarelli; e aos monitores, Bruno Pinho e Pedro Sena pela ajuda e paciência para lidar com os momentos de desespero sem deixar de cobrar e exigir sempre o melhor de todos nós.

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.
- Bochet E. & García-Fayos P. 2015. Identifying Plant Traits: A Key Aspect for Species Selection in Restoration of Eroded Roadsides in Semiarid Environments. *Ecological Engineering* 83: 444–51.
- Cardoso G.L. & Lomônaco C. 2003. Variações Fenotípicas E Potencial Plástico de *Eugenia Calycina* Cambess. (Myrtaceae) Em Uma Área de Transição Cerrado-Vereda. *Revista Brasileira de Botânica* 26: 131–140.
- Farias G.B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-line* Nº 147. Recife, Pernambuco, Brasil. Disponível em: www.ao.com.br. Acesso em 12 de maio de 2018.
- Kraft N.J.B., Adler P.B., Godoy O., E.C., Fuller S., J.M. 2015. Community Assembly, Coexistence and the Environmental Filtering Metaphor. *Functional Ecology* 29: 592–599.
- Kraft N.J.B., Godoy O. & Levine J.M. 2015. Plant Functional Traits and the Multidimensional Nature of Species Coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 797–802.
- Leps J., de Bello F., Smilauer P. & Dolezal J. 2011. Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography* 24: 419-428.
- Pierce S. & Tampucci D. et al. 2017. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Functional ecology* 31: 444-457.

- Prado D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In: Ecologia e conservação da caatinga/editores Leal I.R., Tabarelli M. & Silva J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE. 822 p.
- Pescador D.S., Bello F., Valladares F. & Escudero A. 2015. Plant Trait Variation along an Altitudinal Gradient in Mediterranean High Mountain Grasslands: Controlling the Species Turnover Effect. PLoS ONE 10: 1–16.
- Siefert A., Fridley J.D. & Ritchie M.E. 2014. Community Functional Responses to Soil and Climate at Multiple Spatial Scales: When Does Intraspecific Variation Matter? PLoS ONE 9(10): e111189.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto Técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretária de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco- SECTMA, Recife, Brasil.

ILHAS DE SOLO EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS MAIS INCLINADOS APRESENTAM MENOR DIVERSIDADE DE PLANTAS

Elisângela P. Gaspar¹, Isabela Pinho-Tavares², Alice B. Santos³ e Ronald Noutcheu^{3,4}

1 - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) – Departamento de Botânica – Museu Nacional/UFRJ

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

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

4 - Bolsista CNPq-TWAS

RESUMO

Baseando-se na Teoria de Biogeografia de Ilhas, em rochas com manchas de solo, a diversidade de plantas seria determinada pelo tamanho dessas manchas e pela distância destas de uma floresta. Entretanto, nesses ambientes xéricos, é preciso considerar também a disponibilidade de recursos para entender os padrões de diversidade da comunidade de plantas. Assim, avaliamos a importância relativa da maior disponibilidade de hábitat, proximidade da floresta e disponibilidade hídrica na estruturação de comunidades de plantas em afloramentos rochosos (AR). Para tal, relacionamos a área, isolamento, profundidade e declividade de ilhas de solo em AR com a diversidade verdadeira de plantas. Observamos que declividade e profundidade foram as variáveis que melhor explicaram o padrão de diversidade de plantas em AR. Ilhas de solo com maiores declividades e menores profundidades apresentaram menor diversidade, sugerindo que atributos relacionados à retenção de água são mais importantes para a diversidade nessas ilhas. Ademais, maiores declividades apresentam dominância de espécies comuns, *i.e.*, menor equitabilidade. Essa distribuição desigual indica que o aumento da declividade funciona como um filtro, dificultando o estabelecimento de determinadas espécies.

Palavras-chaves: biogeografia de ilhas, comunidades vegetais, condições, recursos.

INTRODUÇÃO

De acordo com a teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) (MacArthur & Wilson 1967), a riqueza de espécies em ilhas oceânicas é explicada pelo tamanho (relação espécie-área) e proximidade do continente, devido à disponibilidade de habitat e à capacidade de dispersão das espécies advindas da fonte (continente). Tal teoria aplica-se também a outros contextos que tratam de manchas de habitat (*e.g.* fragmentos florestais, árvores) inseridas em matrizes (*e.g.* oceano, canavial) (Dondina et al. 2016; Löbel et al. 2006; Flores-Palacios & García-Franco 2006).

Entretanto, na ecologia, questões relacionadas a recursos e condições ambientais também são essenciais para entender os padrões de diversidade, pois tais fatores determinam a distribuição e organização de comunidades biológicas (ter Steege 2010). Para plantas, a importância destes fatores acentua-se em ambientes xéricos, como afloramentos rochosos (AR). Estes ambientes são adversos para a maioria das plantas, sendo caracterizados pela alta evaporação (Porembski et al. 1998). Eles podem apresentar de forma limitada recursos essenciais para os vegetais, como água e nutrientes, os quais concentram-se nos solos descontínuos e rasos.

Assim, em AR, além do tamanho das manchas (ou ilhas) de solo e da distância destas de uma fonte de propágulos (florestas), as próprias características físicas das ilhas podem influenciar o estabelecimento de plantas, como a declividade (Parmentier 2003) e profundidade do solo. Solos mais profundos e menos inclinados tendem a gerar condições favoráveis para as plantas, aumentando o espaço para o crescimento de raízes e a capacidade de retenção de água, por exemplo (Ab'Sáber 2003, Scarano 2002). Porém, ainda não se sabe qual a importância relativa da TBI e dos fatores ambientais para explicar os padrões de diversidade de plantas em AR.

Dessa forma, investigamos se a disponibilidade de habitat, distribuição e qualidade de ilhas de solo em AR determinam padrões de diversidade nas comunidades de plantas. Acreditamos que a maior disponibilidade de habitat, menor distância da floresta e maior disponibilidade hídrica favoreçam a diversidade de plantas. Dessa forma, esperamos encontrar uma maior diversidade de plantas em ilhas de solo com maior área e profundidade enquanto esperamos um declínio com o aumento da declividade e distância da floresta.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A pesquisa foi realizada no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°0'30" e 37°1'40" W), que está localizado no Estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. O parque está inserido no domínio da Caatinga, uma floresta tropical sazonalmente seca (FTSS), e abrange uma área de mais de 60 mil ha, com alta variação na precipitação anual (480–1100 mm year⁻¹) (Rito et al. 2017). O clima da região é semiárido, com temperatura média anual de 26°C (Farias 2009). A vegetação forma um mosaico devido à heterogeneidade espacial das chuvas e dos solos rasos e arenosos, formando fitofisionomias que vão desde a Caatinga arbórea à arbustiva (Andrade et al. 2004).

Desenho amostral e coleta de dados

Quatro ilhas de solo foram selecionadas em três afloramentos rochosos (Fig. 1), totalizando 12 ilhas. A área de cada ilha foi obtida a partir das maiores medidas de comprimento e largura. A distância da floresta foi mensurada devido ao potencial de fornecer propágulos para colonização. A profundidade foi mensurada em três pontos da ilha, a partir dos quais calculamos a média aritmética. O ângulo de declividade foi calculado por meio da fórmula: $\text{tangente } \theta = \text{cateto oposto/cateto adjacente}$. A declividade e a profundidade foram consideradas *proxies* de

disponibilidade hídrica. As ilhas estavam no mínimo a quatro metros de distância entre si. Em cada uma delas, contabilizamos a riqueza e abundância para todas as morfoespécies de plantas.



Figura 1. Afloramento rochoso com ilhas de solo com vegetação, localizado no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Análise de dados

Com base na matriz de abundância de morfoespécies por ilha de solo, calculamos a diversidade alfa verdadeira (número de Hills; Jost 2007) em suas diferentes ordens. Ordem zero (q_0), a qual não confere peso à abundância das espécies (*i.e.* riqueza específica), assim tanto espécies raras quanto abundantes passam a ter o mesmo peso; ordem um (q_1) (Índice de Diversidade de Shannon-Wiener), a qual considera a riqueza e a equitabilidade entre as espécies, enfatizando as espécies comuns; e ordem dois (q_2) (Índice de Dominância de Simpson), a qual incorpora a riqueza, abundância total e proporção do total de ocorrência de cada espécie, enfatizando as espécies dominantes. Feito isto, aplicamos modelos lineares

generalizados (GLM) com distribuição de Poisson para testar a relação entre cada ordem de diversidade e as variáveis explicativas (área, distância da floresta, profundidade e declividade). A partir dos modelos completos, realizamos uma seleção de modelos por *stepwise*, considerando o balanço entre melhor ajuste (*i.e.* o quão bem o modelo explica a variação observada) e o princípio da parcimônia (*i.e.* modelos mais simples são preferíveis). As análises foram realizadas no *software* R. O *software* *SigmaPlot* foi utilizado para a geração de gráficos.

RESULTADOS

Nas 12 ilhas de solo analisadas, registramos 35 morfoespécies de plantas (média \pm desvio padrão: $7,2 \pm 3,8$), totalizando uma abundância de 809 indivíduos ($23,1 \pm 41$). Para todas as ordens de diversidade, o melhor modelo foi composto pelas variáveis explicativas declividade e profundidade das ilhas de solo (Tabela 1). Enquanto as diversidades de ordens q0 e q1 foram negativamente relacionadas ao aumento da declividade das ilhas, a diversidade de ordem q2 não variou de forma previsível em função das variáveis analisadas (Tabela 1; Fig. 2a). Isto é, quanto maior a declividade das ilhas de solo, menores são a riqueza e a equitabilidade das abundâncias entre as espécies.

Tabela 1. Resultados do modelo estatístico selecionado por *stepwise*. Valores de estimador, erro padrão e R² relacionados às ordens de diversidade (q0, q1 e q2).

Ordens de diversidade	Variáveis explicativas (estimador ± EP)		R ² modelo
	Declividade (grau)	Profundidade (m)	
q0	-0,051±0,0167**	0,031±0,017	0,667**
q1	-0,105±0,044*	0,120±0,068	0,487*
q2	-0,057±0,034	0,77±0,053	0,634

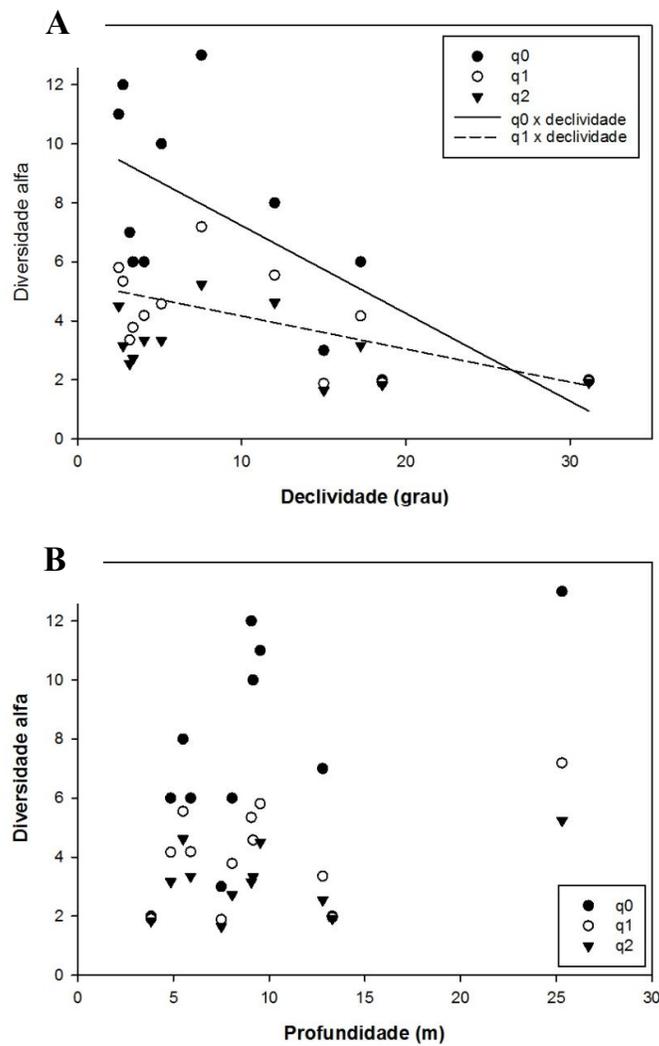


Figura 2. Relação entre ordens de diversidade (q0, q1 e q2) em função da (a) declividade (°) e (b) profundidade (m) das ilhas de solo em afloramentos rochosos.

DISCUSSÃO

Nesse estudo, nós avaliamos o tamanho da mancha, distância da floresta e disponibilidade hídrica para entender como a disponibilidade, distribuição e qualidade das ilhas de solo influenciam os padrões de diversidade da comunidade de plantas em afloramentos rochosos. Nossos resultados sugerem que os parâmetros relacionados à disponibilidade hídrica atuam de forma mais determinante sobre esses padrões.

A área da ilha de solo e sua distância da floresta são parâmetros ligados à TBI (MacArthur & Wilson 1967), porém não foram associados aos padrões de diversidade estudados. Isso indica que fatores relacionados a condições ambientais e de retenção de recursos são mais importantes para determinar áreas mais diversas nesses ambientes xéricos.

Quanto maior a inclinação da rocha, menos solo ela é capaz de reter, especialmente com a ação de chuvas (Parmentier 2005). O mesmo acontece com a água, que se acumula menos em superfícies declivosas. Assim, essa característica influencia a retenção do solo, dificultando o estabelecimento de plantas de raízes mais profundas, e também a retenção de água nele (Parmentier 2003; Scarano 2002). Portanto, a declividade mostrou-se a melhor preditora da diversidade por refletir outros parâmetros importantes.

Quanto à distância da floresta, nos AR, os filtros ambientais da alta incidência luminosa e da escassez hídrica podem representar barreiras difíceis de serem perpassadas pelas plantas, independente da proximidade entre ilha de solo e floresta ou da capacidade de dispersão das espécies. Assim, o nicho de cada espécie pode ser mais determinante que a limitação de dispersão para o estabelecimento de plantas nesses ambientes xéricos (Weiher & Keddy 2004).

Ademais, o aumento da declividade diminui a equitabilidade de espécies, *i.e.* espécies comuns dominam em maiores declividades. Isso indica que a declividade atua como mais um importante filtro ambiental que influencia o estabelecimento de determinadas espécies em AR.

Entretanto, ainda não estão claros os fatores que determinam a distribuição das espécies dominantes.

Portanto, os parâmetros considerados na TBI são importantes para explicar padrões de diversidade em diversos contextos. Contudo, em ambientes xéricos como AR, é importante considerar parâmetros relacionados às condições ambientais e à capacidade de retenção de recursos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Parque Nacional do Catimbau, ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD), ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da UFPE e aos monitores Msc. Bruno Pinho e Msc. Pedro Sena por todo o auxílio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Sáber A.N. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 3 ed. São Paulo: Ateliê Editorial. 159p.
- 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.
- Dondina O., Orioli V., D'Occhio P., Luppi M. & Bani L. 2016. How does forest species specialization affect the application of the island biogeography theory in fragmented landscapes? *Journal of Biogeography* 44: 1041-1052.
- Farias G.B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas Online*, N° 147. Pernambuco, Brasil. ISSN 1981-8874. Disponível em: <http://www.ao.com.br/download/ao147_36.pdf>.

- Flores-Palacios A. & García-Franco J.G. 2006. The relationship between tree size and epiphyte species richness: testing four different hypotheses. *Journal of Biogeography* 33: 323-330.
- Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88: 2427-2439.
- Löbel S., Snäll T. & Rydin H. 2006. Species richness patterns and metapopulation process evidence from epiphyte communities in boreo-nemoral forests. *Ecography* 29: 169-182.
- Lomolino M.V. 1990. The target area hypothesis: the influence of island area on immigration rates of non-volant mammals. *Oikos* 57: 297-300.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 215 p.
- Parmentier I. 2003. Study of vegetation composition in three inselbergs from continental Equatorial Guinea (Western Central África): effects of site, soil factors and position relative to forest fringe. *Belgian Journal of Botany* 136: 63-72.
- Parmentier I., Stévant, T. & Hardy O.J. 2005. The inselberg flora of Atlantic Central Africa. I. Determinants of species assemblages. *Journal of Biogeography* 32: 685-696.
- Porembski S., Martinelli G., Ohlemüller R. & Barthlott W. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergues in the Brazilian Atlantic rainforest. *Diversity and Distributions* 4: 107-119.
- 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. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Scarano F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- ter Steege H. 2010. How neutral is Ecology? *Biotropica* 42: 631-633.

Weiher E. & Keddy P. (eds). 2004. Ecological Assembly Rules: perspectives, advances, retreats. Cambridge: Cambridge University Press. 418p.

QUAIS FATORES INFLUENCIAM A CAPACIDADE DE PROVISÃO DE HABITAT EM *SYAGRUS CORONATA*?

Francisco Javier Rendón Sandoval¹, Amanda Sousa Silvino², Jonatas Levi Gomes da Silva³,
Daniele Duarte Kulka³

¹ Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas (Manejo Integral de Ecosistemas) – Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad – Universidad Nacional Autónoma de México

² Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas – Universidade Estadual de Campinas

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

RESUMO

As perturbações antrópicas são as principais causas de transformação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, diminuindo a disponibilidade dos habitats e distribuição das espécies. Segundo a Teoria de Biogeografia de Ilhas, a diversidade vegetal é determinada pelo tamanho da área e grau de isolamento. *Syagrus coronata* pode ser vista como uma ilha de habitat para diversas espécies vegetais, donde uma maior intensidade de uso do solo e de manejo podem diminuir sua capacidade de agir como habitat. O objetivo deste estudo foi testar como o uso do solo, o manejo e o tamanho dos indivíduos influenciam a ocorrência de epífitas sobre suas bainhas foliares. Para isso, selecionamos áreas com alta, intermediária e baixa intensidade de uso do solo. Amostramos 60 indivíduos de *S. coronata* e avaliamos como padrões de diversidade de epífitas associadas estão relacionados à ocorrência de manejo e ao tamanho dos indivíduos. Nossos resultados sugerem que uma maior área superficial tem um efeito positivo sobre o número de indivíduos e espécies de epífitas associadas. Enquanto o uso do solo e o manejo não apresentaram influência significativa, sugerindo que a perturbação antrópica não é o fator mais importante na diversidade da comunidade vegetal associada a *S. coronata*.

Palavras-chave: comunidade de plantas, epífitas, licuri, perturbação antrópica, uso do solo.

INTRODUÇÃO

As perturbações antrópicas são as principais causas de transformação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas em mosaicos de regeneração. Consequentemente, podem apresentar áreas remanescentes isoladas cada vez menores e menor provisão de serviços ecossistêmicos (Sala et al. 2000). Desta forma, a Teoria de Biogeografia de Ilhas sustenta a ideia de que a diversidade vegetal é determinada pela área e grau de isolamento (MacArthur & Wilson 1967). Então, ilhas com áreas grandes devem possuir uma diversidade maior que ilhas com áreas pequenas. A taxa com que as espécies acumulam com o crescimento da área de amostragem, a relação espécie-área, é um dos problemas fundamentais em biogeografia. Esta relação tem significado profundo na compreensão da geração e manutenção da biodiversidade no ambiente (Connor & McCoy 1979; Coelho 2012).

Em uma escala menor, Oliveira et al. (2012) encontraram que a área superficial dos indivíduos de *Syagrus coronata* apresenta uma relação positiva com a riqueza e abundância de epífitas associadas, o que suporta a relação espécie-área para ecossistemas restritos geograficamente. Em *S. coronata*, uma espécie de ampla distribuição na Caatinga de solo sedimentar, as bainhas foliares e parte do tronco acumulam sedimentos criando um micro-habitat propício ao recrutamento e estabelecimento de diversas espécies vegetais (Figura 1; Delgado et al. 2012).

O “Licuri” (*S. coronata*) é uma palmeira nativa bem adaptada a regiões secas, de grande potencial alimentício e forrageio (Lorenzi 2000), produzindo grande quantidade de frutos durante todo o ano (Bondar 1938). Neste contexto, tanto os diferentes tipos de uso do solo quanto de manejo podem interferir na capacidade de uma espécie de agir como habitat de outras espécies, sendo um fator fundamental na estruturação da paisagem (Casas et al. 1997).

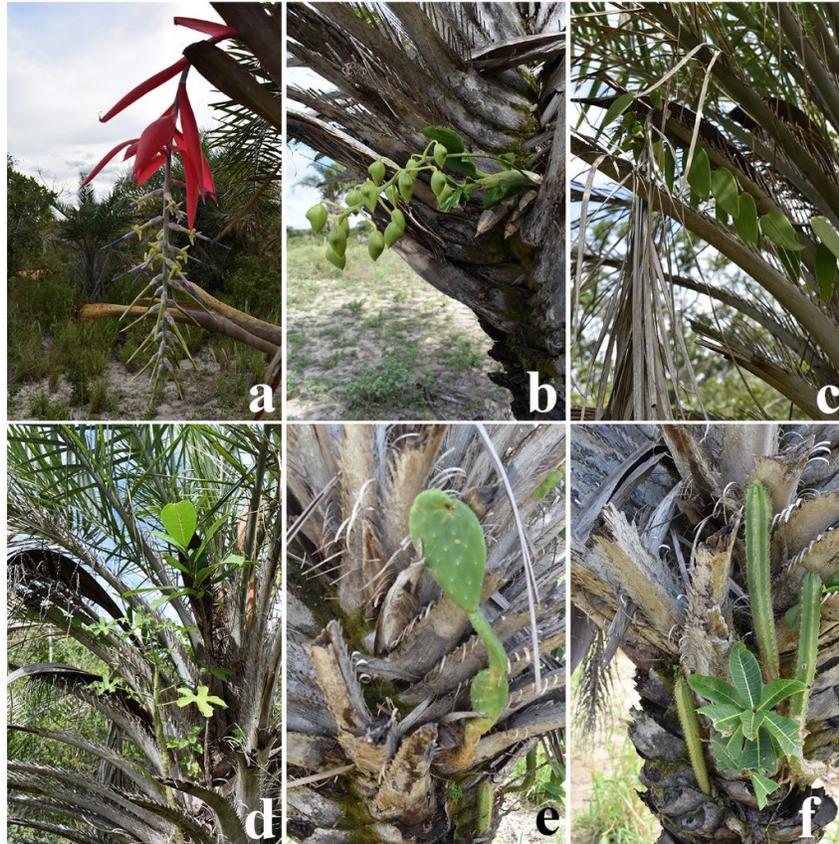


Figura 1. Estabelecimento de diversas espécies vegetais sobre as bainhas foliares de *Syagrus coronata* no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. a) Bromeliaceae, b) Orchidaceae, c) *Vanilla*, d) *Ficus* e *Cnidocolus*, e) *Opuntia*, f) Cactaceae e *Ficus*.

Neste trabalho investigamos como o tipo de uso do solo, a intensidade de manejo e área superficial de indivíduos de *Syagrus coronata* influenciam a ocorrência de plantas de outras espécies em suas bainhas foliares. Nossas expectativas são que: i) o uso do solo em intensidade intermediária aumenta a diversidade da comunidade de espécies associadas em *S. coronata*, ii) o manejo de folhas de *S. coronata* diminui a diversidade que se estabelece nela, e iii) a diversidade aumenta conforme o aumento da área superficial.

Com isso, esperamos que áreas com uso do solo intermediário, manejo de baixa intensidade e maior área superficial do *S. coronata* apresentem maiores riqueza e abundância da comunidade de espécies associadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, localizado entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, no estado de Pernambuco, Brasil. O clima é semiárido estacional, com precipitação de 500 a 1000 mm/ano, temperatura média anual de 25°C e altitudes de 600 a 1000 metros (MMA, 2003). O parque apresenta uma vegetação de Caatinga, assim como assentamentos rurais ou aldeias que desenvolvem atividades de agricultura e criação de caprinos (Prado 2003).

Desenho amostral

Utilizamos três intensidades de manejo: i) área de baixa intensidade de uso (uma área de regeneração abandonada em 2002), ii) área de uso intermediário (uma área abandonada há três anos) e iii) área de uso intenso (uma área usada atualmente). Selecionamos 20 indivíduos de *S. coronata* em cada área e mensuramos para cada um a altura, diâmetro do tronco (abaixo das bainhas foliares) e área superficial ($2\pi \cdot \text{raio}[\text{altura} + \text{raio}]$). Finalmente, registramos o número de indivíduos e espécies de plantas sobre cada indivíduo de *S. coronata*.

Análise de dados

Testamos se a riqueza e abundância de espécies vegetais encontradas nos indivíduos de *Syagrus coronata* eram afetadas pelo uso do solo, assim como pelo manejo de sua área superficial (cortes parciais de suas folhas, perto da base). Como variáveis independentes usamos diferentes intensidades de uso do solo e área superficial dos indivíduos, e as variáveis dependentes número de indivíduos e de espécies associadas. Para testar diferenças entre os tipos

de uso do solo quanto à abundância de indivíduos e riqueza de espécies, utilizamos uma ANOVA. Para analisar a relação entre essas variáveis resposta e a área superficial dos indivíduos de *S. coronata*, aplicamos um GLM com distribuição de Poisson.

RESULTADOS

Observamos um total de 256 indivíduos. O número de morfoespécies por indivíduo de *Syagrus coronata* variou de zero a nove, sendo que em 11.6% dos indivíduos não teve ocorrência de espécies associadas. Quanto à área superficial dos indivíduos, houve uma variação de 0.6326 a 43.803 cm². Em maior medida, observamos espécies associadas das famílias Cactaceae, Orquidaceae e Bromeliaceae.

Não houve diferenças entre tipos de uso do solo quanto à riqueza ($f = 1.114$, $p = 0.2654$) e abundância de espécies associadas ($f = 1.173$, $p = 0.240974$). Entretanto, observamos que a área superficial dos indivíduos de *S. coronata* explica tanto a riqueza de espécies ($p = 0.0459$; $R^2 = 0.058$) como a abundância de indivíduos associados ($p = 0.000791$; $R^2 = 0.108$) (Fig. 2).

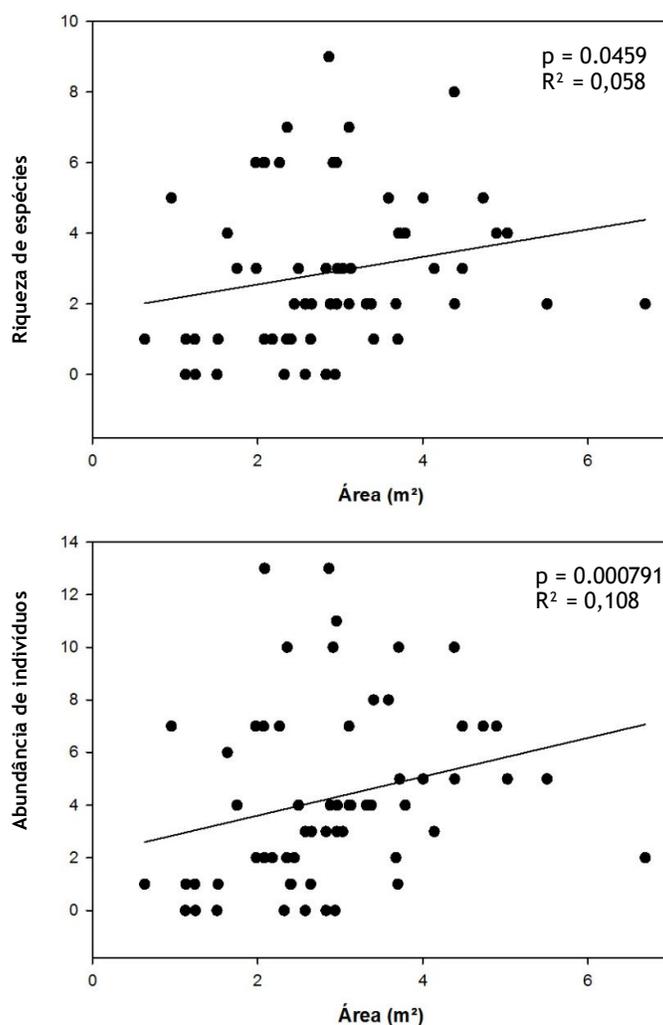


Figura 2. Relação entre a área superficial de *Syagrus coronata* e a riqueza de espécies e abundância de indivíduos associados, no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que a área superficial é um fator mais importante para explicar a comunidade de plantas associadas a indivíduos de *Syagrus coronata* do que o tipo de uso do solo em que estão inseridos e o manejo das suas folhas. Isso sugere que o processo responsável por esse resultado é a formação de micro-habitat em suas bainhas, demonstrando a aplicabilidade da relação espécie-área a ecossistemas mais restritos geograficamente.

Syagrus coronata atua como bom suporte para epífitas e outros grupos de plantas, que utilizam suas bainhas foliares ou caule como substrato para se estabelecerem (Rocha 2009). Isso demonstra a capacidade do *S. coronata* de armazenar sedimentos em suas bainhas mesmo após a ação antrópica. Em particular o corte de folhas para diversos usos (e.g. construção de cercas a partir das hastes de suas folhas), mantendo uma influência na diversidade vegetal que cresce sobre a população de *S. coronata*, pois o manejo não elimina completamente toda a haste foliar, permitindo ainda a colonização de diversas espécies.

O único fator que influenciou a riqueza de espécies e abundância de indivíduos foi a área superficial (Fig. 2). Com uma maior área disponível para colonização de propágulos, também ocorreu uma das espécies vegetais associadas ao *S. coronata*. A riqueza e abundância de espécies associadas sobre indivíduos de *S. coronata* não foram influenciadas pelo tipo de uso do solo. Isso pode ser explicado por sua capacidade tanto de suportar ambientes muito perturbados quanto do recrutamento de indivíduos não ser afetado. Nesse sentido, podemos inferir que perturbações antrópicas (i.e., mudanças de uso do solo e o manejo das palmeiras) não têm um efeito forte na comunidade de plantas associadas a indivíduos de *S. coronata*.

Syagrus coronata é uma espécie chave para a conservação de uma diversidade importante de espécies na Caatinga. Especialmente, das famílias Cactaceae, Orquidaceae e Bromeliaceae, todas elas protegidas por acordos internacionais como IUCN (2001) e CITES (2017). Isto ocorre porque *S. coronata* permite o estabelecimento de espécies vegetais associadas mesmo em condições de intenso manejo e uso do solo, especialmente em um contexto de perturbação crônica, como observado na Caatinga. Sendo importante para a recuperação de áreas degradadas uma vez que podem aumentar a probabilidade de germinação de sementes e como núcleos de diversidade de espécies, que pode facilitar a partir daí a colonização de outros habitats, como fontes de espécies.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos professores Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Felipe Melo. Aos monitores Pedro Sena e Bruno Pinho e aos colegas do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga 2018. Agradecemos à CAPES, FAPESP e Posgrado em Ciências Biológicas pelas bolsas de estudos, e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) pelo apoio logístico necessário à realização do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bondar G.O. 1938. Licurizeiro e suas potencialidades na economia brasileira. Instituto Central de Fomento Economico da Bahia. Bahia. 2: 18.
- Casas A., Caballero J., Mapes C. & Zárate S. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. Boletín de la Sociedad Botánica de México 61: 31-47.
- CITES (Convention on International Trade in Endangeres Species of Wild Fauna and Flora). 2017. Appendices I, II and III. Washington, D.C. 69 pp.
- Coelho N.E.D. 2012. Relações Espécie-Área em Comunidades Neutras e Não Neutras. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 154 pp.
- Connor E.F. & McCoy E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. The American Naturalist 113: 791-833.
- Delgado G.C.J., Oliveira M.T.P., Menezes T.G.C., Eloi F.J. & Lopes I.S. 2014. A distância da fonte de propágulos não afeta a comunidade de plantas que ocorrem sobre *Syagrus coronata* (Arecaceae). In: Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2012, 1ª ed, Recife. 126-133.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2001). The IUCN Red List of Threatened Species: Version 3.1. Oxford: Information Press.

- Lorenzi H. 2000. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Editora Plantarum. Nova Odessa. SP. p. 352.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton: Princeton University Press.
- Ministério do Meio Ambiente. 2003. Biodiversidade da Caatinga: Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação. Universidade Federal de Pernambuco. 382 pp.
- Oliveira P.J.A., Pinho B.X., Oliveira J.F., Salomão R.P. & Braga N.M.P. 2014. Relação espécie-área em *Syagrus coronata* (Martius) Beccari (Arecaceae): palmeiras maiores abrigam maior diversidade de espécies? In: Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2012. Neto J.D.R., Oliveira F.M.P., Silva E.A.E.S, Souza D.G., Melo F., Leal I.R. & Tabarelli M. 1ed. Recife. 70-76.
- Prado D.E. 2003. Seção I- Cap.1: Padrões de Diversidade e Distribuição de Espécies em Escala Regional: As Caatingas da América do Sul. In: Ecologia e conservação da Caatinga/editores Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. Recife: Ed. Universitária da UFPE. 822 pp.
- Rocha K.M.R. 2009. Biologia reprodutiva da palmeira Licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na ecorregião do raso da Catarina, Bahia. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Recife.
- Sala O.E., Chapin I.F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Sanwald H.E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.H., Mooney H.A., Oesterheld M., Leroy P.N., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770–1774.

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

Rafaella Santana Santos¹, Edito Silva Neto², Gustavo Henrique Aires Albuquerque², Wanessa Viera Silva Menezes Batista²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, Brasil.

²Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, Brasil.

RESUMO

Entre as interações ecológicas a predação é um dos principais mecanismos que controla a densidade de organismos. A predação, pode ser regulada por abundância, facilidade de captura, qualidade das presas e a eficiência do predador. Em cadeias tróficas, o controle *top-down* (descendente), é a pressão exercida por predadores de topo regulando a população de herbívoros refletindo efeitos positivos nas populações de produtores. Verificamos qual a importância dos artrópodes predadores no controle da comunidade de artrópodes herbívoros e se a classe Arachnida tem um papel mais influente dentre os predadores nesta relação. Esperamos que a maior abundância de predadores reduza a abundância dos herbívoros. No Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) foram selecionados trinta indivíduos de *Croton* sp. (Euphorbiaceae) em áreas de Caatinga para a amostragem dos predadores e herbívoros pela técnica de batimento. Nossos resultados indicam que o efeito encontrado é o inverso do esperado. Sugerimos que existe um controle *bottom-up* sobre a dinâmica da comunidade de artrópodes, indicando que a disponibilidade de recursos fornece energia para suprir os organismos nos níveis tróficos superiores. Isso implica que, se a dinâmica de artrópodes predador-presa se manter pode promover estabilidade nas relações tróficas neste ecossistema.

Palavras-Chave: florestas Secas, top-down, bottom-up, herbívoros, *Croton*.

INTRODUÇÃO

Entre as interações ecológicas um dos principais mecanismos controladores da densidade de organismos é a predação. A predação, é normalmente regulada por abundância, facilidade de captura e a qualidade das presas, bem como a eficiência do predador (Ricklefs 2010). Além disso, as interações tróficas também podem ser afetadas por processos indiretos, estes processos podem ser mediados por densidade (DMII – interação indireta mediada por densidade) e mediados por atributos ou comportamento (TMII – interação indireta mediada por atributo) (Abrams 1995).

Os modelos clássicos de Lotka-Volterra, discutem como populações de presas e predadores flutuam em conjunto ao longo do tempo. Esse modelo, explica processos de dinâmica populacional e como eles refletem no nível de comunidades e sua montagem (Begon et al. 2007). O controle dessas populações pode ser feito do topo para a base da cadeia (*top-down*) ou da base para o topo (*bottom-up*). O entendimento desses processos entre predadores e presas, abrem espaço para várias aplicações como no controle biológico de pragas (Begon et al. 2007).

Um dos grupos de artrópodes predadores de maior eficiência são as aranhas (Ott et al. 2007) são predadores generalistas nos ambientes terrestres alimentando-se predominantemente de insetos e pequenos vertebrados (Brazil et al. 2005; Romero et al. 2007). São predadores muito eficientes no controle biológico, podendo ser utilizadas como bioindicadores de qualidade ambiental (Oliveira-Alves et al. 2005).

Neste trabalho buscamos entender como a interação indireta mediada pela densidade, atua na comunidade de insetos. Sendo assim, esperamos que haja uma relação inversamente proporcional entre a densidade de predadores e a densidade de herbívoros. Além disso testamos a importância relativa da classe Arachnida no controle da comunidade de herbívoros.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), que abrange ca. 62.300 ha e está situado no Nordeste do Brasil, Pernambuco. O PARNA Catimbau é uma das unidades de conservação da Caatinga de elevada importância biológica, que apresenta uma diversidade de tipos de vegetação entre florestas arbóreas e arbustivas (Rodal et al. 1998). O clima da região é o semiárido do tipo Bsh conforme a classificação de Köppen. A precipitação pluviométrica anual varia entre 650 e 1100 mm, entretanto ca. 75% do volume de chuvas são concentradas entre os meses de março e julho. As localidades amostradas estão inseridas em um mosaico de áreas em processo de regeneração após perturbações de uso do solo.

Desenho amostral

Para testar o efeito *top-down* sobre a comunidade de artrópodes herbívoros selecionamos trinta indivíduos de *Croton* sp, com altura entre 1 e 2 metros e isolados da vegetação do entorno. Para captura dos artrópodes utilizamos a técnica de batimento, sendo comumente utilizada para estudos desta natureza (Neves et al. 2010). Batemos dez vezes em cada indivíduo e simultaneamente coletamos os artrópodes durante cinco minutos com um auxílio de um coletor em pano branco, para facilitar a visualização dos espécimes.

Análise de dados

Testamos duas relações para verificar o efeito da abundância dos predadores sobre os herbívoros: 1- no geral, considerando todos os indivíduos de predadores e herbívoros. 2- o efeito isolado das aranhas na abundância de herbívoros. As análises consistiram de regressões lineares utilizando o software R, a um nível de significância de 5%.

RESULTADOS

Encontramos um total de 326 indivíduos de artrópodes distribuídos em 85 morfotipos. Destes, 58% representaram o grupo dos predadores (N = 189), com destaque para a classe Aracnida, a qual somou cerca de 71% dos indivíduos. Considerando os herbívoros, dos 87 amostrados, aproximadamente 70% pertenceram à ordem Orthoptera (Fig. 1).

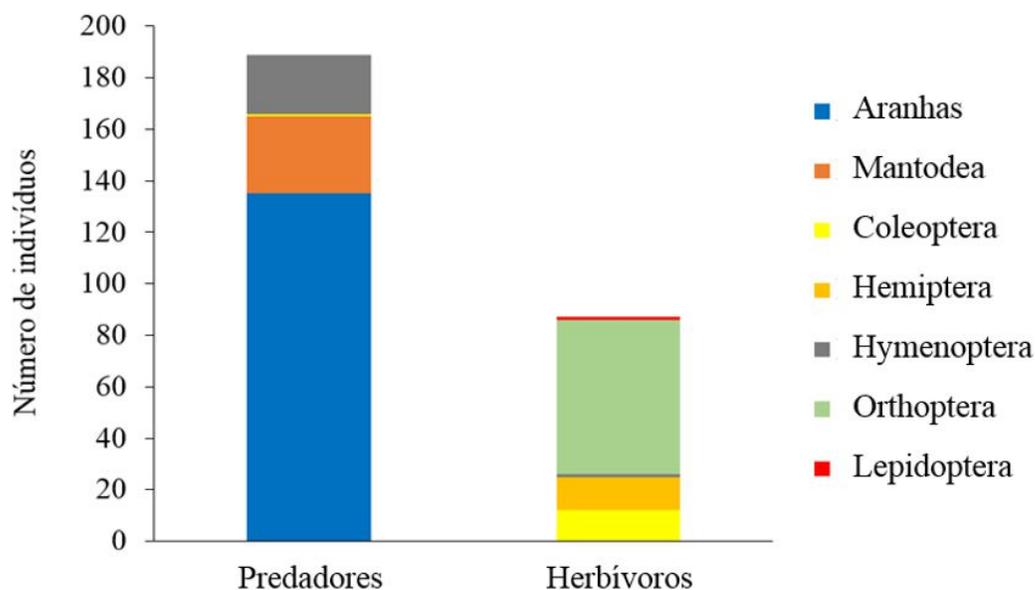


Figura 1. Número de indivíduos e proporção dos grupos de artrópodes predadores e herbívoros encontrados sobre a parte aérea de *Croton* sp. no PARNA Catimbau, Buíque-PE.

Nossos resultados mostram que a abundância de predadores e o número de herbívoros estão positivamente associados ($p = 0,05$), embora a correlação observada tenha sido fraca ($R^2 = 0,12$) (Fig. 2). Quando consideramos apenas a associação do número de herbívoros em função da abundância do principal grupo de predadores (aranhas), não observamos resultados significativos ($p = 0,3$, $R^2 = 0,03$).

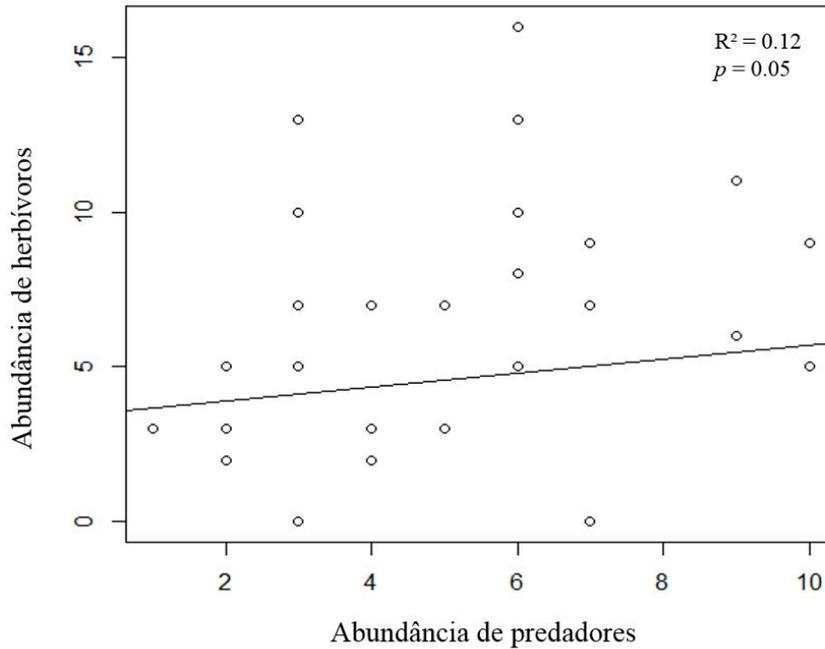


Figura 2. Relação entre a abundância de herbívoros em função da abundância de predadores em plantas de *Croton* sp. no PARNA Catimbau, Buíque-PE.

DISCUSSÃO

Em nossos resultados a relação entre a densidade de predador- presa encontrado foi o inverso ao esperado, ou seja, a maior abundância de herbívoros tem relação com a maior abundância de predadores. Assim sugerimos que a comunidade de predadores está sendo regulada pela de herbívoros, de forma que o controle é mediado da base-topo. Também verificamos que apesar das aranhas serem o principal grupo de predadores, neste sistema, a disponibilidade de presas não tem relação com a abundância das aranhas.

Segundo Ricklefs (1996) uma característica comum na dinâmica predador- presa é a ocorrência de ciclos, onde ocorrem oscilações nas abundâncias de ambos. Entretanto, outros estudos demonstram que o aumento da disponibilidade presas, como plantas, pode aumentar a abundância de herbívoros e este aumento, resulta em um efeito cascata aumentando a abundância de predadores (Quesada et al. 2009; Araújo 2010; Penereiro 2010). Neste contexto,

a Caatinga apresenta forte sazonalidade de precipitação, e no período chuvoso a disponibilidade de recurso vegetal aumenta, assim este fator pode explicar a alta densidade de herbívoros e predadores.

Cabe ressaltar que as aranhas, apresentam preferência alimentar por grupos de insetos voadores como dípteras e hemípteras (Ferrari-Filho 2006), no entanto estes grupos não são apenas herbívoros. A abundância de aranhas pode não ser explicadas apenas pelo aumento de disponibilidade de presas, sendo os fatores abióticos também decisivos (Gonzaga et al. 2007), e isto pode ser um motivo para não ter relação entre o papel das aranhas no controle de herbívoros.

Nossos resultados sugerem que a estrutura trófica da comunidade é regulada pela disponibilidade de recursos nos níveis tróficos inferiores e permite que tenha energia disponível para organismos em níveis superiores. Isso implica que, se a dinâmica de artrópodes predador-presa se manter pode promover estabilidade nas relações tróficas neste ecossistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) pela realização do curso e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) desenvolvido pela UFPE, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. A Bruno Pinho e Pedro Sena pela ajuda na elaboração do projeto e análise dos dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araújo F.S. 2010. Efeito *Bottom-up* e *Top-Down* na regulação da abundância em comunidades de cupins (Insecta: Isoptera). Viçosa: MG: Universidade Federal de Viçosa – Entomologia. 83p. Tese de Doutorado.

- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. 2007. Ecologia de indivíduos a ecossistemas. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.
- Ferrari-Filho P.E.B. 2006. Interações de aranhas (Araneae) e artrópodes praga (Acari e Hemiptera) em cultivos comerciais de seringueira (*Hevea brasiliensis*) no Noroeste do Estado de São Paulo. São José do Rio Preto SP: Universidade Estadual Paulista (Unesp) – Biologia Animal. 94 p. Dissertação de Mestrado.
- Gonzaga M.O., Santos A.J. & Japyassú H.F. 2007. Ecologia e comportamento de aranhas. Rio de Janeiro: Intercelência.
- Morais Filho J.C. 2009. Relação de custo/benefício na interação entre a aranha *Peucetia flava* (Oxyopidae) e a planta *Rhynchanthera dichotoma* (Melastomataceae). São José do Rio Preto: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho (Unesp) – Ciências Biológicas. 70 p. Dissertação de Mestrado.
- Neves F.S., Braga R.F., Espírito-Santo M.M., Delabie J.H.C., Fernandes G.W. & Sanchez-Azofeifa G.A. 2010. Diversity of Arboreal Ants in a Brazilian Tropical Dry Forest: Effects of Seasonality and Successional Stage. *Sociobiology* 56: 1-18.
- Peneireiro F.M. 2010. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: Um estudo de caso. Piracicaba: SP: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (USP) – Ciências Florestais. 138p. Dissertação de Mestrado.
- Quesada L., Sanchez-Azofeifa G.A., Alvarez-Anõrve M., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L. et al.; ... Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014-1024.
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ricklefs R.E. 2010. Economia da Natureza. 503 p. 6ª ed Guanabara Koogan.

RELATÓRIOS DOS PROJETOS

INDIVIDUAIS

REMOÇÃO DE SEMENTES DE DIFERENTES ESPÉCIES EM UMA ÁREA RESTAURADA E DE FLORESTA MADURA DA CAATINGA

Alice Batista dos Santos¹

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

RESUMO

A restauração utiliza de várias técnicas que aceleram o processo de sucessão secundária, uma delas é a semeadura direta. No entanto, a remoção de sementes, seja por fatores abióticos e bióticos, pode interferir no sucesso dessa técnica. Dessa forma, esse estudo avaliou se as taxas de remoção de diferentes espécies e diferentes áreas mudam entre uma área recém-restaurada, e uma área de vegetação madura. Selecionamos três sementes de diferentes espécies, essas sementes foram distribuídas nas duas áreas (restaurada e de vegetação) e após 29h foi observado a taxa de remoção. Observamos que tanto entre as áreas (recém-restaurada e área de floresta madura) quanto entre as espécies não houve diferença significativa na taxa de remoção de sementes. Apesar disso, foi observada uma maior taxa de remoção na área de floresta madura em comparação com a área restaurada, podendo ser explicado pelo fato de alguns animais evitarem lugares muito abertos. Em relação às sementes, o resultado não significativo na taxa de remoção pode ser relacionado à ausência de predadores que consumiriam essas sementes em grandes quantidades. Assim, o uso de sementes na restauração depende de vários fatores, como a presença de potenciais predadores, as características do local e das sementes selecionadas.

Palavras-Chave: restauração, semeadura direta, taxa de remoção, floresta seca.

INTRODUÇÃO

Restauração ecológica por definição se refere ao processo que intencionalmente inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado (SER 2004), tendo se tornado cada vez mais importante devido à degradação em grande escala das florestas (FAO 2007). Assim, a restauração pode reverter o cenário de áreas degradadas aumentando a resiliência dessas áreas, a biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos (Wortley et al. 2013).

De forma geral, a restauração de áreas utiliza técnicas que permitem ou aceleram a sucessão secundária. Dentre as várias técnicas, a semeadura direta representa uma alternativa que possibilita e acelera o processo da sucessão secundária (Cole et al. 2011). Uma das vantagens dessa técnica está relacionada com o seu baixo custo de implantação (Close & Davidson 2002). Por outro lado, algumas desvantagens dessa técnica envolve a possibilidade de uma baixa taxa de germinação, e a baixa viabilidade de algumas espécies (De Steven 2016). Além disso, a remoção de sementes pode interferir no sucesso dessa técnica, seja por animais, ou pelo vento e água (Vander Wall et al. 2005). Alguns estudos já identificaram a remoção de sementes como uma importante barreira ecológica que limita a extensão e diversidade de plantas recrutadas em ambientes altamente degradados (Hardwick et al. 1997; How 1997; Wijdeven & Kuzee 2000).

Estudos relatam diferenças na taxa de predação de sementes em diferentes habitats. Algum desses estudos tem mostrado que a taxa de predação de sementes no interior da floresta e na borda é maior quando comparado com áreas abertas, mostrando que as características da vegetação, têm influência na taxa de predação de sementes (Osunkoya 1994; Diaz et al. 1999). Para alguns animais, um ambiente mais aberto, com maior exposição e baixa proteção contra predadores, pode representar uma barreira para entrar em locais com baixa cobertura vegetal

(Osunkoya 1994). No entanto, estudos de predação de sementes, não encontraram uma relação significativa entre as taxas de predação e a cobertura da vegetação (Wong et al. 1998).

Todavia, estudos que avaliem a taxa de predação/remoção de sementes em relação ao habitat, principalmente relacionado com a restauração ecológica são escassos. Dessa forma, esse estudo propõe avaliar qual a diferença na taxa de remoção de sementes entre uma área que foi recém-restaurada e uma área de floresta madura. Além disso, esse estudo irá verificar se diferentes espécies de sementes variam na taxa de remoção entre os dois habitats propostos. Espera-se que na área de floresta, haverá uma maior taxa de predação de sementes, uma vez que se espera que nessas áreas tenha um maior número de predadores. Além disso, espera-se que as espécies tenham diferentes taxas de remoção, e que tais diferenças estejam relacionadas com o seu tamanho.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, o qual localizado entre Buíque, Tupanatinga e Imbimirim, Pernambuco. Na região, a precipitação anual varia entre 480 a 1100 mm, com grande irregularidade no regime interanual. De modo geral, apresenta solos arenosos, ácidos e com baixa fertilidade natural (Mendes 2012).. Por ser uma área que contém várias formas de ocupação, o ecossistema Caatinga apresenta um mosaico de distúrbios, tornando o PARNA Catimbau uma importante área para programas de restauração (Silva et al. 2017).

Desenho amostral e coleta de dados

Dentro da área que foi restaurada, foram utilizadas três espécies de sementes nativas da área de estudo: *Caesalpinia ferrea* (Jucá), *Pseudobombax marginatum* (Imbiratanha) e *Anadenanthera colubrina* (Angico). Dentro da área restaurada foram delimitadas oito parcelas de 9 x 8 m. Em cada parcela, foram aleatorizadas oito sementes de cada uma das três espécies com pontos determinados de colocação de sementes em cada parcela. Em uma área de floresta madura próxima a área restaurada, com uma distância de 6 m foi realizado o mesmo desenho amostral, totalizando um número de 384 sementes. As sementes foram colocadas no solo e ficaram expostas à predação/remoção por um período de 29h. Após esse período, as sementes remanescentes foram contadas para avaliar qual foi a taxa de remoção.

Análise de dados

Para testar a relação entre as diferentes áreas e a remoção de sementes, realizamos Modelos Lineares Generalizados (MLaGs) com distribuição de Poisson. Por fim, foi feita uma análise de desvio para comparar a taxa de remoção entre as diferentes espécies de sementes utilizadas.

RESULTADOS

Para todas as três espécies utilizadas, foram contabilizadas um total de 11 sementes removidas na área restaurada e 34 sementes removidas na área de floresta (Tabela 1). Entre a área restaurada e a área de floresta, não houve diferença significativa na taxa de remoção de sementes ($p = 0.9983$) (Figura 1). Do mesmo modo, não houve diferença significativa na taxa de remoção entre as três espécies $p = 0.4860$ (Figura 2). No entanto, foi observado que sementes de Angico (*A. colubrina*) tiveram uma menor taxa de remoção, quando comparado com as sementes de Jucá (*C. ferrea*), e Imbiratanha (*P. marginatum*). Enquanto as sementes de jucá apresentaram uma maior taxa de remoção (Tabela 1).

Tabela 1. Número de sementes de três espécies (júcá, imbiratanha e angico) removidas das diferentes espécies na área restaurada (AR) e na área de floresta (AF).

	Jucá	Imbiratanha	Angico
AR	3	6	1
AF	18	12	4
Total	22	18	5

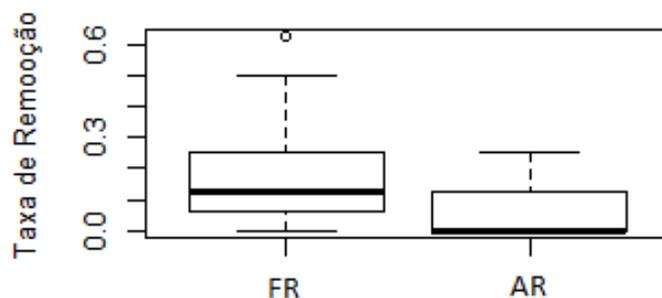


Figura 1. Taxa de remoção de sementes na área restaurada (AR) e na área de floresta (FR)

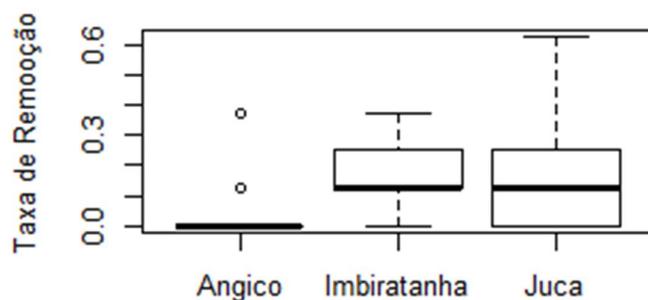


Figura 2. Taxa de remoção de sementes de Angico (*Anadenanthera colubrina*), Imbiratanha (*Pseudobombax marginatum*) e Jucá (*Caesalpinia ferrea*).

DISCUSSÃO

Nesse estudo, comparou-se a taxa de remoção de sementes entre diferentes habitats, e observou se existe diferença na taxa de remoção entre as três espécies de sementes utilizadas. Os resultados sugerem que não existe diferença na taxa de remoção entre os diferentes

ambientes, assim como não existe diferença na taxa de remoção entre as sementes de Angico (*A. colubrina*), Imbiratanha (*P. marginatum*) e Jucá (*C. ferrea*).

Alguns estudos observaram quem em áreas abertas, existe uma menor taxa de remoção de sementes (Diaz et al. 1999). Esse padrão observado pode ser devido ao fato que alguns animais tendem a evitar locais muito abertos, que apresentam um risco de ataque por predadores (Osunkoya 1994). Apesar de não apresentar diferença significativa, observou-se que a área de floresta teve uma maior taxa de remoção em comparação com a área restaurada, sem cobertura vegetal.

A predação de sementes depende muito da preferência dos animais pela semente (Diaz et al. 1999). Mamíferos terrestres, como pequenos roedores, mostram preferência alimentar por sementes com alto conteúdo energético, por exemplo, (Sanchez-Cordero 1998), e alguns invertebrados, como formigas, consomem sementes que possuem elaiossomos (Vander Wall et al. 2005). A ausência de diferença significativa na remoção de sementes pode ser explicada pela baixa atratividade que essas sementes têm para predadores, ou, a ausência de predadores na área que consumiriam uma grande quantidade dessas sementes.

Neste estudo, apesar das sementes de diferentes espécies não apresentarem diferenças significativas na taxa de remoção, foi observado que sementes de menor tamanho, como as sementes de Jucá (*C. ferrea*) tiveram uma maior taxa de remoção, quando comparado com sementes com maior tamanho, como as de Angico (*A. colubrina*) (Tabela 1). Alguns trabalhos já relacionaram o tamanho se sementes com a taxa de remoção (Khurana & Singh 2001; Doust 2011). Mostrando que sementes maiores podem ter menores taxas de remoção devido à ausência de predadores de porte maior nessas áreas (Osunkoya 1994).

Assim, o sucesso na utilização de sementes na recuperação de áreas depende de inúmeros fatores, como a presença de animais que podem remover essas sementes, e as condições de cada local, como a cobertura vegetal. Nesse estudo, devido à baixa taxa de

remoção tanto na área restaurada como na área de floresta, pode-se indicar que a utilização de sementes como uma forma de recuperar essas áreas pode ser eficiente, sendo o próximo passo, avaliar a viabilidade das plântulas recrutadas nessas áreas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Peld Pronex-Catimbau, ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da UFPE e a todos os envolvidos na organização do XI ECCA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Close B.D.C. & Davidson N.J. 2002. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley Lowlands of Tasmania: Practices for improved plant establishment 4: 29-36.
- Cole R.J., Holl K.D., Keene C.L. & Zahawi R.A. 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*: 261: 1590-1597.
- De Steven. 2016. Experiments on Mechanisms of Tree Establishment in Old-Field Succession *Ecology* 72: 1066-1075.
- Diaz I., Papic C. & Armesto J.J. 1999. An assessment of post-dispersal seed predation in temperate rain forest fragments in Chiloe Island, Chile. *Oikos* 87: 228-238
- Doust S.J. 2011. Seed removal and predation as factors affecting seed availability of tree species in degraded habitats and restoration plantings in rainforest areas of Queensland, Australia. *Restoration Ecology* 19: 617-626.
- FAO. World' s Forests. 2007.
- Hardwick K., Healey J., Elliott S. & Garwood N. 1997. Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 99: 203-214.

- Holl K.D. & Lulow M.E. 1997. Effects of Species, Habitat, and Distance from Edge on Post-dispersal Seed Predation in a Tropical Rainforest. *Biotropica* 29: 459-468.
- Khurana E. & Singh J.S. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28:39-52.
- Mendes M.C. 2012. Caracterização E Gênese De Uma Topossequência Neossolo Quartzarênico-Latossolo Amarelo No Parque Nacional Catimbau, Pernambuco. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Osunkoya O.Q. 1994. Postdispersal survivorship of north Queensland rainforest seeds and fruits: Effects of forest, habitat and species. *Australian Journal of Ecology* 19: 52-64.
- Sanchez-Cordero V. & Martinez-Gallardo R. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 14: 139-151.
- SER - Society for Ecological Restoration. *Fundamentos de Restauração Ecológica*. 2004.
- Silva J.M.C., Leal I.R. & Tabarelli M. 2017. *Caatinga - The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer.
- Vander Wall S.B. Kuhn, K.M. & Beck M.J. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology* 86: 801-806.
- Wijdeven S.M.J. & Kuzee M.E. 2000. Seed Availability as a Limiting Factor in Forest Recovery Processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8: 414-424.
- Wong T.C., Sodhi N.S. & Turner I.M. 1998. Artificial nest and seed predation experiments in tropical lowland rainforest remnants of Singapore. *Biological Conservation* 85: 97-104.
- Wortley L., Hero J.M. & Howes M. 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21: 537-543.

PERFIL SOCIOECONÔMICO E ASPIRAÇÃO PROFISSIONAL DOS PARTICIPANTES DO CURSO DE CAMPO DE ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA CAATINGA

Amanda Sousa Silvino¹

1 - Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas – Universidade Estadual de Campinas

RESUMO

O fazer científico é uma atividade complexa que exige um longo tempo de formação para que seja exercido como uma profissão consolidada. Exige não apenas conhecimento, mas um conjunto de estratégias e estrutura social, onde se exige uma alta dedicação e investimento financeiro, de tempo, na construção de parcerias e para o desenvolvimento das competências técnicas e teóricas necessárias ao fazer científico. Esse trabalho buscou traçar o perfil socioeconômico e investigar as aspirações profissionais dos estudantes da área de ciências da vida, buscando identificar as principais motivações, investimento estratégico e dificuldades encontradas no caminho profissional. Para tanto, foram aplicados 21 questionários entre os estudantes do Curso de Campo em Ecologia e Conservação da Caatinga. Os resultados mostraram que os estudantes possuem um perfil socioeconômico similar de renda individual e familiar, onde a idade foi a única variável explicativa para o acúmulo de experiências acadêmicas. Os resultados também mostraram que a maioria dos estudantes foram motivados a seguir a área de ciências da vida por sentimentos altruístas ou inspirados por alguém próximo, e que para alcançar seus objetivos profissionais priorizam as atividades acadêmicas, enfrentando as altas exigências acadêmicas, incertezas profissionais e os riscos ao equilíbrio emocional. Ainda com todas as dificuldades, têm preferência à pesquisa como foco principal para profissão e tendem a escolher seguir a formação acadêmica mesmo frente a uma possibilidade de emprego bem remunerado fora da academia.

Palavras-chave: profissão biólogo, perfil da pós-graduação, estudantes de ecologia, saúde emocional.

INTRODUÇÃO

O conhecimento especializado é a base da profissão científica, porém apenas dominar o conhecimento não representa elemento suficiente ou determinante para o fazer profissional. É preciso igualmente o recrutamento de numerosas estratégias através das quais o profissional precisa legitimar sua pesquisa, participar de comunicações, eventos e publicações, estabelecer parcerias e buscar financiamento, gerenciar grupo de pesquisa e lidar cotidianamente com relação complexas, para, por fim consolidar o alto grau de expectativa que se espera do fazer científico através da produção do conhecimento. Em verdade, a profissão científica se faz através de um complexo processo social de convencimento (Latour 1989) donde faz-se necessário um longo investimento em tempo e recursos. Nesse sentido, o conhecimento, em si, passa a ser um elemento tão importante quanto as estratégias que o profissional encontra para convencer seus pares e a sociedade de sua importância profissional (Pereira 1997).

A formação científica é, portanto, complexa. É um processo que demanda uma dedicação para o alcance de metas que, muitas vezes, não são alcançadas à mesma proporção dos esforços exigidos. Estudantes começam sua formação profissional com expectativas que, em geral, não condizem com as demandas do mercado, cada vez mais competitivo e com propostas de empregos não tão bem remuneradas. Ao mesmo tempo, enfrentam uma alta expectativa com demandas acadêmicas em um ambiente extremamente competitivo (Sohn 2016). Assim, o autor discute que para se manter uma motivação acadêmica é necessário diferentes frentes de apoio, sejam estas da estrutura familiar, social e/ ou institucional.

Através deste trabalho, busquei conhecer quais são as motivações e expectativas profissionais dos estudantes oriundos de diferentes formações acadêmicas que ingressaram no XII Curso de Ecologia de Campo e Conservação da Caatinga. Qual é o perfil socioeconômico desses estudantes? Quais são suas motivações e expectativas profissionais? Quais as estratégias que os estudantes investem para alcançar suas expectativas?

Espera-se que quanto melhor seja a situação socioeconômica dos estudantes, mais atividades relacionadas à academia podem ser exercidas e assim, as motivações e expectativas acadêmicas estariam fortemente associadas ao investimento em estratégias que os levem a consolidar uma rede de relações e ações sociais fundamentais ao fazer da profissão científica.

MATERIAL E MÉTODOS

Desenho experimental

Para o levantamento do perfil socioeconômico e aspirações profissionais dos estudantes do Curso de Campo de Ecologia e Conservação da Caatinga, apliquei 21 questionários com trinta e cinco (35) perguntas de preenchimento e nove (9) perguntas com possibilidade de resposta discursiva. As perguntas com possibilidade de preenchimento coletaram dados relativos à idade, sexo, renda, região de origem natal e da pós-graduação, tempo e intensidade de participação na vida acadêmica¹, bolsas na graduação, mestrado e doutorado, experiência de trabalho ao longo da formação acadêmica.

Para compreender as aspirações profissionais, motivações, estratégias de investimento e dificuldades profissionais, foram elaboradas e aplicadas nove perguntas com possibilidade de resposta discursiva, onde os estudantes citaram as três principais profissões que pretendem seguir dentro da grande área de ciências da vida, as três principais motivações que o fizeram escolher essa área, as três principais estratégias onde eles mais investem recursos para o alcance dos seus objetivos profissionais, e as três principais dificuldades encontradas ao longo da formação.

¹ A intensidade de participação na vida acadêmica foi realizada através das respostas positivas dos estudantes quanto à participação em eventos científicos, estágio em laboratório e publicação de trabalho científico durante a graduação, mestrado e doutorado.

Também pediu-se para que os estudantes escolhessem uma entre duas situações referentes a quatro cenários: (i) entrar no mercado de trabalho com baixa remuneração ou fazer um mestrado sem bolsa; (ii) entrar no mercado de trabalho com baixa remuneração ou fazer um mestrado com bolsa; (iii) entrar no mercado de trabalho com alta remuneração ou fazer um mestrado sem bolsa (iv) entrar no mercado de trabalho com alta remuneração ou fazer um mestrado com bolsa. Foi considerado possuir uma alta motivação para entrar no mercado de trabalho aqueles que escolheram o mercado de trabalho em todos os casos, uma média motivação aqueles que escolheram o mercado de trabalho em pelo menos uma situação, e uma alta motivação para seguir a carreira acadêmica aqueles que escolheram seguir no mestrado em todas as situações. Finalmente, foi deixada uma área em branco para aqueles que quisessem escrever alguma observação que achassem relevante expor sobre seu percurso profissional, seja até o presente ou projeção.

Análise de Dados

Com as variáveis obtidas com as perguntas fechadas, realizei uma estatística descritiva e realizei uma Análise de Correspondência Múltipla para testar a correlação entre todas as variáveis usando o software R (R Core Team 2015). Para os dados obtidos através das perguntas abertas apliquei o método de categorização indutiva como explicado por Bernard (2006) e posteriormente uma estatística descritiva para averiguar a distribuição dos temas citados, assim como com os cenários escolhidos para averiguar a alta, média ou baixa motivação para seguir no mercado de trabalho.

RESULTADOS

A maioria dos estudantes participantes do Curso de Campo são mulheres (57%), enquanto os homens estão representados em menor proporção (43%), com idade média de 26 anos (Fig. 1).

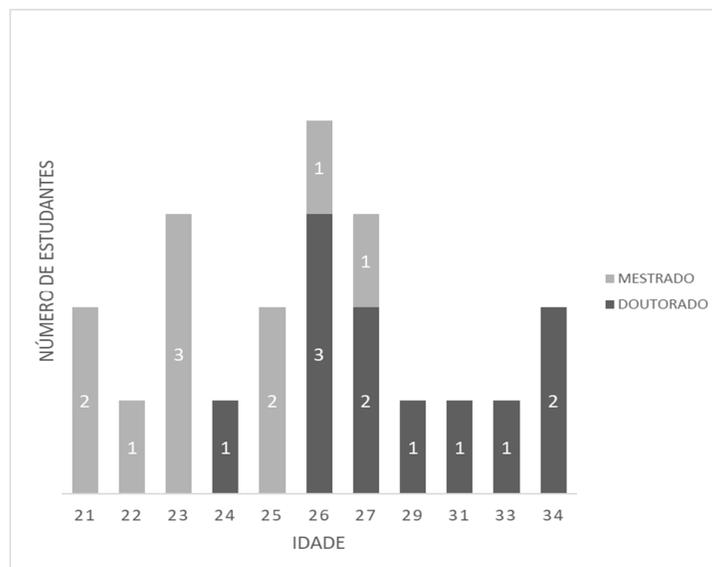


Figura 1. Distribuição dos estudantes por idade no mestrado e no doutorado.

A maioria dos estudantes (81%) possuem “renda” individual entre 1 e 3 salários mínimos, uma pequena parte (9,5%) possui “renda” individual menor que 1 salário mínimo, assim como maior que 3 salários mínimos (9,5%). Nenhum dos estudantes estão dentro do perfil de “baixa renda”, os quais 51% possuem renda familiar entre 1 e 3 salários mínimos, e 49% possuem “renda” familiar maior que três salários mínimos. Todos os estudantes declararam ter recebido ajuda financeira da família durante a graduação. Durante o mestrado, 42% dos estudantes receberam ajuda financeira da família. Dos estudantes que estão no doutorado, todos são bolsistas e declararam não receber mais nenhuma ajuda financeira da família. Destes, 33% trabalharam durante a graduação, 38% após a conclusão do curso, 14% trabalharam para complementar a renda durante o mestrado, e 38% trabalharam antes de ingressar no doutorado. Nenhum dos estudantes de doutorado declarou trabalhar para complementar a bolsa durante o doutorado. Quanto a “estudar próximo ao local de origem”, 29% dos estudantes realizam sua formação acadêmica próximo à cidade natal, enquanto 71% estão distantes de sua cidade de origem a fim de seguir a formação profissional.

Do teste estatístico aplicado, apenas a variável “idade” está correlacionada a um maior acúmulo de atividades acadêmicas ($p=0,023$), dentre as quais: participação em eventos, publicação de artigos e bolsas de estudo (Fig. 2). A principal “aspiração profissional” entre os estudantes é a de “pesquisador”, seguida da “docente”, “gestor”, “consultor”, “empreendedor” e, por último, atuação em “organização não governamental” (ONG) (Fig. 3).

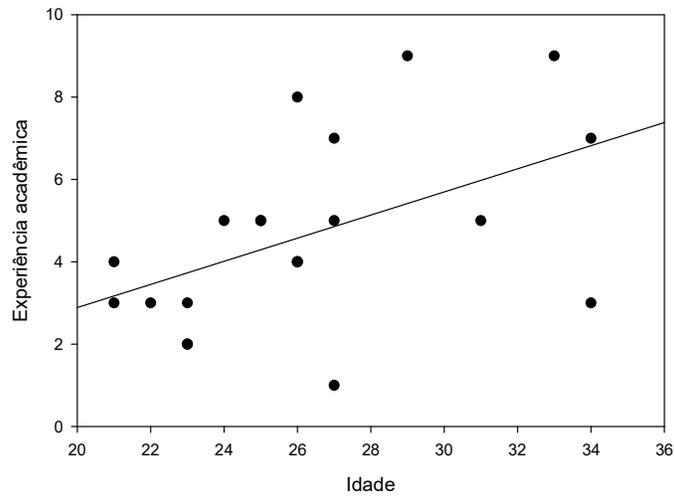


Figura 2. Correlação linear positiva entre a idade do estudante e sua experiência acadêmica.

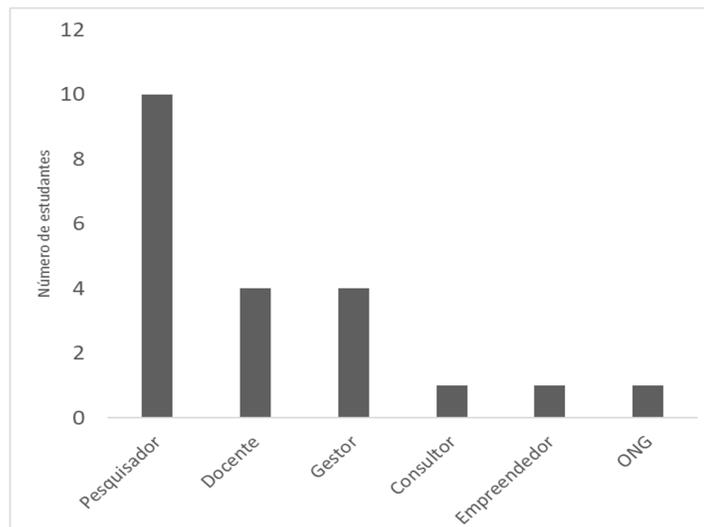


Figura 3. Frequência das categorias associadas às “aspirações profissionais” dos estudantes.

A principal “motivação” citada para a escolha da área foi a afinidade que o estudante sente pela área, seguido de “amor pela natureza”, “inspiração de alguém próximo”, “vontade de contribuir com o planeta”, “aplicabilidade prática dos assuntos estudados”, “satisfação pessoal”, “razões econômicas”, e por último, a busca de “qualificação profissional” (Fig. 4).

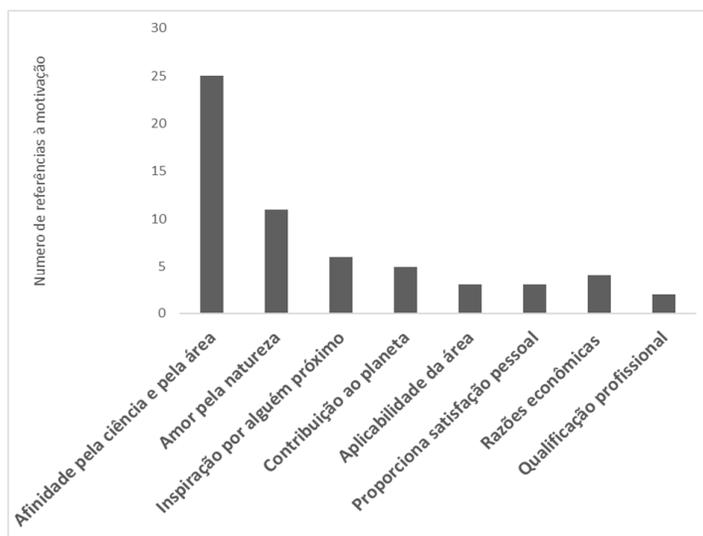


Figura 4. Frequência das categorias associadas a “motivações” para a escolha profissional na área de ciências da vida.

Para alcançar seus objetivos, os estudantes indicaram como “estratégias” dedicar-se principalmente às atividades da pós-graduação, buscar por qualificação profissional complementar, construir uma rede de contatos, publicar artigos científicos, buscar oportunidades de trabalho, aprender uma língua estrangeira, e por último, investir em autoconhecimento (Fig. 5).

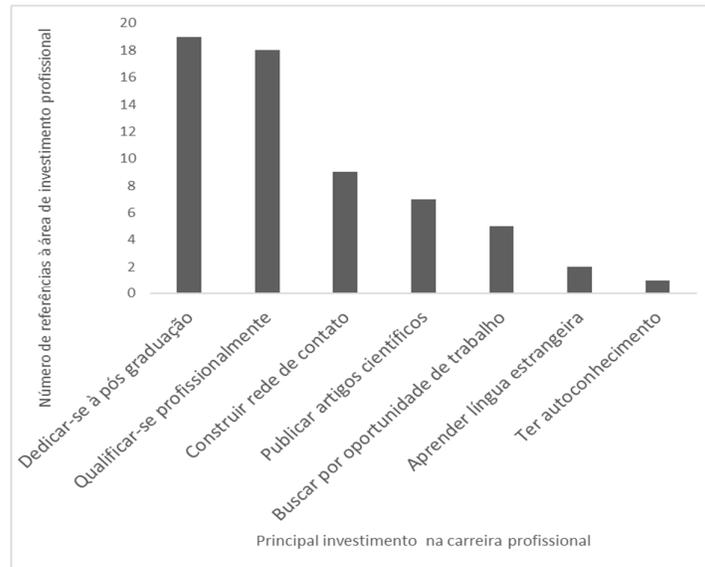


Figura 5. Frequência das categorias associadas às “estratégias” para o alcance dos objetivos profissionais.

As principais “dificuldades” encontradas ao longo da formação citadas pelos estudantes foram: alcançar as exigências de qualificação da academia, encontrar oferta de trabalho, manter a qualidade emocional individual², seguir em uma área que recebe pouco investimento público e políticas públicas direcionadas, enfrentar dificuldades financeiras, estabelecer uma rede de contato profissional, aprender uma língua estrangeira, e por fim, manter-se na academia (Fig. 6).

² Está na categoria qualidade emocional individual todas as respostas que fizeram referência à importância de se ter um cuidado com a saúde mental e equilíbrio emocional.

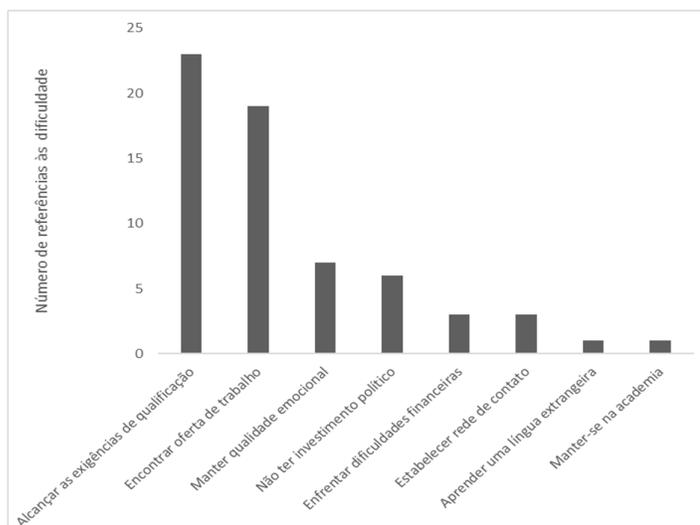


Figura 6. Frequência das categorias associadas às “dificuldades” encontradas no percurso da formação profissional.

Finalmente, os estudantes de uma forma geral apresentam uma maior tendência em preferir seguir a carreira acadêmica, declarando sentir uma motivação baixa para entrar no mercado de trabalho fora da academia, tanto entre os homens quanto entre as mulheres (Fig. 7).

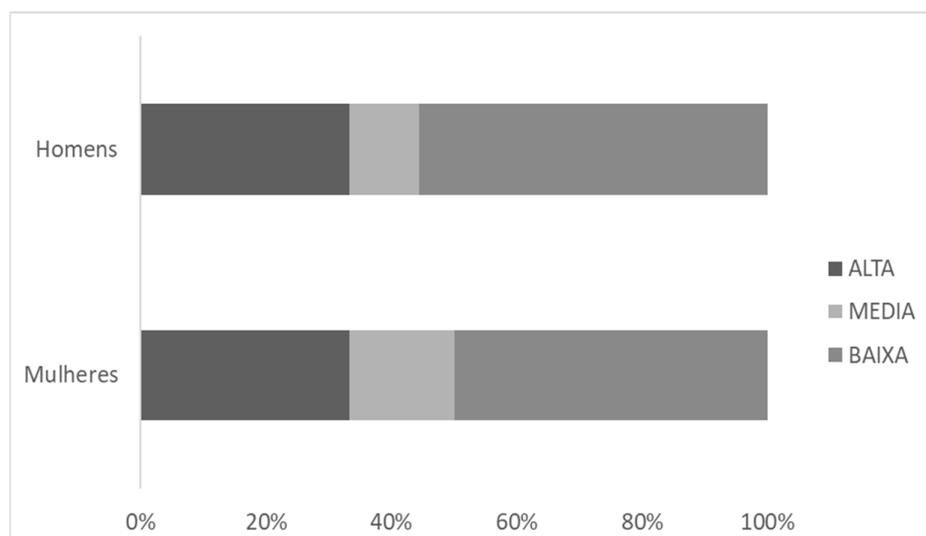


Figura 7. Proporção de estudantes com alta, média ou baixa motivação para seguir no mercado de trabalho em oposição a seguir carreira acadêmica

DISCUSSÃO

Os estudantes que participaram do Curso de Campo em Ecologia e Conservação da Caatinga em 2018 possuem uma estrutura financeira individual e familiar suficiente para mantê-los ativos na vida acadêmica, onde uma pequena proporção teve experiência no mercado de trabalho durante a graduação. Estudo realizado por Teixeira et al. (2014) mostrou que apenas 18% dos estudantes do Curso de Ciências Biológicas da UFRJ trabalhavam durante a graduação em áreas não relacionadas à sua área de formação. Após a graduação e com a aquisição de títulos (mestrado e doutorado), o número de estudantes que conseguiram se inserir no mercado de trabalho na área aumentou. No presente estudo, mais da metade dos estudantes seguiram a carreira acadêmica continuamente sem passar pelo mercado de trabalho. Visto que o perfil socioeconômico dos estudantes é relativamente homogêneo, a variável mais importante para a aquisição de experiência no campo acadêmico foi a “idade”. Quanto mais tempo dedicado à vida acadêmica, mais experiências os estudantes possuem.

Possivelmente, a estrutura financeira, com suporte tanto da família quanto da estrutura institucional através de bolsa de estudos, permite que os estudantes tenham expectativas profissionais mais voltadas à afinidade, inspiração, satisfação pessoal, onde os desejos individuais altruístas como ajudar o planeta, ou o amor pela natureza são mais frequentes que as motivações puramente econômicas ou de qualificação técnica para concorrer no mercado de trabalho. É interessante observar que mesmo com motivações altruístas, os estudantes respondem às expectativas da carreira acadêmica com respostas egoístas, onde o maior esforço está em dedicar-se às atividades da pós-graduação, buscando conhecimento e qualificando-se profissionalmente, e enfrentam uma das maiores dificuldades apontadas que é alcançar as exigências acadêmicas.

Um dos pontos igualmente importantes de discutir, dentre as dificuldades apontadas, está a qualidade emocional dos estudantes. Pesquisas recentes mostram que a grande maioria

dos estudantes de pós-graduação enfrentam hoje problemas relativos à ansiedade, depressão e outros distúrbios psicológicos, e apontam para a importância desse tema ser abordado na comunidade acadêmica para que se possa desenvolver habilidade em lidar com essa situação ao invés de provocar mais distúrbios (Sohn 2016; Storrie et al. 2010; Hunt & Eisenberg 2010).

Ainda com todas as dificuldades apontadas para seguir a carreira acadêmica, sejam da alta exigência, dificuldade em manter uma qualidade emocional de vida, passar por dificuldades financeiras e incertezas no mercado de trabalho, a maioria dos estudantes tendem a escolher a carreira científica, no lugar de outras carreiras profissionais dentro da mesma área do conhecimento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os estudantes do XI ECCA pela disponibilidade em responder os questionários. Aos professores Inara Leal, Marcelo Tabarelli e Felipe Melo pelo debate epistemológico, sugestão do tema de pesquisa e elaboração dos questionários. À Professora Gislene Ganade pelo apoio nas análises estatísticas. Agradecimento especial aos monitores Bruno Pinho e Pedro Sena pela integral disponibilidade durante todo o curso. Agradeço também à Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo pelo suporte financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bernard H. R. Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches.

Oxford: AltaMira Press, 2006.

Hunt M.D. & Eisenberg D. 2010. Mental Health Problems and Help-Seeking Behavior Among College Students. *Journal of Adolescent Health* 46: 3-10.

Latour B. 1987. Les professions. In: Latour, B.(org.) *La Science en Action*. Paris, Éditions La Découverte, p. 236-286.

- Pereira A.F. 1997. Tornar-se cientista: o ponto de vista de Bruno Latour. *Caderno de Saúde Pública* 13: 09-118.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015.
- Sohn E. 2016. Caught in a trap: The pressures of a scientific career can take their toll on people's ability to cope. *Nature* 539: 319-321.
- Storrie K., Ahern K. & Tuckett A. 2010. A systematic review: Students with mental health problems – a growing problem. *International Journal of Nursing Practice* 16: 1–6.
- Teixeira D. E., Ribeiro L.C.S., Cassiano K.M., Masuda M.O. & Benchimol M. 2014. Perfil e Destino Ocupacional de Egressos Graduados em Ciências Biológicas nas Modalidades a Distância e Presencial. *Revista Ensaio* 16: 67-84.

INFLUÊNCIA DAS ASSEMBLEIAS DE CROSTAS BIOLÓGICAS NA RETENÇÃO DE UMIDADE NO SOLO

Ana Cristiana Santos da Silva¹

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

RESUMO

Testei se biocrostas influenciam na capacidade de retenção de umidade no solo, comparando amostras de solo exposto e solo com biocrostas. E, se a capacidade de reter umidade difere dentre os tipos de biocrostas encontradas no semiárido brasileiro. Minha expectativa é que esses organismos influenciam a retenção de umidade do solo devido ao processo de absorção e retenção da água pela biomassa das biocrostas. Como hipótese alternativa, as biocrostas podem não atuar reter umidade no solo, devido ao escurecimento da superfície do solo e maiores perdas de água por evaporação. Para testar essas hipóteses, coletei amostras de quatro tipos de biocrostas (cianobactérias escuras, hepáticas, musgos e líquens), totalizando 16 amostras. Para cada amostra de biocrosta coletei uma amostra de solo exposto. As biocrostas não apresentaram diferença na capacidade de reter água em comparação ao solo exposto e também entre si. Diante disso, é importante investigar a contribuição de outros fatores que também podem influenciar a capacidade de retenção de umidade, como, por exemplo, o percentual de cobertura das biocrostas no solo e outros processos hidrológicos (infiltração e escoamento). Visto que, as biocrostas estão sendo propostas como modelo na restauração de áreas degradadas e podem influenciar de modo diferente na disponibilidade hídrica.

Palavras-chave: água, biocrostas, florestas secas, funções ecossistêmicas, semiárido.

INTRODUÇÃO

As crostas biológicas do solo (biocrostas) são associações entre partículas do solo e organismos que podem ser cianobactérias, algas, fungos, líquens e briófitas que vivem na camada mais superficial do solo (Belnap et al. 2001). Essas associações são amplamente distribuídas em áreas áridas e semiáridas, funcionando como um elo importante entre processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos nesses ambientes (Rodríguez-Caballero et al. 2017). Podemos citar a redistribuição da água (Xiao et al. 2011), a maior agregação de partículas do sedimento promovendo maior estabilidade ao solo e o fornecimento de nutrientes essenciais para plantas, como o nitrogênio (Belnap et al. 2001). Dentre os processos hidrológicos, as biocrostas podem influenciar na capacidade de retenção de água, no albedo e em eventos de perda de água, como evaporação e escoamento (Belnap 2006; Lafuente et al. 2018). E, conseqüentemente, na provisão de serviços ecossistêmicos, já que esses organismos podem, por exemplo, aumentar a fertilidade do solo e a resistência a erosão (Chiquoine et al. 2016).

No entanto, ainda não está claro o papel das biocrostas em processos hidrológicos, como a retenção da umidade do solo, visto que a composição dessas associações pode variar e exercer diferentes influências (Xiao et al. 2011). Por exemplo, quando as biocrostas são compostas principalmente por cianobactérias, elas apresentam baixa biomassa e podem aumentar a infiltração da água devido a formação de agregados e maior porosidade no solo (Chamizo et al. 2012). Já aquelas crostas compostas principalmente por líquens ou briófitas possuem maior biomassa e podem reter mais água, diminuindo as perdas por evaporação devido ao preenchimento dos poros (Belnap 2006). Alternativamente, quando as biocrostas possuem maior biomassa, escurecem a superfície do solo, e conseqüentemente podem aumentar a temperatura e as perdas por evaporação (Belnap 2006). Desse modo, considerando os vários tipos de clima, de solo e da composição das biocrostas, mais estudos são necessários para

compreensão do efeito/influência desses organismos na retenção de umidade no solo (Belnap 2006).

Considerando que as biocrostas estão sendo propostas como modelo para restauração de áreas degradadas (Chiquoine et al. 2016), é importante investigar como esses organismos contribuem e influenciam nas características ambientais e na oferta de recursos, como por exemplo, na disponibilidade hídrica. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o papel das biocrostas e de seus diferentes tipos (baseado na sua composição) para compreender a influência destas comunidades na retenção de água em ambientes semiáridos. Espera-se que biocrostas possuam maior capacidade de retenção de umidade em comparação a solos expostos, variando da seguinte forma: solos expostos < cianobactérias < hepáticas < musgos < líquens. A expectativa é que o aumento de biomassa nas biocrostas compostas principalmente por líquens permite maior absorção e retenção de água devido ao preenchimento dos poros no solo (Belnap 2006).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo:

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau - PARNA Catimbau (entre 8°24'00'' e 8°36'35'' Sul e entre 37°09'30'' e 37°14'40'' Oeste). O mesmo está inserido dentre os municípios de Buíque, Tupanatinga, Ibirimir e Sertânia, Pernambuco, Brasil. A unidade corresponde a uma área de 607 km² e possui predominância de solos arenosos (areias quartzíticas, 70% da área) (SNE 2002). Apresenta como clima dominante o semiárido do tipo BSh, segundo a classificação de Köppen (SNE 2002). A precipitação anual varia espacialmente entre 480 e 1100 mm (SNE 2002). A vegetação constitui-se de um mosaico de caatingas arbóreas e arbustivas (Leal et al. 2003).

Desenho Experimental:

As amostras foram coletadas em um dia, via busca ativa, com duração de 8 h, buscando representar os principais grupos de organismos dentre as biocrostras (cianobactérias escuras, hepáticas, musgos e líquens) (Fig. 1) em áreas com fitofisionomia aberta no PARNA Catimbau (Menezes 2018).

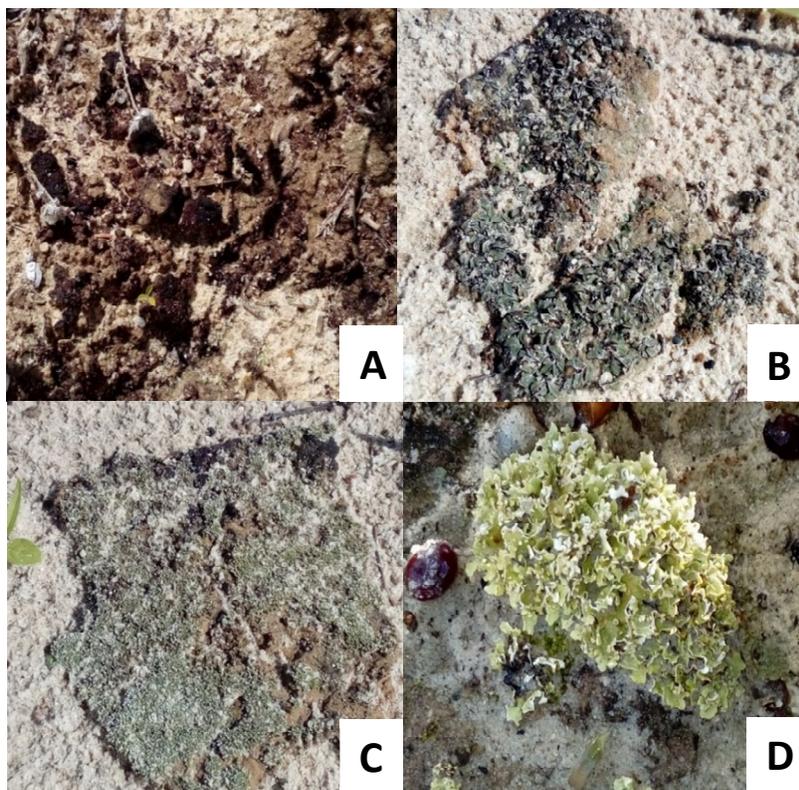


Figura 1. Grupos de biocrostras encontrados no PARNA Catimbau, PE, Brasil. Cianobactéria escura (A), Hepática (B), Musgo (C) e Líquens (D).

Para cada grupo de biocrostras obtivemos quatro amostras, totalizando 16 amostras de biocrostras. Para cada uma dessas amostras, coletamos uma amostra de solo exposto, ou seja, sem cobertura de biocrostras, como amostra controle. Realizamos as coletas utilizando um borrifador com água para identificação das amostras e uma espátula para desagregar o material coletado do restante do solo. Acondicionamos as amostras em estruturas plásticas vasadas com 25 mm de diâmetro e 5 cm de comprimento. Todas as amostras foram imersas em água durante

1 h. Posteriormente, realizamos a pesagem para obtenção do peso úmido de cada amostra. Em seguida, secamos as amostras em estufa no período de 12 horas e mensuramos o peso seco. Os valores de peso úmido e peso seco foram utilizados para calcular a capacidade de retenção de água ($\text{peso úmido} / \text{peso seco} = \text{potencial de retenção hídrica}$) para cada amostra.

Análise de dados

Para testar a hipótese de que as biocrostas possuem maior capacidade de retenção de umidade em relação ao solo exposto, realizamos testes t, comparando o Potencial de Retenção Hídrica (PRH) ($\text{Peso úmido} - \text{Peso seco}$) de amostras de solo com biocrostas e solo exposto. Para testar a hipótese de que tipos de biocrostas variam quanto a capacidade de retenção de umidade com o aumento da sua biomassa, que está relacionada ao grupo de organismo predominante, calculamos o Índice de Potencial de Retenção Hídrica ($\text{IPRH} = \text{PRH de amostras de solo com biocrostas} - \text{PRH de amostras de solo exposto}$). Em seguida, comparou-se o IPRH entre os tipos de biocrostas via análises de variância (ANOVA) no software R.

RESULTADOS

Solos cobertos por biocrostas e expostos não apresentaram diferença significativa em relação ao PRH (Potencial de Retenção Hídrica) (Fig. 2). No entanto, algumas tendências podem ser visualizadas na Figura 2. Por exemplo, as biocrostas do tipo cianobactéria apresentaram PRH reduzido em comparação ao solo exposto. As biocrostas do tipo hepática e musgo obtiveram uma ampla variação. E as biocrostas do tipo líquen, apresentaram maior capacidade de retenção da umidade em relação ao solo sem cobertura (Fig. 2).

Em relação aos tipos de biocrostas não houve diferença nas amostras analisadas (Fig. 3). Todavia, o tipo líquen destaca-se com maior IPRH (Índice de Potencial de Retenção hídrica), ou seja, maior capacidade de retenção de água em comparação aos demais tipos de biocrostas.

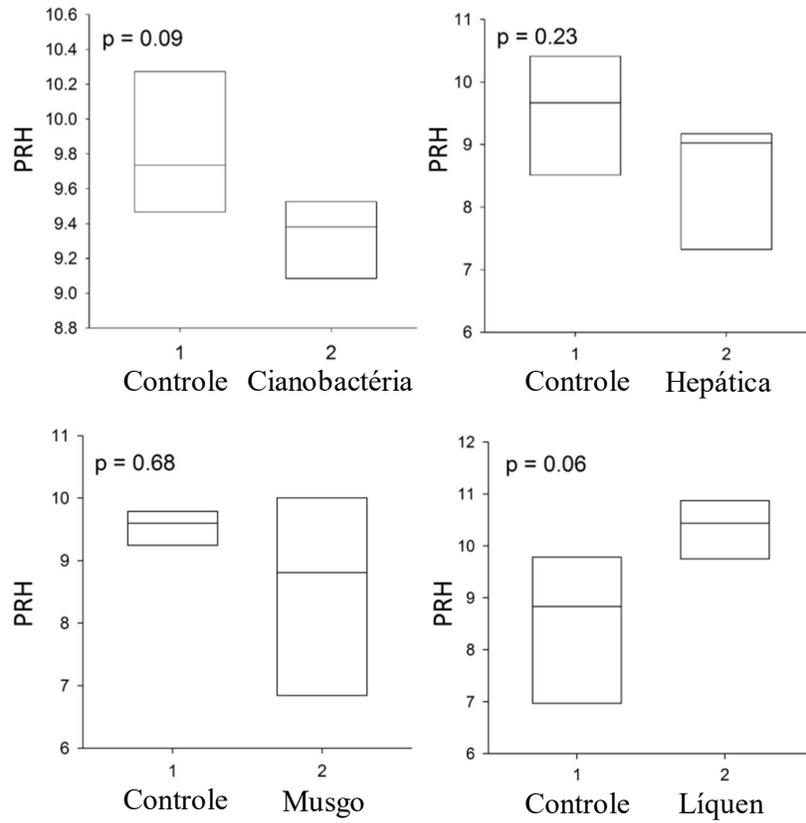


Figura 2. Comparação do PRH (Potencial de Retenção Hídrica) de grupos de biocroscas em relação a solos sem cobertura de biocroscas no PARNA Catimbau, Pernambuco, Brasil.

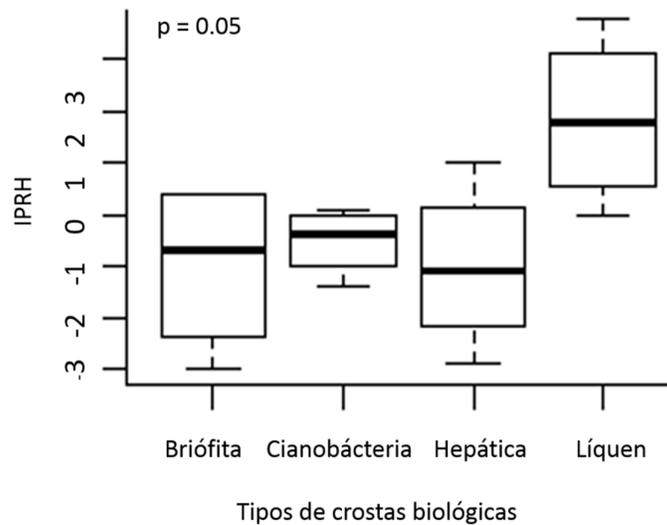


Figura 3. Comparação do IPRH (Índice Potencial de Retenção Hídrica) entre os diferentes tipos de biocroscas no PARNA Catimbau, Pernambuco, Brasil.

DISCUSSÃO

Encontrei que não há diferença na capacidade de reter água entre os solos com biocrostras e solo exposto, e também dentre os tipos de biocrostras. De modo geral, nossos resultados sugerem que as biocrostras não possuem a característica de reter água nas condições avaliadas (i.e. solo arenoso e fitofisionomia aberta). Com exceção do tipo líquen, que apresentou tendências indicando maior capacidade de retenção da umidade em relação ao solo exposto e também aos demais tipos de biocrostras (Fig. 2 e 3).

Nossos resultados vão de encontro ao esperado, visto que já foi demonstrado que biocrostras possuem a capacidade de reter água, como por exemplo Booth (1941) e George et al. (2003) que observaram maior retenção da umidade no solo com biocrostras em comparação ao solo exposto. Todavia, Harper (1988) considerou que a taxa de cobertura da crosta pode ser um aspecto importante na capacidade de reter água. Por exemplo, a partir de 81% de cobertura das biocrostras há maior perda de água por evaporação devido ao escurecimento da superfície do solo e maiores temperaturas nessas áreas. E assim, as biocrostras não atuariam na retenção de umidade no solo.

Diante disso, a utilização das biocrostras para restauração de habitats deve ser realizada com cautela, considerando que esses organismos podem não influenciar significativamente na retenção de umidade no solo. No entanto, é necessário investigar o efeito que outros fatores adjacentes podem conferir durante o processo de retenção de água, como o percentual de cobertura das biocrostras, especialmente daquelas compostas por líquens. Além disso, avaliar a participação desses organismos em outros processos hidrológicos (e.g.: infiltração e escoamento), visto que a água é um dos recursos mais limitantes para o desenvolvimento dos ecossistemas (Chapin III et al. 2011). Considerando que esses organismos podem ser fundamentais durante a recuperação de áreas degradadas, pois recuperam diversas funções

ecossistêmicas, como por exemplo, a redução da susceptibilidade a erosão e o fornecimento de nutrientes (e.g. nitrogênio e fósforo) (Chiquoine et al. 2016; Lafuente et al. 2018).

AGRADECIMENTOS

Agradeço à gestão do Parque Nacional do Catimbau-PE e à coordenação do XI ECCA/2018, em especial a docente convidada: Dra. Gislene Ganade da UFRN; ao monitor Msc. Pedro Sena; e a Michelle Scrabblere por toda atenção, disponibilidade e apoio durante a realização desse estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Belnap J., 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrol. Process.* 20: 3159–3178.
- Belnap J., Büdel B. & Lange O.L., 2001. Taxonomic Composition, Ecology, and Biogeography of Soil-Crust Communities. In: *Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution*. pp. 1–30. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Booth W.E. 1941. Algae as pioneers in plant succession and their importance in erosion control. *Ecol. Soc. Am.* 22: 38–46.
- Chamizo S., Cantón Y., Lázaro R., Solé-Benet A. & Domingo F. 2012. Crust Composition and Disturbance Drive Infiltration Through Biological Soil Crusts in Semiarid Ecosystems. *Ecosystems* 15: 148-161.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A. & Vitousek, P.M. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 2nd ed. Springer Science & Business Media, Nova York. 529 p.
- Chiquoine L.P., Abella S.R. & Bowker M.A. 2016. Rapidly restoring biological soil crusts and ecosystem functions in a severely disturbed desert ecosystem. *Ecol. Appl.* 26: 1260-1272.
- George D.B., Roundy B.A., St. Clair L.L., Johansen J.R., Schaalje G.B. & Webb B.L. 2003.

The Effects of Microbiotic Soil Crustson Soil Water Loss. *Arid L. Res. Manag.* 17: 113-125.

Harper KT, M.J. 1988. A role for nonvascular plants in management of arid and semiarid rangelands, in: *Vegetational Science Applications for Rangeland Analysis and Management*. pp. 135–169. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Lafuente A., Berdugo M., Ladrón de Guevara M., Gozalo B. & Maestre F.T. 2018. Simulated climate change affects how biocrusts modulate water gains and desiccation dynamics after rainfall events. *Ecohydrology*. 11: e1935.

Leal I.R., Tabarelli M. & Silva J.M.C. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 2ed, Universitária da UFPE. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 806 p.

Menezes A.G.S. 2018. *Organização das crostas biológicas de solo em uma paisagem antrópica da Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 78 p.

Rodríguez-Caballero E., Castro A.J., Chamizo S., Quintas-Soriano C., Garcia-Llorente M., Cantón Y. & Weber B. 2017. Ecosystem services provided by biocrusts: From ecosystem functions to social values. *Journal of Arid Environments* 159: 45-53.

SNE S.N. de E. 2002. *Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE*. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife.

Xiao B., Wang Q. H., Zhao Y. G. & Shao M. A. 2011. Artificial culture of biological soil crusts and its effects on overland flow and infiltration under simulated rainfall. *Appl. Soil Ecol.* 48: 11-17.

INFLUÊNCIA DA SIMETRIA FLORAL NO NÚMERO DE POTENCIAIS POLINIZADORES

Daniele Duarte Kulka¹

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

RESUMO

A simetria floral é considerada uma importante característica que influencia a escolha dos polinizadores. De forma geral, acredita-se que flores simétricas sinalizem mais ou melhores recursos para os polinizadores, enquanto flores assimétricas indicariam problemas no desenvolvimento que poderiam afetar a oferta dos recursos. Neste trabalho, investigou-se como a simetria em flores afeta a quantidade de visitantes florais. Especificamente, espera-se que flores mais assimétricas sejam um proxy para menor qualidade de oferta de recurso para os visitantes de uma forma geral. O estudo foi desenvolvido em áreas abertas do Parque Nacional do Catimbau. No experimento foram selecionados 30 indivíduos da família Malvaceae, onde foram selecionadas duas flores (uma simétrica e outra assimétrica naturalmente) e, em um outro momento, foram selecionadas 3 flores (uma com simetria manipulada, outra assimétrica manipulada e uma flor controle). Foram observadas por 1 hora para registro dos visitantes florais. Os principais visitantes registrados no período foram himenópteros e dípteros. Diferente do esperado, o número de visitantes total foi similar entre flores simétricas ou assimétricas, não apresentando também diferença quando Diptera e Hymenoptera são analisados separadamente. Os resultados indicam que a simetria floral pode não ser utilizado como sinal de quantidade e qualidade do recurso em todos sistemas planta-polinizadores.

Palavras-chave: simetria floral, polinizadores, assimetria flutuante, potenciais polinizadores.

INTRODUÇÃO

Em comunidades naturais, existem algumas variações significativas no grau de simetria floral dentro de uma única espécie (Møller & Eriksson 1994). Esta assimetria flutuante representa pequenas variações aleatórias de simetria de caracteres, como por exemplo, bilaterais e é um parâmetro amplamente usado para medir a instabilidade de desenvolvimento em plantas e animais (Díaz et al. 2004).

Esta instabilidade é a incapacidade de um genótipo em produzir o mesmo fenótipo em um ambiente particular ou em certas condições (Moller & Swaddle 1997), indicando uma interferência na estabilidade de desenvolvimento do caractere, devido a um estresse ambiental ou genético (Polak 2003; Graham et al. 2010).

Em uma meta-análise, verificou-se que o stress ambiental causa assimetria flutuante. No geral, o estresse ambiental explicou 36% da variação da assimetria flutuante nos estudos revisados. Além disso, fatores como falta de nutrientes, stress hídrico, herbívoros e patógenos também podem causar assimetria (Beasley et al. 2013).

A forma, o tamanho e o odor são parâmetros florais que têm sido utilizados nos estudos ao nível de comunidade, por revelarem importantes implicações, não apenas na relação planta-polinizador, mas também por influenciar no sucesso reprodutivo da planta (Barbosa 1997). A morfologia floral tanto pode excluir visitantes quanto atrair polinizadores potenciais, seja pela relação interdependente entre o tamanho das flores e dos polinizadores ou pela ocorrência de diferentes tipos de recompensas florais (Frankie et al. 1983; Machado & Lopes 2002). Em várias espécies, o grau de simetria das flores está positivamente correlacionado com a quantidade de néctar produzida e o teor de açúcar (Møller 1995a; Eriksson 1996). Polinizadores usariam a simetria floral como um indicador de plantas que possuem melhor e maior recompensa (Oliveira 2017).

Neste trabalho, investigou-se como a simetria em flores afeta a quantidade de visitantes florais. Nossa hipótese é que a assimetria na flor diminui a visitação dos polinizadores/visitantes. Especificamente, espera-se que flores mais assimétricas sejam um *proxy* para menor qualidade de oferta de recurso para os polinizadores/visitantes de uma forma geral.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S e 37°09'30" e 37°14'40" W), distribuído entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim situados no estado de Pernambuco. O clima é semiárido, com precipitação de 250 a 1000 mm/ano, temperatura média anual de 25°C e altitudes de 600 a 1000 metros (MMA 2003). Somado as variações de temperatura, o parque abriga distintas fitofisionomias: vegetação florestal, caatinga arbustiva (perenifólia, com elementos de cerrado, com elementos de campos rupestres) e caatinga arbustivo-arbórea, frequentemente contorcidas e com espinhos. Leal et al. (2003), registraram mais de 1000 plantas vasculares na Caatinga, sendo as famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Boraginaceae e Burseraceae as mais abundantes na região.

Desenho Experimental

Para identificar a relação entre a assimetria flutuante, e polinização/visitação, foram manipuladas três flores em um mesmo indivíduo da família Malvaceae da seguinte forma: uma flor teve parte da sua corola reduzida através de um corte realizado com uma pequena tesoura; outra teve a simetria reduzida por um corte realizado apenas em um lado da pétala e uma terceira permaneceu com sua forma original, tendo apenas uma pequena incisão em uma de suas pétalas sem alterar a sua simetria para ser utilizada como flor controle. Dessa forma, o possível odor exalado em função do corte ou incisão foi padronizado para todos os tratamentos. Assim foram

formados 22 blocos com três tratamentos cada: flores com tamanho reduzido, flores com simetria reduzida e flores intactas (controle). Em um segundo momento foram observadas duas flores de um mesmo indivíduo da família Malvaceae sendo uma simétrica e outra com assimetria natural (provavelmente causada por algum tipo de herbivoria). Desta forma, foram formados 8 blocos com dois tratamentos: flor simétrica e flor assimétrica naturalmente. Foram observadas durante uma hora a ocorrência de visitas em um grupo de quatro indivíduos localizados próximos um do outro.

Análise de Dados

Testamos as frequências de visitação nas flores observadas entre os tratamentos aplicando um Kruskal-Walis, pois os dados não apresentavam uma normalidade. Todas as análises foram conduzidas utilizando o programa estatístico SigmaPlot, versão 12.0.

RESULTADOS

Ao todo foram registrados 496 potenciais polinizadores nas 82 flores experimentais dos 30 indivíduos de Malvaceae. O número médio de visitas por flor foi de $1,03 \pm 1,8$, sendo que a maioria das flores não tiveram nenhuma visitação.

O número de visitantes nas flores manipuladas foi similar nas flores simétricas, assimétricas e controles (62, 61 e 57 visitantes). Com relação as flores simétricas e assimétricas naturalmente, os números de visitantes não foram semelhantes (209 em flores simétricas e 107 em flores assimétricas).

O resultado do experimento mostra que o número de visitantes não diferiu entre flores simétricas e flores cuja estrutura foi modificada com alteração da simetria ($p > 0,05$, Fig. 1). Por outro lado, as visitas das flores assimétricas naturalmente diferiram das flores simétricas, sendo significativamente menores nas flores assimétricas ($p < 0,05$, Fig. 2).

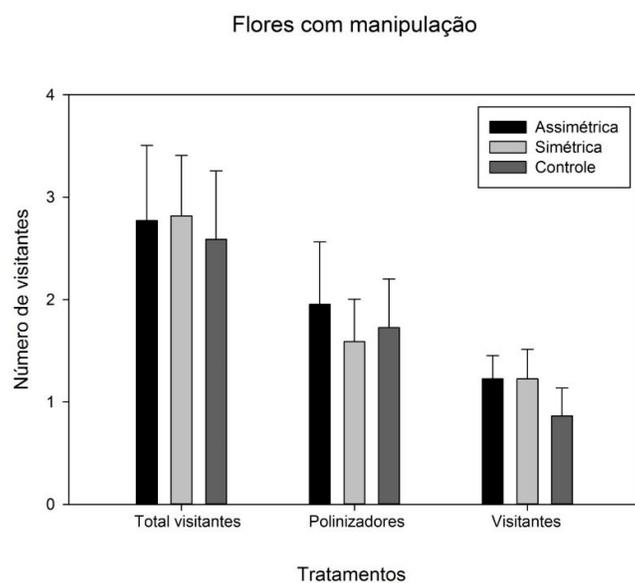


Figura 1. Número de potenciais polinizadores e visitantes em flores com manipulação em relação a sua simetria.

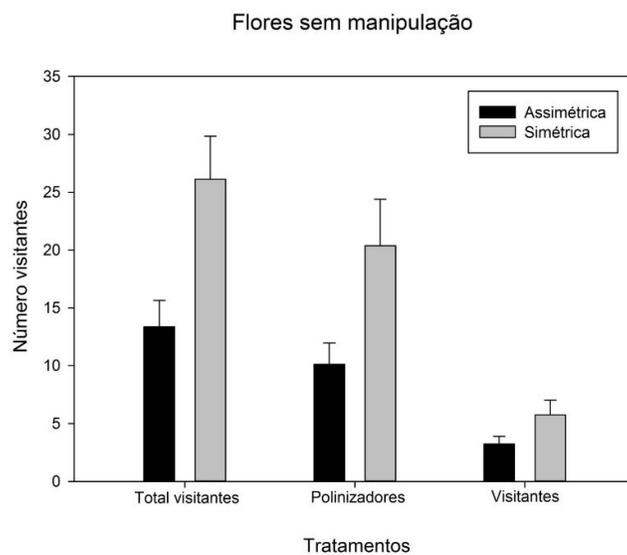


Figura 2. Número de potenciais polinizadores e visitantes em flores sem manipulação em relação a sua simetria.

DISCUSSÃO

Neste trabalho, foi avaliado se a simetria floral, por si só, interfere na escolha mediada por potenciais polinizadores. O resultado do experimento mostra que o número de visitantes não diferiu entre flores simétricas naturalmente e flores cuja simetria foi manipulada (redução da corola). Porém, flores assimétricas naturalmente diferiram nas taxas quando comparadas com flores simétricas naturalmente. Assim, parece claro que a simetria não é um fator importante para a atratividade de visitantes nas flores, possivelmente pelos visitantes florais serem orientados por outros fatores, tais como a coloração das pétalas e odores. A maioria dos trabalhos sobre interação entre polinizador e planta referente a simetria das flores são realizados com abelhas ou besouros. As abelhas, por exemplo, teriam alto nível de aprendizagem para a escolha, de caracteres florais como forma e simetria; em diferentes condições ambientais (Frey & Bukoski 2014). Estes trabalhos sugerem que insetos como as abelhas teriam preferência por flores simétricas pelo aprendizado que flores simétricas teriam mais recompensa, porém existem trabalhos onde não encontraram associação entre as taxas de visitação das abelhas e o grau de assimetria floral (West & Laverly 1998; Weeks & Frey 2007; Plowright et al. 2011) mostrando que existem outros fatores que podem influenciar a escolha.

Durante toda a duração do experimento grande parte dos visitantes foram himenópteras e dípteras. E mesmo quando a análise foi executada separadamente para estas ordens, o número de visitas se mostrou muito semelhante entre os tratamentos, apesar do esperado não encontramos evidência de preferência por flores simétricas. É possível que a escolha das flores possa ser por outros fatores, como outros estímulos visuais, como cor ou estímulos químicos. Um estudo com moscas de Syrphid (Campbell et al. 2014) mostrou que a cor da flor, sugestões olfativas influenciam a visitação desta espécie.

Da mesma forma, estudos não encontraram correlação com escolha de borboletas por simetria floral (Frey & Bukoski 2014) e alguns trabalhos revelaram preferências para cor de

flor (Pohl et al. 2011) e tamanho de flor (Thompson 2001). Como não foi detectada alteração na coloração das flores ao longo deste experimento, seriam necessários novos estudos para avaliar se esta é uma característica que influencia a escolha dos visitantes para a espécie deste estudo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos organizadores do Curso de Ecologia de Campo da Caatinga principalmente aos professores Marcelo Tabarelli e Inara Leal pelas contribuições e orientações para o desenvolvimento deste trabalho, e aos monitores Pedro Sena e Bruno Pinho pelas correções pertinentes e ajuda nas análises dos dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barbosa A.A. 1997. Biologia reprodutiva de uma comunidade de Campo Sujo, Uberlândia - MG. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Beasley A., Bonisoli-Alquali A. & Mousseau T. 2013. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30: 218-226.
- Campbell D. R., Forster M. & Bischoff M. 2014. Selection of trait combinations through bee and fly visitation to flowers of *Polemonium foliosissimum*. *Journal of Evolutionary Biology* 27: 325-336.
- Díaz S., Hodgson J.G., Thompson K., Cabido M., Cornelissen J.H.C., Jalili A., Montserrat-Martí G., Grime J.P., Zarrinkamar F., Asri Y., Band S.R., Basconcelo S., Castro-Diez P., Funes G., Hamzehee B., Khoshnevi M., Pérez-Harguindeguy N., Pérez-Rontomé M.C., Shirvany F.A., Vendramini F., Yazdani S., Abbas-Azimi R., Bogaard A., Boustani S., Charles M., Dehghan M., De Torres-Espuny L., Falczuk V., Guerrero-Campo J., Hynd A.,

- Jones G., Kowsary E., Kazemi-Saeed F., Maestro-Martínez M., Romo-Díez A., Shaw S., Siavash B., Villarsalvador P. & Zak M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15: 295–304.
- Eriksson M. 1996. Consequences for plant reproduction of pollinator preference for symmetric flowers. PhD thesis, Department of Zoology, Uppsala University.
- Frankie G.W., Harber W.A., Opler P.A & Bawa K.S. 1983. Characteristics and organization of the large bee pollination systems in the Costa Rican dry forest. In: C.E. Jones; R.J. Little (eds.). *Handbook of experimental pollination biology*. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc.: 411-447.
- Frey F. & Bukoski M. 2014. Floral symmetry is associated with flower size and pollen production but not insect visitation rates in *Geranium robertianum* (Geraniaceae). *Plant Species Biology* 29: 272-280.
- Graham J.H., Raz S., Hel-Or H. & Nevo E. 2010. Fluctuating asymmetry: methods, theory, and applications. *Symmetry* 2: 466–540.
- Leal I.R., Tabarelli M. & Silva J.M.C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Machado I.C. & Lopes A.V. 2002. A polinização em ecossistemas de Pernambuco: uma revisão do estado atual do conhecimento. In: M. Tabarelli; J.M.C. Silva (orgs.). *Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco*. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio-Ambiente, Fundação Joaquim Nabuco e Editora Massangana. 583-596.
- Ministério do Meio Ambiente. 2003. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Universidade Federal de Pernambuco 382.
- Møller A.P. & Eriksson M. 1994. Patterns of fluctuating asymmetry in flowers: Implications for sexual selection in plants. *Journal of Evolutionary Biology* 7: 97-113.

- Møller A.P. 1995a. Bumblebee preference for symmetrical flowers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92: 2288-2292.
- Møller A.P. & Swaddle J.P. 1997. *Asymmetry, developmental stability, and evolution*. Oxford University Press, UK.
- Oliveira J.V. 2017. Assimetria floral em *Centrosema rotundifolium* e seu impacto no número de potenciais polinizadores. Monografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN.
- Plowright C.M.S., Evans S.A., Leung J.C. & Collin C.A. 2011. The preference for symmetry in flower-naïve and not-so-naïve bumblebees. *Learning and Motivation* 42: 76–83.
- Polak M. 2003. *Developmental instability – causes and consequences*. University Press 459, Oxford.
- Weeks E.L. & Frey F.M. 2007. Seed production and insect visitation rates in *Hesperis matronalis* are not affected by floral symmetry. *International Journal of Plant Sciences* 168: 611–617.
- West E.L. & Lavery T.M. 1998. Effect of floral symmetry on flower choice and foraging behaviour of bumblebees. *Canadian Journal of Zoology* 76: 730–739.

INFLUÊNCIA DO CAJUEIRO (*ANACARDIUM OCCIDENTALE*) NO RECRUTAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS EM ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA

Edito Silva Neto¹

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

RESUMO

As plantas modificam condições ambientais, potencialmente beneficiando o estabelecimento de outras espécies vegetais. Esse processo de facilitação ocorre frequentemente em locais estressantes, como nas regiões áridas e semiáridas. Plantas facilitadoras podem influenciar positivamente a sucessão de comunidades e regeneração de áreas degradadas. O objetivo desse estudo foi verificar como a espécie *Anacardium occidentale* (Anacardiaceae), o cajueiro, afeta o estabelecimento de plantas lenhosas. Realizei a coleta de dados em uma área abandonada após alterações para agricultura e pasto onde existem muitos cajueiros plantados. Embaixo dos cajueiros e em áreas expostas ao sol, estabeleci 20 parcelas e contabilizei o número de espécies e indivíduos, a intensidade luminosa e o diâmetro do cajueiro. Encontrei 27 espécies e 130 indivíduos recrutando embaixo de cajueiros, número três vezes maior que na área exposta. Observei que o diâmetro do cajueiro se correlaciona positivamente com o número de indivíduos recrutando, enquanto a intensidade luminosa sob o caju tem efeitos negativos no recrutamento das plantas. Concluo que o cajueiro contribui para o recrutamento de diversas espécies de plantas lenhosas e dessa forma, pode interferir na estrutura e composição de comunidades de plantas na Caatinga, funcionando também como elemento nucleador relevante para iniciativas de restauração.

Palavras-chave: Facilitação, intensidade luminosa, restauração florestal.

INTRODUÇÃO

Facilitação é o mecanismo pelo qual uma planta beneficia o estabelecimento de outra por meio de modificações ambientais, por exemplo o fornecimento de sombra, umidade no solo e proteção contra herbivoria (Callaway 1995). O papel de plantas facilitadoras tem grandes implicações no processo de sucessão ecológica (ver Gómez-Aparicio et al. 2004). Nos estágios iniciais da sucessão, onde as características ambientais são estressantes, a presença de plantas colonizadoras pode favorecer o recrutamento de novas espécies, como por exemplo através da adição de matéria orgânica no solo, ou proteção contra a radiação solar (Pugnaire et al. 1996).

A maioria dos estudos sobre facilitação são encontrados nos ambientes áridos e semiáridos, pois a natureza estressante desses ecossistemas pode potencializar a importância do processo de facilitação (Flores & Jurado, 2003). Não obstante, têm-se relatado diversas ocorrências de plantas recrutando apenas sob a copa de árvores e arbustos, por exemplo no Deserto de Sonora (Callaway 1995), o que pode representar um modelo útil para estratégias de regeneração natural, especialmente em ambientes semiáridos que dificultam o sucesso no recrutamento de espécies, como a Caatinga (Shreeve 1917).

Além da baixa disponibilidade hídrica na Caatinga, as pressões antrópicas são frequentes e diversas neste domínio fitogeográfico. Há estimativas de que 63% da área da Caatinga passou por alguma perturbação antrópica (Silva & Barbosa, 2017). Como consequência, há grande preocupação em como restaurar áreas de caatinga, e o conhecimento sobre plantas facilitadoras pode contribuir para medidas de restauração (Gómez-Aparicio et al. 2004; Padilla & Pugnaire 2006).

Devido à degradação, extensas áreas em muitos ecossistemas têm se tornado manchas com árvores isoladas. Muitas dessas árvores, além de facilitadoras, possuem copas que podem ser atrativos importantes para aves dispersoras de sementes de diversas espécies de plantas

(Pizo 2012). Neste sentido, é razoável assumir que é possível existir uma relação mais específica entre plantas facilitadoras isoladas e espécies zoocóricas.

Portanto, o meu objetivo com este trabalho foi verificar qual a relação do recrutamento de plantas lenhosas sob a copa de árvores, utilizando o cajueiro (*Anacardium occidentale*) como modelo. As hipóteses testadas nesse estudo foram: I- Áreas localizadas sob a copa de *A. occidentale* apresentam maior número de espécies e indivíduos de plantas lenhosas em relação às áreas expostas ao sol na Caatinga; II- A arquitetura do cajueiro influencia na quantidade de indivíduos recrutando, portanto quanto maior a planta maior o número de indivíduos lenhosos recrutando sob sua copa; e III- o fornecimento de sombra afeta positivamente o número espécies de plantas lenhosas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), o qual se estende por ca. 62.300 ha, e está situado no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil, entre as coordenadas 08°24'00" /08°36'35"S e 37°09'30"/37°14'00"O. A região está inserida no tipo climático semiárido BSh, segundo Köppen. A precipitação anual varia entre 650 e 1100 mm, é irregularmente distribuída ao longo do ano, se concentrando entre os meses de março e julho.

A área em que foram coletados os dados passou por perturbação aguda, onde a cobertura arbórea original foi totalmente retirada para o estabelecimento de pasto ou agricultura (Murcia & Feinsinger 1996), incluindo o plantio de cajueiros. Posteriormente, esse local foi abandonado e deixado à regeneração natural. A paisagem atual é configurada por diversos cajueiros adultos esparsos, imersos em uma vegetação herbácea-arbustiva, formando uma camada em torno de 1,5 metro de altura.

Desenho amostral

Para a coleta dos dados, foi estabelecida uma parcela de 2x2 m sob a copa de cada cajueiro (N = 20) e 20 parcelas de mesmo tamanho exposta ao sol de forma casualizada. Em cada parcela, foi contado o número de indivíduos e de morfoespécies lenhosas. As plantas foram identificadas pelo menos até o nível de gênero, seguindo pela atribuição da síndrome de dispersão (*sensu* Van der Pijl 1984) de cada táxon. O critério de inclusão na amostragem foi entre 0,5 e 1,5 m de altura, o que possibilitou o reconhecimento da forma lenhosa. Ainda, foram medidos o diâmetro ao nível do solo de cada cajueiro e a intensidade luminosa sob a sua copa com auxílio do app Lux Meter. Devido à variação luminosa ao longo do dia, as medições de intensidade luminosa foram feitas em dois dias consecutivos com condições atmosféricas semelhantes, das 8h 30min às 10h 00min.

Análises estatísticas

Para verificar as diferenças no recrutamento de espécies lenhosas, bem como as zoocóricas sob o caju e expostas ao sol, apliquei o teste de Mann-Whitney. Também foi testado se quanto maior, maior seria sob a copa do cajueiro por meio de regressão linear. Os efeitos do diâmetro das árvores e da intensidade luminosa sob suas copas, sobre o número de indivíduos e espécies de plantas lenhosas recrutando, foram analisados utilizando regressão linear. Os testes estatísticos foram executados com o auxílio do programa Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2007).

RESULTADOS

Encontrei um total de 31 espécies, sendo que sob a copa do cajueiro registrei 27 espécies, riqueza três vezes maior que na área exposta, com 9 espécies (Fig. 1). Encontrei 130 indivíduos sob a copa do caju, enquanto apenas 21 foram observados na condição exposta ao sol, sendo a diferença entre os tratamentos estatisticamente significativa ($U = 10,5; p < 0,0001$),

Todas as espécies zoocóricas registradas (N = 12) foram encontradas sob a copa de cajueiros, resultando em diferenças significativas no número de espécies entre os tratamentos estudados (U = 26; $p < 0,0001$. Fig. 2). Apenas duas espécies lenhosas com modo de dispersão zoocórico apresentaram indivíduos recrutando em condição exposta ao sol.

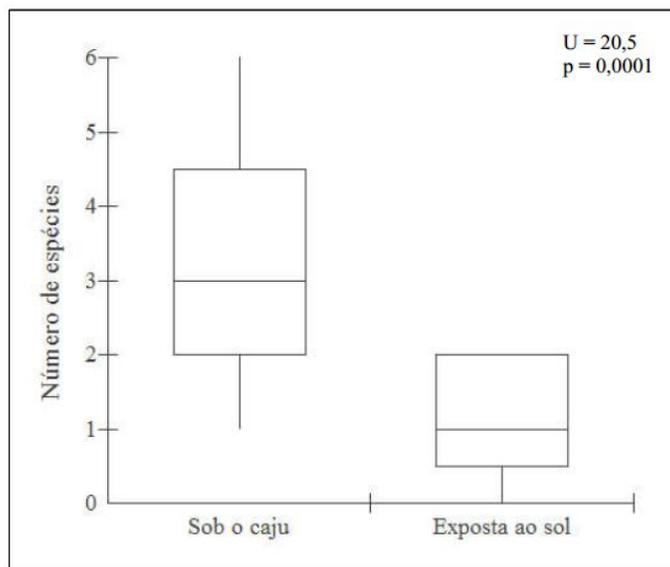


Figura 1. Número de espécies encontradas recrutando sob a copa de *Anacardium occidentale* e em áreas diretamente expostas ao sol no PARNA Catimbau.

Quanto maior foi o diâmetro ao nível do solo dos indivíduos de cajueiro, maior foi o número de indivíduos de plantas lenhosas recrutando sob suas copas (Fig. 2). Além disso, quanto mais luz foi interceptada, maior foi a riqueza de espécies de plantas lenhosas encontrada sob a copa de indivíduos do cajueiro (Fig. 3).

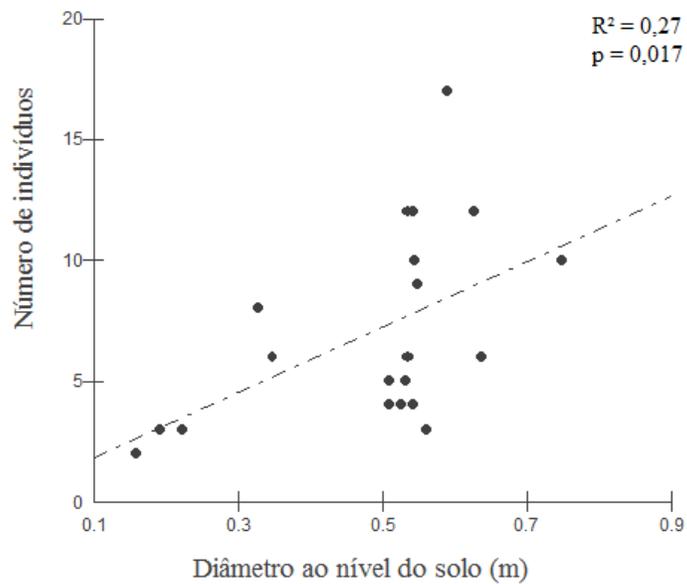


Figura 2. Relação positiva entre a estrutura da planta, estimada a partir do diâmetro ao nível do solo (m), e o número de indivíduos recrutando sob a copa do cajueiro no PARNA Catimbau.

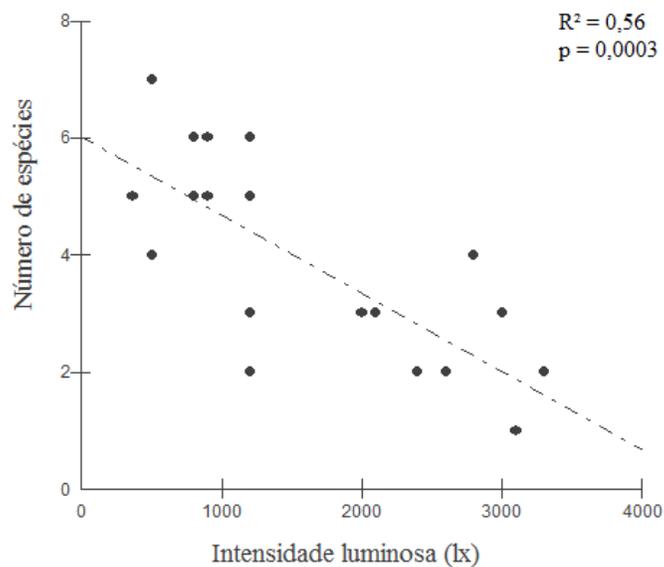


Figura 3. Relação negativa entre a intensidade luminosa (lx) e o número de espécies recrutando sob o cajueiro, *Anacardium occidentale*, no PARNA Catimbau.

DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho indicam que o cajueiro contribui para o recrutamento de espécies lenhosas, principalmente no caso das espécies com modo de dispersão zoocórico. Propriedades dos indivíduos de cajueiro, como o diâmetro ao nível do solo e a estrutura das copas no que se refere à retenção e reflexão da radiação solar direta, estão relacionados de formas distintas com o recrutamento de plantas lenhosas no PARNA Catimbau. Assim, indivíduos de *A. occidentale* menores ou que permitem a passagem de luminosidade são menos prováveis de facilitar o recrutamento de plantas lenhosas.

Houve elevado número de espécies recrutando sob a copa do cajueiro, isso pode demonstrar que o cajueiro não forma interações específicas ao promover facilitação somente a algumas espécies. Neste sentido, a facilitação também tem implicações no agrupamento de espécies localmente (Valiente-Banuet & Verdú 2007). Todavia, verifiquei que *Ziziphus joazeiro* e algumas espécies de Myrtaceae foram as mais frequentemente amostradas e exclusivas das áreas sombreadas, o que pode estar relacionado com a estratégia de dispersão ornitocórica dessas espécies, pois árvores isoladas constituem elementos conspícuos para aves frugívoras que desempenham um papel importante na movimentação de sementes (Pizo 2012; Dallabrida et al. 2017).

A espécie *Anacardium occidentale* cria condições microclimáticas e permite que outras espécies vegetais se estabeleçam sob sua copa. Em complemento, o cajueiro pode ser caracterizado como um elemento de nucleação de vegetação no local, uma vez que fora também observado funcionando como sítios favoráveis ao recrutamento de espécies zoocóricas. A combinação entre o papel facilitador e o elemento de nucleação pode representar uma alternativa viável para técnicas de restauração (Reis et al. 2010).

A relação da estrutura da parte aérea do cajueiro com o número de plantas pode ajudar a elaborar os planos de manejo para regeneração e eventual seleção de quais árvores podem

oferecer maior sucesso no recrutamento via facilitação. Contudo, em alguns casos mesmo os cajueiros maiores não apresentaram efeitos positivos no estabelecimento dos indivíduos lenhosos. Em função da abertura da copa, pode não evitar elevada taxa de mortalidade para plântulas sensíveis a forte intensidade luminosa. Finalmente, a interceptação de luz pelas copas dos indivíduos de cajueiro reflete o quanto uma planta pode facilitar o estabelecimento de outras (Baumeister & Callaway 2006). Barrar a interação direta com a luz previne a fotoinibição e morte de tecido foliar, além de manter a umidade no solo e diminuir a temperatura local (Callaway 1995). Em áreas de vegetação aberta, as plantas que não possuem adaptações a condições extremas aparentemente não conseguem recrutar.

Esse estudo foi conduzido durante a estação chuvosa, que é quando há maior produção de folhas pelos cajueiros, e a maior disponibilidade hídrica é favorável à germinação de muitas sementes. Considerando a necessidade de sombra pelas plantas lenhosas para ter sucesso no recrutamento, na estação seca *A. occidentale* descarta suas folhas, acarretando possivelmente na mortalidade dos indivíduos sensíveis à luminosidade alta, portanto o balanço final de facilitação/nucleação fornecido pelo cajueiro não pode ser inteiramente acessado. Incentivo a investigação desse processo na estação seca e, ainda, que estudos futuros comparem os padrões aqui observados com outras espécies perenifólias, a fim de consolidar o conhecimento produzido.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Jônatas Levi, pelo indispensável auxílio na coleta de dados. Também à Universidade Federal de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pelo curso e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD - Catimbau), pelo fornecimento das condições logísticas e incentivos necessários à realização da pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ayres M., Ayres Jr. M., Ayres D.L. & Santos A.S. 2007. Software BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, Brasil.
- Baumeister D. & Callaway R.M. 2006. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. *Ecology* 87: 1816-1830.
- Callaway R.M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-349.
- Dallabrida J.P., Silva A.C.D., Higuchi P., Souza K., Loebens R., Rodrigues Júnior L.C., Soboleski V.F., Larsen J.G., Walter F.F. & Kilca R.D.V. 2017. Landscape nucleating elements influence the zoochorous dispersion in upper-montane grasslands. *Rodriguésia* 8: 325-335.
- Flores J. & Jurado E. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
- Gómez-Aparicio L., Zamora, R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J. & Baraza E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138.
- Padilla F.M. & Pugnaire F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196-202.
- Pizo M.A. 2012. O movimento dos animais frugívoros e das sementes em paisagens fragmentadas. In: *Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológico evolutiva* (eds. K. Del-Claro & H.M. Torezan-Silingardi), pp.141-154. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Pugnaire F.I., Haase P., Puigdefábregas J., Cueto M., Clark S.C. & Incoll L.D. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 455-464.

- Reis A., Bechara F.C. & Tres D.R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67: 244-250.
- Silva J.M.C. & Barbosa L.C.F. 2017. Impact of Human Activities on the Caatinga. In *Caatinga* (eds. J.M.C. Silva, I.R. Leal & M. Tabarelli), pp. 359-368. Springer, Cham.
- Valiente-Banuet A. & Verdú M. 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology letters* 10: 1029-1036.

CAPRINOS ALTERAM A DIVERSIDADE E A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE PLANTAS EM AFLORAMENTOS ROCHOSOS

Elisângela P. Gaspar¹

1 - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) – Departamento de Botânica – Museu Nacional/UFRJ

RESUMO

O entrelaçamento entre população rural e ecossistema na Caatinga faz dela uma região onde as atividades humanas se tornaram um aspecto dominante na dinâmica ecológica local. Assim, a perturbação antrópica crônica é constante, especialmente com a criação extensiva de caprinos. Na Caatinga, esses animais preferem áreas em estágios sucessionais iniciais, como afloramentos rochosos (AR), à vegetação madura e, alimentando-se da vegetação nativa, podem alterar a diversidade de plantas. Outro fator que pode afetar essa diversidade é o isolamento do habitat. Dessa forma, busquei avaliar como a presença de caprinos em AR e o isolamento de manchas de solo reduzem a diversidade de plantas. Para tal, selecionei seis manchas de solo em cada um dos dois AR definidos (com x sem caprinos). O isolamento das manchas de solo foi obtido pela porcentagem de habitat ao redor. A diversidade verdadeira de espécies nos AR foi correlacionada à presença de caprinos e ao isolamento. Demonstrei que caprinos aumentam a diversidade de plantas comuns e dominantes, tendendo a homogeneizar a vegetação. O isolamento não influenciou a diversidade de plantas. Isso sugere que esses herbívoros não reduzem a diversidade geral de plantas, mas alteram a composição florística e a regeneração da vegetação.

Palavras-chaves: perturbação antrópica crônica, bodes, sucessão ecológica, diversidade verdadeira, herbivoria.

INTRODUÇÃO

Os impactos negativos de atividades humanas sobre a biodiversidade são bem conhecidos e claramente demonstrados por evidências científicas acumuladas, tanto em escalas locais quanto globais (Chapin et al. 2000; Ribeiro et al. 2016). A Caatinga, enquanto maior floresta seca tropical da América do Sul, tem como uma de suas características mais fortes a alta densidade populacional (Melo 2017). Essa população rural, chamada de “sertaneja”, em geral é de baixa renda e tem na floresta sua principal fonte de recursos para subsistência (Melo 2017).

Tal relação existente entre população e ecossistema faz da Caatinga uma região em que as atividades dos sertanejos já se tornaram um aspecto dominante na dinâmica ecológica local. Essas atividades de subsistência a partir dos recursos da floresta são chamadas de perturbações antrópicas crônicas (definidas como a retirada de pequenas quantidades de biomassa florestal ao longo do tempo) e se manifestam de diferentes formas (Melo 2017), tais como a retirada de madeira para cozinhar, pequenos desmatamentos para plantio, criação extensiva de caprinos que são fonte de proteína na alimentação, dentre outras. A presença desses pequenos ruminantes alimentando-se livremente na natureza é muito comum na Caatinga, pois encontram-se em um número de 8,6 milhões (Leal et al. 2017), o qual ainda é tido como bastante subestimado por Melo (2017).

O consumo da vegetação nativa pela criação extensiva desses herbívoros domésticos pode causar alterações na estrutura da vegetação e na biodiversidade como um todo (Olf & Ritchie 1998; Ribeiro et al. 2016). Como demonstrado por Melo (2017), caprinos domésticos preferem áreas em estágios sucessionais iniciais à vegetação conservada e madura, assim como previnem o estabelecimento de novas plantas e limitam a recuperação de áreas desmatadas. Um importante habitat normalmente ocupado por caprinos dentro do ecossistema Caatinga são os lajedos ou afloramentos rochosos (AR). Estes são referidos como grandes extensões de rochas

presentes na Caatinga e que são considerados como áreas em diferentes estágios sucessionais (Queiroz et al. 2017). Assim, a presença desses animais nos AR pode significar uma pressão sobre a diversidade de plantas local devido à herbivoria.

Outro fator que pode afetar a riqueza de plantas nas manchas de solo de AR é o isolamento, o qual é uma variável utilizada pela teoria de biogeografia de ilhas para explicar a riqueza de espécies encontrada em ilhas oceânicas (MacArthur & Wilson 1967). Basicamente, esta teoria expressa que a distância (isolamento) de ilhas oceânicas em relação ao continente (local fonte de espécies) interfere no número de espécies que se estabelecem nessas ilhas. O fator isolamento também pode se aplicar a outros contextos, tal como manchas de solo inseridas em uma matriz rochosa. Uma forma simples de medir o isolamento de um habitat é a partir de *buffers* (Szwagrzyk & Czerwczak 1993) que podem ser usados para avaliar a quantidade de habitat disponível ao redor da área estudada.

Nesse capítulo, investiguei como a perturbação antrópica crônica e o grau de isolamento de manchas de solo em afloramentos rochosos (AR) afetam a diversidade de plantas. Acredito que a presença de caprinos nos AR e o alto grau de isolamento das manchas de solo reduzam a diversidade de plantas nesses ambientes. Sendo assim, esperava que, em AR com caprinos, haja uma menor diversidade de plantas quando comparados aos AR sem a presença desses herbívoros. Além disso, previa uma menor diversidade de plantas em manchas de solo mais isoladas em ambos os AR. A diminuição da diversidade com o aumento do grau de isolamento deve ser mais intensa nos AR sem caprinos, pois neles a vegetação deve ser mais diversificada sem a pressão da herbivoria.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A pesquisa foi realizada na região de Serra Branca do Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°0'30" e 37°1'40" W), que está localizado no Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. O parque está inserido no domínio da Caatinga, uma floresta tropical sazonalmente seca (FTSS), e abrange uma área de mais de 60 mil ha, com alta variação na precipitação anual (480–1100 mm ano⁻¹) (Rito et al. 2017). O clima da região é semiárido, com temperatura média anual de 26°C (Farias 2009). A vegetação forma um mosaico devido à heterogeneidade espacial e temporal das chuvas e dos solos rasos e arenosos, formando fitofisionomias que vão desde a Caatinga arbórea à arbustiva (Andrade et al. 2004).

Desenho amostral e coleta de dados

Duas áreas de AR foram selecionadas, uma com a presença de caprinos, considerada “antropizada”, e outra sem esses animais domésticos há pelo menos seis anos (relato de morador local), considerada “conservada”. Além do relato de morador local, a ausência desses animais na área conservada foi confirmada pela ausência de suas fezes no AR, as quais encontram-se em grande quantidade na área antropizada. Em cada AR, foram selecionadas seis manchas de solo, de acordo com os seguintes critérios: delimitação bem definida, declividade aproximadamente zero e pelo menos três metros de comprimento. Em cada mancha de solo, foi delimitado 1,8 m² para contabilizar a riqueza e a abundância das espécies de plantas.

A medida de isolamento foi obtida a partir de *buffers* circulares (Szwagrzyk & Czerwczak 1993) com 10 m de raio, estabelecidos ao redor das manchas de solo selecionadas. As áreas de todas as demais manchas de solo ao redor, inseridas no tamanho total do *buffer* (314,16 m²), foram mensuradas, ainda que parcialmente, e somadas. Dessa forma, os *buffers* com maior porcentagem de cobertura de solo caracterizaram manchas menos isoladas enquanto aqueles com menor cobertura, eram classificados como de maior isolamento.

Análise de dados

Com base na matriz de abundância de espécies em cada tipo de AR (com e sem caprinos), calculei a diversidade alfa verdadeira em suas diferentes ordens (número de Hills; Jost 2007). A diversidade de ordem zero (q_0) não confere peso à abundância das espécies (*i.e.* riqueza específica), assim tanto espécies raras quanto abundantes passam a ter o mesmo peso, referindo-se, assim, simplesmente ao número de espécies; a de ordem um (q_1) (Índice de Diversidade de Shannon-Wiener) considera a riqueza e a equabilidade entre as espécies, enfatizando as espécies comuns; e a de ordem dois (q_2) (Índice de Dominância de Simpson) incorpora a riqueza, abundância total e proporção do total de ocorrência de cada espécie, enfatizando, neste caso, as espécies dominantes.

Em seguida, analisei a relação de cada ordem de diversidade com as áreas e com os graus de isolamento das manchas de solo através de modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson. Realizei também uma ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) para comparar as composições de espécies entre AR e dentro deles. As análises foram realizadas no software R (R Core Team 2015).

RESULTADOS

Em todas as 12 manchas de solo analisadas, registrei 35 morfoespécies de plantas (média por mancha de solo \pm desvio padrão: $6,8 \pm 2,6$), totalizando uma abundância de 380 indivíduos ($10,9 \pm 14,1$). O AR com caprinos apresentou um total de 26 morfoespécies nas seis manchas de solo ($8,3 \pm 2,7$) enquanto o AR sem caprinos apresentou 17 morfoespécies ($5,3 \pm 1,6$). As áreas compartilharam oito morfoespécies.

As ordens de diversidade q_1 e q_2 mostram-se maiores no AR com caprinos enquanto q_0 não variou de forma significativa entre as áreas. Não foi encontrada nenhuma relação entre as ordens e o isolamento das manchas de solo (Tabela 1, Fig. 1). Esses resultados indicam que

tanto espécies de plantas comuns quanto dominantes são favorecidas na presença desses herbívoros em comparação a áreas equivalentes onde eles estão ausentes. Além das diferenças observadas para a diversidade de plantas entre os AR, a composição entre eles também se mostrou claramente distinta (Fig. 2). Enquanto as manchas de solo do AR com caprinos apresentaram composição florística mais homogênea entre si, as manchas do AR sem esses herbívoros apresentaram-se mais diferenciadas, apesar da menor riqueza de espécies.

Tabela 1. Resultados estatísticos relacionados às ordens de diversidade de plantas (q0, q1 e q2) em função dos afloramentos rochosos (áreas) com e sem caprinos e do isolamento das manchas de solo.

Ordens de Diversidade	Fatores	Valor de <i>t</i>	<i>P</i>
q0	Intercepto	2,65	0,02
	Áreas	-1,9	0,09
	Isolamento	-0,7	0,49
	Área*Isolamento	0,8	0,4
q1	Intercepto	2,8	0,02
	Áreas	-2,3	0,04*
	Isolamento	-1,0	0,8
	Área*Isolamento	1,04	0,32
q2	Intercepto	2,9	0,01
	Áreas	-2,6	0,03*
	Isolamento	-1,5	0,15
	Área*Isolamento	1,4	0,19

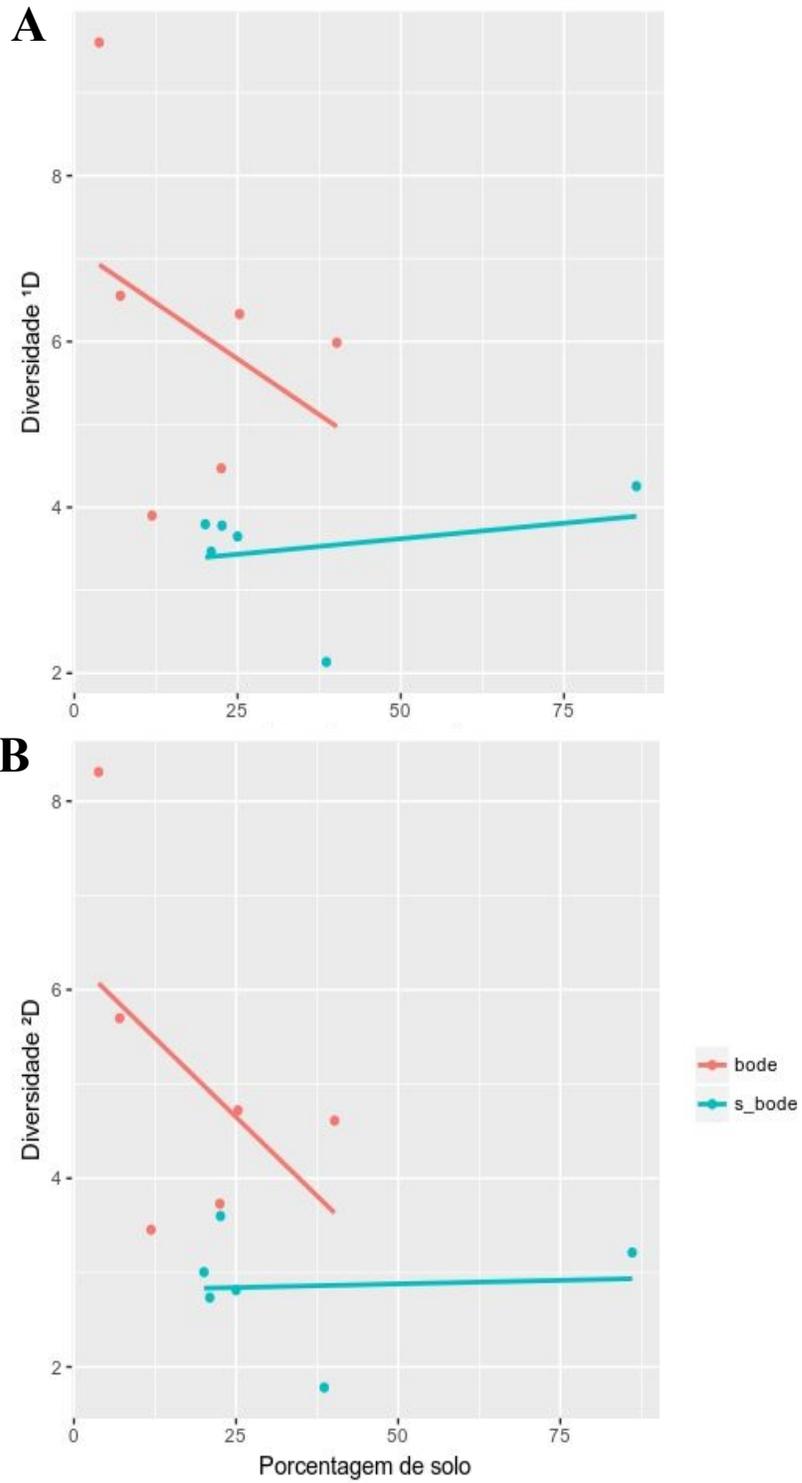


Figura 1. Modelo linear generalizado (GLM) mostrando a relação entre as ordens de diversidade de plantas q1 (a) e q2 (b) e o isolamento entre manchas (menor isolamento quanto maior a porcentagem de solo) nos afloramentos rochosos com (bode) e sem caprinos (s_bode).

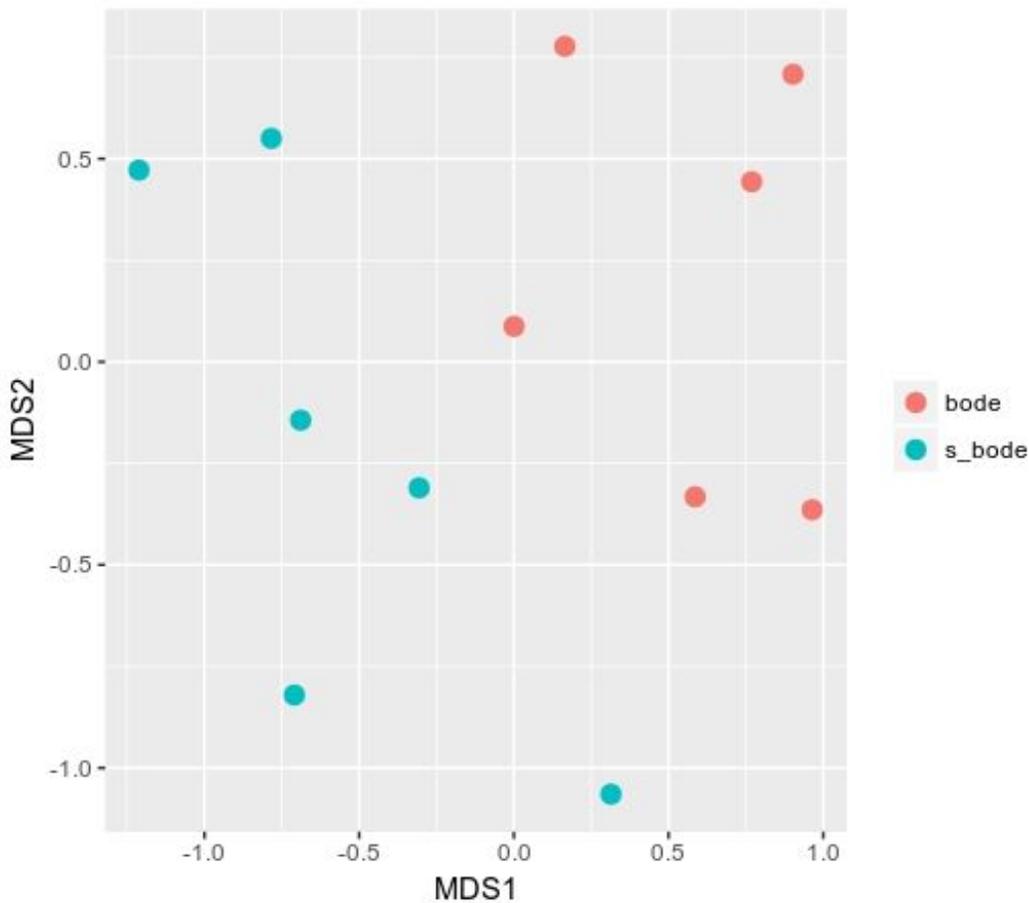


Figura 2. Ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) da composição de comunidades de plantas em manchas de solo de afloramentos rochosos com (bode) e sem a presença de caprinos (s_bode).

DISCUSSÃO

Neste estudo, busquei avaliar como a presença de caprinos, como um forte fator de perturbação antrópica crônica na Caatinga, e o grau de isolamento de manchas de solo teriam influência sobre a diversidade de plantas em AR. Demonstrei que caprinos tendem a aumentar a diversidade de plantas comuns e dominantes, homogeneizando a vegetação nos AR. O isolamento das manchas de solo não apresentou qualquer efeito sobre a diversidade de plantas.

É comum e lógico assumir que a existência de herbívoros domésticos que se alimentam livremente na natureza pode afetar a biodiversidade, como tem sido suportado por diversas pesquisas (Carne & Kadmon 1999; Schulz et al. 2016). Contudo, na Caatinga, tal relação entre

caprinos e vegetação tem sido frequentemente negligenciada pelos estudos (Melo 2017). Nos ambientes de AR da Caatinga, os resultados deste estudo indicam que os efeitos dos caprinos sobre a vegetação nativa se dão no sentido de alterar a composição de espécies da comunidade.

Assim, neste trabalho, o principal efeito desses animais sobre a vegetação, e que deve ser enfatizado, foi a similaridade florística encontrada entre as manchas de solo do AR com caprinos (Fig. 2). Nesse AR, a presença de caprinos acarretou no predomínio de espécies comuns e dominantes. Isto evidencia que, de fato, a herbivoria massiva causa mudanças na estrutura da vegetação nativa e possivelmente extinções locais de espécies mais raras (Olf & Ritchie 1998). Ademais, a presença de gado já tem demonstrado alterar a composição taxonômica de comunidades de plantas na Caatinga (Ribeiro et al. 2016).

Os mecanismos pelos quais os caprinos conduzem essa homogeneização da vegetação não foram acessados neste trabalho. Contudo, de uma forma geral, estes herbívoros alimentam-se dos estratos herbáceo e arbustivo-herbáceo da vegetação até dois metros de altura devido ao seu pequeno porte, priorizando dicotiledôneas herbáceas, brotos da vegetação lenhosa, folhas, sementes, frutos, dentre outros (Leal et al. 2003). Tal comportamento pode prejudicar o crescimento adequado e a regeneração da vegetação, contribuindo para a manutenção de uma vegetação mais baixa. Dessa maneira, estes animais podem estar selecionando determinados atributos nas comunidades vegetais dos AR.

Sem a presença de caprinos há aproximadamente seis anos, o AR conservado apresentou uma vegetação mais alta (observação pessoal), com mais espécies arbóreas bem desenvolvidas; isto é, um estágio sucessional mais avançado. Em manchas de solo descontínuas e rasas, uma vegetação de grande porte, cuja copa cobre a maior parte do solo, consome parte considerável dos poucos recursos disponíveis (água e nutrientes) para manter sua estrutura. Assim, a pouca disponibilidade de recursos, associada ao possível bloqueio de entrada adequada de luz, pode

prejudicar o estabelecimento de espécies menores. Ainda assim, esse AR apresentou uma composição de espécies mais heterogênea entre as manchas de solo.

Outro impacto que a criação extensiva de caprinos pode causar sobre a vegetação da Caatinga é a alteração ou atraso do processo de sucessão ecológica sobre as formações rochosas. Estudo realizado por Melo (2017) sugere que caprinos preferem áreas sucessionais abertas, como os AR, comparadas à vegetação madura, e que estes animais dificultam a regeneração da vegetação. Além de dificultarem estágios de sucessão mais avançados, caprinos também pisoteiam as crostas biológicas (Menezes et al. 2017) (i.e.: associação entre microrganismos e substrato que promove fixação de nitrogênio e maior estabilidade ao solo - Belnap et al. 2003), consideradas o estágio inicial de sucessão. Estas crostas são comuns nas regiões áridas e semiáridas por todo o mundo (Büdel 2003) e sua presença é negativamente relacionada à presença de caprinos na Caatinga (Menezes et al. 2017). Esse pisoteio em si interfere na ciclagem de nutrientes, já dificultada pela escassez hídrica nestes ambientes, pois a degradação das crostas biológicas prejudica a fixação de nitrogênio (Menezes et al. 2017), criando mais uma dificuldade para o desenvolvimento das plantas.

Por fim, ao contrário do esperado, o AR com presença de caprinos apresentou diversidade gama maior, indicando que esses herbívoros não representam risco para a diversidade de plantas, de maneira geral, apesar de sua grande densidade na Caatinga. Tal fato representa uma quebra do paradigma assumido em diversos trabalhos científicos. Entretanto, este tipo de perturbação antrópica crônica altera a composição de espécies de plantas em nível local, tendendo a homogeneizar a composição florística, o que se reflete no maior número de espécies comuns e dominantes. Além disso, essa perturbação pode estar prejudicando diferentes etapas da sucessão ecológica, assim como a ciclagem de nutrientes.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Parque Nacional do Catimbau, ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD), aos professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFPE responsáveis pelo IX ECCA, especialmente ao prof. Felipe Melo, e aos monitores Msc. Bruno Pinho e Msc. Pedro Sena, por todo o aprendizado e convivência.

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.
- Belnap J., Büdel B. & Lange O.L. 2003. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution. In: *Biological soil crusts: structure, function and management*, (eds. Belnap, J. & Lange, O.L.), pp. 3-30. Springer, New York, USA.
- Büdel B. 2003. Synopsis: comparative biogeography of soil crust biota. In: *Biological soil crusts: structure, function and management*, (eds. Belnap, J. & Lange, O.L.), pp. 141-152. Springer, New York, USA.
- Carmel Y. & Kadmon R. 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology* 145: 243-254.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S. 2000. Effects of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Farias G.B. 2009. Aves do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, Pernambuco, Brasil. *Atualidades Ornitológicas Online*, Nº 147. Pernambuco, Brasil. ISSN 1981-8874. Disponível em: <http://www.ao.com.br/download/ao147_36.pdf>.

- Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88: 2427-2439
- Leal I.R., Lopes A.V., Machado I.C. & Tabarelli M. 2017. Plant–Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*, (eds. Silva, J.M.C.; Leal, I.R. & Tabarelli, M.), pp. 369-382. Springer, Cham, Switzerland.
- Leal I.R., Vicente A., Tabarelli M. 2003. Herbivoria por caprinos na Caatinga da região de Xingó: uma análise preliminar. In: *Ecologia e conservação da Caatinga*, (eds. Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C.), pp. 695–715, Editora Universitária da UFPE, Recife.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princenton: Princenton University Press. 215 p.
- Melo F.P.L. 2017. The socio-ecology of the Caatinga: understanding how natural resource use shapes an ecosystem. In: *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*, (eds. Silva, J.M.C.; Leal, I.R. & Tabarelli, M.), pp. 369-382. Springer, Cham, Switzerland.
- Menezes A.G.S., Oliveira F.D.A. & Tabarelli M. Crostas biológicas de solo na caatinga: a entrada de nutrientes no ecossistema comprometida pela perturbação antrópica crônica. In: *II Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido*, vol. 1, 2017, Campina Grande, PB. Anais (on-line). Campina Grande: II CONIDIS, 2017.
- Olf H. & Ritchie M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.
- Queiroz L.P., Cardoso D., Fernandes M.F. & Moro M.F. 2017. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*, (eds. Silva J.M.C., Leal I.R. & Tabarelli M.), pp. 369-382. Springer, Cham, Switzerland.

- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015.
- Ribeiro E.M.S., Santos B.A., Arroyo-Rodríguez V., Tabarelli M., Souza G. & Leal I.R. 2016. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology* 97: 1583–1592.
- 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. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Schulz K., Voigt K., Beusch C., Almeida-Cortez J.S., Kowarik I., Walz A. & Cierjacks A. 2016. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. *Forest Ecology and Management* 367: 62–70.
- Szwagrzyk J. & Czerwczak M. 1993. Spatial patterns of trees in natural forests of East-Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 4: 469-476.

EL POTENCIAL DE LOS SISTEMAS AGROFORESTALES EN LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN NATIVA DE LA CAATINGA

Francisco Javier Rendón Sandoval¹

1 - Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas– Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad – Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

RESUMEN

Los *sistemas agroforestales* (SAF) son cultivos de plantas domesticadas integrados con elementos silvestres que conforman importantes reservorios de cultura, experiencia técnica y diversidad biológica. Ante las tendencias de intensificación productiva que implican una transformación profunda de la naturaleza, el entendimiento de los SAF representa una oportunidad para rescatar y revalorar prácticas de manejo tradicional que pueden contribuir en gran medida al mantenimiento de los socioecosistemas. Este trabajo analiza el papel de los SAF en la conservación y restauración de la flora nativa de la Caatinga, en el Parque Nacional Catimbau, Brasil. Para evaluar la capacidad de conservación de los SAF en comparación con la vegetación nativa, realizamos muestreos en 12 áreas con distintas intensidades de disturbio. Encontramos que los SAF de la zona mantienen cerca del 50% de las especies arbóreas de áreas conservadas del parque, mientras que en áreas con agricultura intensiva se reduce drásticamente la diversidad. El área basal explicó en gran medida (67%) la riqueza de especies presentes en áreas con distintas intensidades de disturbio. Los SAF del PARNA Catimbau conservan una proporción importante de la diversidad vegetal nativa al mismo tiempo que proporcionan subsidios para la restauración ecológica de la Caatinga y proveen beneficios para los habitantes locales.

Palabras clave: biodiversidad, disturbio intermedio, manejo tradicional, vegetación.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad los ecosistemas del planeta han sido sometidos a la intervención humana (Noble & Dirzo 1997) y la acelerada industrialización ha sido identificada como la causa principal del severo impacto sobre éstos a escala global (MEA 2005). Por ello, la relación entre las sociedades humanas y el entorno natural precisa incorporar enfoques de sustentabilidad que garanticen la continuidad de ambos, pues su perspectiva futura difícilmente será viable de continuar con la intensificación productiva que caracteriza a las tendencias modernas y que implica una transformación profunda de la naturaleza (Han 2012; Casas et al. 2014).

A pesar de esto, aún existen formas de vida rural tradicional que logran satisfacer sus necesidades de subsistencia, así como la conservación de biodiversidad y funciones ecosistémicas relevantes (Altieri & Toledo 2011). Es por ello que el manejo, entendido como la interacción que establecen los humanos con los elementos, sistemas y procesos naturales con la intención de transformarlos o mantenerlos de acuerdo con un propósito (Casas et al. 1997), desempeña un papel determinante en la conformación del paisaje. En el caso de la agricultura, el manejo tradicional de las plantas puede implicar el mantenimiento de especies silvestres con importancia cultural o económica a través de la tolerancia, promoción y cuidados especiales, así como el enriquecimiento de parcelas agrícolas mediante el reemplazo continuo y la introducción de plantas silvestres (Blancas et al. 2010; Moreno-Calles et al. 2012; Vallejo et al. 2016).

En este sentido, los sistemas agroforestales (SAF; los cultivos de plantas domesticadas integrados con elementos silvestres) son importantes reservorios de cultura, experiencia técnica y diversidad biológica, en los que se ha reconocido una alta capacidad para conservar la naturaleza circundante, así como la provisión de diversos beneficios para las sociedades (Casas et al. 2014). Estas características plantean que el entendimiento y la permanencia de los SAF,

represente una oportunidad para rescatar, revalorar e implementar prácticas de manejo tradicional para la conservación y restauración de los socioecosistemas.

Los SAF envuelven formas de manejo incipiente que pueden contribuir a la restauración. Entre las interacciones in situ están: (1) la tolerancia (dirigida a mantener, dentro de ambientes creados por el humano, las plantas útiles que existían antes de ser transformados), (2) la promoción (dirigida a incrementar la densidad de plantas útiles en sus hábitats naturales; incluyendo la siembra de semillas y la propagación intencional de estructuras vegetativas en los mismos lugares ocupados por las poblaciones silvestres) y (3) la protección (que consiste en brindar cuidados especiales a plantas útiles con el fin de asegurar y ampliar su producción; estos cuidados incluyen eliminación de competidores, resguardo contra depredadores, podas y fertilización). Por su parte, entre las interacciones ex situ se encuentran prácticas que contribuyen activamente a la restauración, como la siembra de semillas y el trasplante de propágulos o individuos completos (Casas et al. 1997; Blancas et al. 2010).

Por otro lado, es conocido que el disturbio, entendido aquí como una mayor intensidad de uso de suelo, puede influenciar la riqueza de especies. El disturbio es considerado como una presión que excluye especies en altos niveles y no puede prevenir la exclusión competitiva por competidores superiores a bajos niveles, resultando en diversidades de especies mayores a niveles intermedios de disturbio (Connell 1978). Los paisajes agroforestales incluyen típicamente un mosaico de parches de disturbio de diferente intensidad y extensión, por lo que cada parche existe en un estado de sucesión y fuera del equilibrio con el clima prevaleciente en esa composición de especies. Por lo tanto, el mosaico completo, el cual es parte de un equilibrio regional mayor, contiene más especies que cualquier parche individual (Badii et al. 2008).

Este estudio buscó responder a las siguientes preguntas: ¿En qué medida, los SAF son capaces de conservar la vegetación nativa de la Caatinga? y ¿Qué prácticas de manejo tradicional de la flora pueden ser de utilidad para la restauración ecológica? Partimos del

supuesto de que a comparación de la agricultura industrial, los SAF poseen una capacidad relativamente alta para conservar la diversidad vegetal nativa, así como para proveer múltiples beneficios para las sociedades. Contemplamos las siguientes previsiones: (1) los SAF de la zona deben ser reservorios de una alta diversidad vegetal nativa de la Caatinga, además de ser fuente de múltiples beneficios para los habitantes locales, (2) estos sistemas deben resguardar prácticas de manejo tradicional que pueden ser de gran utilidad para la restauración ecológica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue realizado en el Parque Nacional Catimbau, localizado entre los puntos 8°24'00" - 8°36'35" S y 37°09'30" - 37°14'40" O y perteneciente a los municipios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, en el estado de Pernambuco, Brasil. El clima es semiárido estacional, con precipitación de 800 a 1000 mm/año, temperatura media anual de 25°C y altitudes de 600 a 1000 metros (MMA 2003). El parque presenta una vegetación de Caatinga, así como asentamientos rurales que desenvuelven actividades de agricultura y crianza de caprinos (Prado 2003).

Diseño de muestreo

Utilizamos cuatro tratamientos con distintas intensidades de disturbio: (1) áreas relativamente conservadas con vegetación remanente de Caatinga (CON), (2) áreas en proceso de regeneración desde 2002 (REG), (3) sistemas agroforestales con cultivos de maíz, frijol, calabaza y mandioca, integrados con árboles silvestres (SAF) y (4) cultivos intensivos de maíz, frijol y nopal (INT). Realizamos tres réplicas para cada tratamiento que consistieron en muestreos de vegetación de 500 m² cada uno, en donde utilizamos parcelas circulares para registrar el número de morfoespecies e individuos de árboles, así como su altura y diámetro. La selección de los sitios fue de manera estratificada (en donde observamos distintas intensidades

de disturbio) y siguió un patrón aleatorio restringido con una proximidad mínima de 100 m entre cada sitio, pero dentro de un área con las mismas condiciones climáticas.

Análisis de datos

Probamos si la abundancia y riqueza de especies vegetales eran afectadas por la intensidad de disturbio. Como variables independientes usamos: (1) diferentes intensidades de uso de suelo en un gradiente de perturbación (desde áreas con cultivos intensivos hasta áreas relativamente más conservadas), así como (2) el área basal que estimamos con la fórmula [$\pi \cdot (\text{diámetro}/2)^2$]. Utilizamos un modelo lineal generalizado (GLM) con una distribución de Poisson, así como una prueba posterior de comparación de medias de Tukey para probar las diferencias entre áreas con distintas intensidades de disturbio en cuanto a riqueza y abundancia. Para analizar la relación entre las variables de respuesta y el área basal aplicamos una regresión lineal simple comparando un modelo lineal con uno cuadrático. Analizamos los datos con los programas SigmaPlot 12.2 (Systat Software Inc 2011) y R 3.3.1 (R Core Team 2016).

RESULTADOS

Observamos que los SAF de la zona mantienen 48.65% de las especies arbóreas presentes en la Caatinga, además de que brindan múltiples beneficios para los habitantes locales, sobre todo extracción de leña, producción de alimentos, obtención de plantas medicinales y recolección de frutos comestibles. En los muestreos aparecieron 57 especies distintas de árboles, en especial de las familias Cactaceae, Fabaceae y Myrtaceae. Asimismo, registramos prácticas de manejo tradicional de la flora que pueden ser de utilidad para la restauración ecológica. Entre ellas destaca la utilización de cercos vivos con especies nativas leñosas con capacidad de rebrotar (p. ej. *Commiphora leptophloeos* y *Ziziphus joazeiro*), y algunas otras especies que protegen la estabilidad y fertilidad del suelo (p. ej. *Handroanthus impetiginosus*, *Hymenaea martiana* y *Senna spectabilis*).

Las especies raras (p. ej. de los géneros *Ficus* y *Pilosocereus*), en general no fueron encontradas dentro de los SAF. En contraste, registramos un aumento en la abundancia de las especies más importantes para los habitantes locales. Por ejemplo, en el caso de *Anacardium occidentale* y *Syagrus coronata*, que son frecuentes dentro de las parcelas agrícolas debido al alto valor de sus frutos y hojas, respectivamente. También observamos una disminución en la riqueza, abundancia y área basal conforme aumenta la intensidad de disturbio (Tab. 1).

Tabla 1. Valores promedio de riqueza, abundancia y área basal de componentes arbóreos registrados en sitios de 500 m² con distintas intensidades de disturbio en el Parque Nacional Catimbau, Pernambuco, Brasil.

Áreas	Riqueza (especies)	Abundancia (individuos)	Área basal (m ²)
	promedio (± desviación estándar)		
Conservadas	16.67 (± 39.71)	39.33 (± 6.66)	82.29 (± 9.50)
En regeneración	13.67 (± 30.63)	31.33 (± 0.58)	65.53 (± 7.57)
Sistemas agroforestales	9.00 (± 22.31)	15.67 (± 1.73)	45.47 (± 1.15)
Cultivos intensivos	1.67 (± 8.73)	3.00 (± 0.58)	8.81 (± 1.73)

El GLM mostró diferencias significativas entre las distintas intensidades de disturbio analizadas tanto para la riqueza de especies ($F_{3,8} = 10.67$; $p = 0.003$) como para la abundancia de individuos ($F_{3,8} = 20.74$; $p < 0.001$) (Fig. 1). La prueba de Tukey mostró mayor riqueza de especies en áreas conservadas, sistemas agroforestales y en regeneración en relación con áreas intensificadas ($p = 0.003$). Asimismo, la prueba de Tukey mostró mayor abundancia de individuos en áreas conservadas y en regeneración en relación con áreas intensificadas y

sistemas agroforestales, así como mayor abundancia en áreas con sistemas agroforestales en relación con áreas intensificadas ($p < 0.001$).

Por su parte, observamos que el área basal explica en gran medida (67%) la riqueza de especies en áreas con distintas intensidades de disturbio ($p = 0.003$) (Fig. 2).

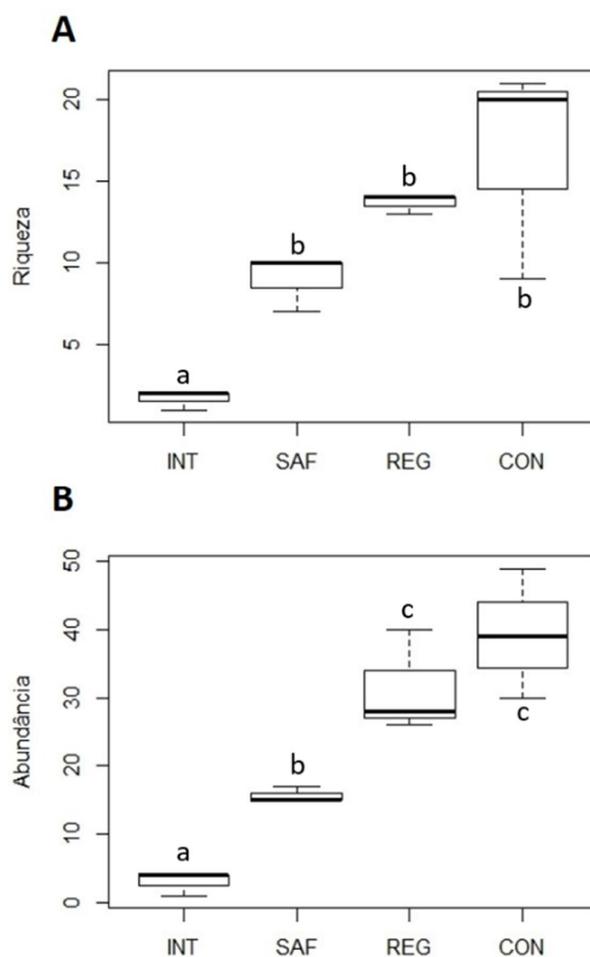


Figura 1. Diferencias observadas entre áreas con distintas intensidades de disturbio, tanto para la riqueza de especies (A) como para la abundancia de individuos (B) en el Parque Nacional Catimbau, Pernambuco, Brasil. INT (cultivos intensivos), SAF (sistemas agroforestales), REG (áreas en regeneración), CON (áreas conservadas).

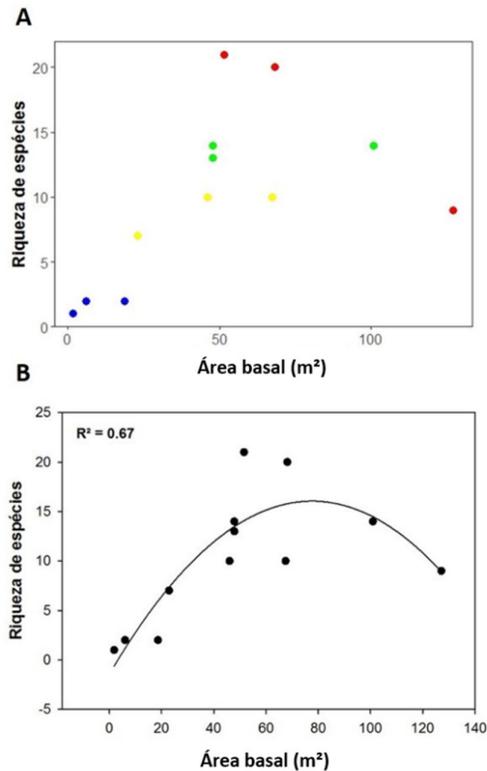


Figura 2. Relación entre el área basal y la riqueza de especies en áreas con distintas intensidades de disturbio en el Parque Nacional Catimbau, Pernambuco, Brasil. A. Distribución de las áreas muestreadas. Cultivos intensivos (puntos de color azul), sistemas agroforestales (amarillo), áreas en regeneración (verde), áreas conservadas (rojo). B. Comparación de las áreas con un modelo cuadrático.

DISCUSIÓN

Los SAF analizados son capaces de conservar cerca del 50% de las especies arbóreas presentes en áreas relativamente más conservadas del parque. Esto refleja su importancia en el mantenimiento de una parte de la biodiversidad, al mismo tiempo que proveen múltiples beneficios para las sociedades a escala local, regional e incluso global (Moreno-Calles et al. 2012). Las principales contribuciones que brindan los SAF a los habitantes locales del PARNA Catimbau corresponden al abastecimiento (leña, alimentos, frutos comestibles y plantas

medicinales). Estos resultados se asemejan a las tendencias encontradas en otros SAF asociados a bosques tropicales estacionalmente secos de México (Rendón-Sandoval et al. en proceso), pero con una capacidad de conservación mucho menor, ya que los SAF de México mantienen cerca del 80% de las especies presentes en la vegetación nativa, además de presentar una mayor diversidad de prácticas de manejo tradicional. Encontramos una cierta semejanza entre áreas conservadas y áreas en regeneración, sin embargo, los SAF analizados no se asemejan a estas últimas, ya que son muy pobres en cuanto a riqueza y abundancia. Lo anterior refleja que los SAF del PARNA Catimbau deberían incorporar una mayor diversidad de prácticas tradicionales para poder representar una expresión importante para la conservación y restauración.

Nuestros resultados sugieren que el área basal puede ser una medida consistente del grado de disturbio y desarrollo estructural de las comunidades vegetales tropicales, pues observamos que es una variable significativa y robusta para explicar la riqueza de especies (Fig. 2). Estos resultados apoyan la hipótesis del disturbio intermedio, en donde Connell (1978) postula que la alta diversidad comúnmente observada en los árboles de selvas tropicales es un estado de desequilibrio que, si no se altera más, avanzará hacia una comunidad de equilibrio de diversidad baja. Esto puede no suceder si los cambios graduales en el clima favorecen a las diferentes especies. Si se alcanza el equilibrio, un grado menor de diversidad puede ser sostenido por la diversificación de nicho o por una mortalidad compensatoria que favorezca a los competidores inferiores. Sin embargo, las selvas tropicales están sujetas a graves perturbaciones con la frecuencia suficiente como para que nunca se alcance el equilibrio. Lo anterior también podría ser aplicable a ecosistemas como la Caatinga, que están sujetos a perturbaciones antrópicas crónicas (Ribeiro 2015) y en donde el disturbio de baja intensidad producido por el manejo tradicional en los SAF desempeñaría un papel fundamental en el mantenimiento de la riqueza de especies.

Los SAF promueven la conservación biológica en los sistemas agrícolas a la vez que satisfacen necesidades humanas. Estos sistemas resguardan prácticas de manejo tradicional que pueden ser de gran utilidad en la restauración ecológica. Al respecto, Moreno-Calles y Casas (2010) mencionan que el mantenimiento de elementos nativos de la vegetación en general y de plantas nodrizas en particular, favorece la conservación de biodiversidad y de interacciones bióticas esenciales para la restauración ecológica, tanto en ecosistemas naturales como transformados a nivel de paisaje. La restauración ecológica podría estar guiada por los conocimientos y las técnicas que han sido desarrollados por las culturas nativas durante cientos de años (Moreno-Calles y Casas 2010), por lo que el rescate y la revaloración de estas prácticas podrían representar un punto de partida para la recuperación de la vegetación nativa de la Caatinga. De manera práctica, por ejemplo, con la implementación de cercos vivos con especies nativas leñosas con capacidad de rebrotar.

AGRADECIMENTOS

A los profesores del curso Inara Leal, Marcelo Tabarelli y Felipe Melo. A los revisores que enriquecieron esta contribución. A los monitores Pedro Sena y Bruno Pinho, en especial a éste último y a Jorge Cortés por su apoyo para la realización de los análisis estadísticos. A los compañeros del curso de campo Ecologia e Conservação da Caatinga 2018. Al Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal de la Universidade Federal do Pernambuco, al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM y al Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) por el apoyo para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altieri M. & Toledo V.M. 2011. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies* 38(3): 587-612.
- Badii M.H., Landeros J. & Cerna E. 2008. Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience* 3(1): 632-660.
- Blancas J., Casas A., Rangel-Landa S., Moreno-Calles A.I., Torres I., Pérez-Negrón E., Solís L., Delgado-Lemus A., Parra F., Arellanes Y., Caballero J., Cortés L., Lira R. & Dávila P. 2010. Plant management in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Economic Botany* 64: 287-302.
- Casas A., Caballero J., Mapes C. & Zárate S. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 61: 31-47.
- Casas A., Camou A., Otero-Arnaiz A., Rangel-Landa S., Cruse-Sanders J., Solís L., Torres I., Delgado A., Moreno-Calles A.I., Vallejo M., Guillén S., Blancas J., Parra F., Farfán-Heredia B., Aguirre-Dugua X., Arellanes Y. & Pérez-Negrón E. 2014. Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación ambiental* 6(2): 23-44.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Nature* 199(4335): 1302-1310.
- Han B-C. 2012. *La sociedad del cansancio*. Herder Editorial. Barcelona. 120 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and human well-being. Biodiversity synthesis*. World Resources Institute. Washington, D.C. 86 p.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2003. *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Universidade Federal de Pernambuco. 382 pp.

- Moreno-Calles A.I. & Casas A. 2010. Agroforestry systems: restoration of semiarid zones in the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration* 28(3): 361-368.
- Moreno-Calles A.I., Casas A., García-Frapolli E. & Torres I. 2012. Traditional agroforestry systems of multi-crop “milpa” and “chichipera” cactus forest in the arid Tehuacán Valley Mexico: their management and role in people subsistence. *Agroforestry Systems* 84: 207-226.
- Noble I.R. & Dirzo R. 1997. Forest as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Prado D.E. 2003. Padrões de diversidade e distribuição de espécies em escala regional: as Caatingas da América do Sul. In: *Ecologia e conservação da Caatinga* (eds. Leal, I.R., Tabarelli, M. & Silva, J.M.C.), pp. 3-73. Editorial Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rendón-Sandoval F.J. et al. En proceso. Manejo tradicional y ecología: bases para la conservación de biodiversidad y ecosistemas de bosque tropical seco. Proyecto de doctorado en el Posgrado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia.
- Ribeiro E.M.S., Arroyo-Rodríguez V., Santos B.A., Tabarelli M. & Leal I.R. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611–620
- Systat Software Inc. 2011. SigmaPlot: Exact graphs and data analysis, San Jose California, USA. URL <https://www.sigmaplot.com/>.
- Vallejo M., Casas A. & Moreno-Calles A.I. 2016. TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different socioecological contexts of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 12(31): 1-15.

GALHAS NÃO ATUAM COMO BIOINDICADORES DE ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE FLORESTAS SECAS

Isabela Pinho-Tavares¹

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

RESUMO

Bioindicação é uma forma de perceber e monitorar impactos antropogênicos pela modificação visível ou mensurável de uma população, comunidade ou ecossistema. As estruturas hospedeiras de plantas, chamadas galhas, têm excelentes características para atuarem como bioindicadores, e refletem um padrão muito forte para ambientes xéricos e méxicos, tendo maior riqueza quanto mais xérico for o ambiente. Porém, tem-se proposto que o padrão de distribuição de galhas não se mantém em florestas tropicais sazonalmente secas. Aqui, mostrei que o efeito promovido por um ambiente degradado não se assemelha ao de um ambiente xérico na alteração da comunidade de galhas. Coletei dados de presença e ausência, e abundância de galhas por folha em uma área conservada e outra perturbada na Caatinga. Utilizando testes qui-quadrado e de Wilcoxon, constatei que o grau de conservação do ambiente não altera a riqueza nem abundância de galhas. Já que não é possível detectar alterações do estado de preservação do ambiente pela mudança no padrão de riqueza ou abundância de galhas, constato que galhas não funcionam como bioindicadores ambientais para grau de conservação de florestas tropicais sazonalmente secas.

Palavras-chave: Biodiversidade, Caatinga, estresse hídrico, monitoramento, perturbações antrópicas.

INTRODUÇÃO

Cada espécie possui uma determinada faixa de sobrevivência entre condições e recursos ambientais. Quando algumas destas características suportadas são visivelmente mais sensíveis, causando morte ou mudança observável, esta população se torna um indicador para tal alteração ambiental, e a isto se dá o nome de bioindicação ou biomonitoramento (Holt & Miller 2010). O uso de bioindicadores é favorável no monitoramento ambiental porque estes organismos são capazes de detectar mudanças, consideram ações sinérgicas e antagonistas de poluentes e facilitam o diagnóstico precoce das alterações, sendo, portanto, uma alternativa de monitoramento constante e mais viável economicamente (Parmar et al. 2016).

Alguns insetos aquáticos são amplamente utilizados para monitoramento de qualidade de água (Poulton et al. 2015) no entanto, os insetos terrestres, embora muito importantes na produção de biomassa, ciclagem de nutrientes dentre outras funções ecológicas, são pouco utilizados (Jackson & Fisher 1986). Dentro deste grupo há os insetos galhadores, que possuem diversas características que sugerem que eles sejam ótimos bioindicadores, tais como, serem sésseis, de fácil localização, abundantes e específicos das plantas hospedeiras, portanto, responde assim as características de fenologia, o que elimina respostas diferentes por causa da sazonalidade (Fernandes et al. 1995).

Galhas são estruturas formadas na maioria das vezes por insetos, onde o inseto adulto oviposita dentro do tecido vegetal e suas larvas modificam a estrutura do tecido para utilizar seus recursos para desenvolvimento e proteção (Fig.1, Oates et al. 2016). Para que galhas possam atuar como bioindicador, é necessário que exista um padrão de distribuição, sensibilidade ou comportamento conhecido, que será a característica pela qual será possível perceber ou mensurar a modificação no ambiente. No caso das galhas, há uma distribuição muito bem conhecida que é a maior riqueza de galhas em ambientes xéricos, em relação a ambientes méxicos (Fernandes & Price 1988, 1992; Carneiro et al. 2005). Quando um ambiente

é degradado, perdendo parte da cobertura vegetal, há maior incidência solar e maior perda de nutrientes e água ao solo, causando uma situação de estresse hidrotérmico para as plantas, assemelhando-se a um ambiente xérico. Logo, se a degradação ambiental cria um microambiente com condições mais semelhantes a um ambiente xérico, é de se esperar que em ambientes mais degradados haverá maior riqueza de galhas.



Figura 1. Folhas de *Lantana sp.* infestadas por galhas. Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Foto: Isabela Pinho.

Contrariando o padrão esperado, Carvalho-Fernandes (2012) sugere que, no domínio de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), há maior riqueza de galhas em ambientes conservados. No entanto, esse trabalho utiliza o método de parcelas, que insere nos dados de quantidade de galhas influência da densidade da vegetação (Julião et al. 2004). Logo, uma área aberta quase ausente de cobertura e diversidade vegetal pode ter induzido o resultado a ir contra o padrão de distribuição de galhas conhecido.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho será testar a hipótese de que o padrão de distribuição de galhas se mantém em FTSSs, utilizando contagem de indivíduos em plantas para excluir a influência de densidade vegetal. Se o padrão de distribuição se mantiver, então haverá maior riqueza de galhas no ambiente degradado em relação ao conservado na Caatinga.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizei o estudo em uma paisagem no domínio da Caatinga sedimentar, na unidade de conservação de proteção integral Parque Nacional do Catimbau, localizado no estado de Pernambuco, Brasil. Escolhi duas áreas, sendo uma conservada, situada próxima a um *inselberg* sem histórico recente de ocupação e degradação, e uma área perturbada, antigo cajueiral com 15 anos de regeneração.

Coleta de dados

Em cada área, marquei 5 parcelas de 3m x 3m. Em cada parcela observei os 10 primeiros indivíduos distintos notando-se presença ou ausência de galhas. Como em tal ambiente havia apenas espécies de plantas que abrigavam apenas uma espécie de galha cada, o dado de presença e ausência se refere também à riqueza de galha no ambiente. Em plantas com presença de galhas, contei o número de folhas e a quantidade de galhas presente no último investimento reprodutivo para utilizar como medida de abundância de galhas por folha.

Análise estatística

Utilizei o teste Qui-quadrado para comparar os dados de presença e ausência de galhas entre as áreas I e II, e para comparar as abundâncias por folha entre as áreas utilizei o teste de Wilcoxon.

RESULTADOS

No ambiente conservado encontrei $2,6 \pm 1,34$ (Média \pm SD) plantas com galhas por parcela, representando 26% das plantas amostradas no local. Já no ambiente perturbado, a média foi de $4,2 \pm 1,3$ plantas galhadas por parcela, o que representa 42% das plantas deste ambiente parasitadas com galhas. A riqueza de galhas não diferiu entre os ambientes conservado e perturbado (Fig 2, $\chi^2 = 2.1836$, $df = 1$, $p = 0.1395$). A abundância de galhas por folha entre os ambientes também foi semelhante (Fig 3, $t = -0.806$, $df = 85$, $p = 0.42$)

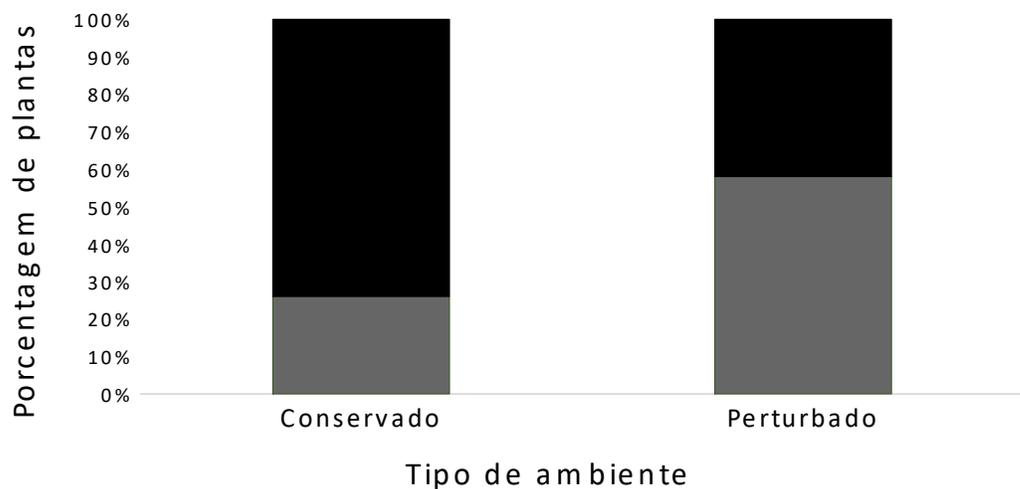


Figura 2. Presença de galhas em plantas de acordo com o ambiente. Cinza representa plantas com galhas e preto representa plantas sem galhas.

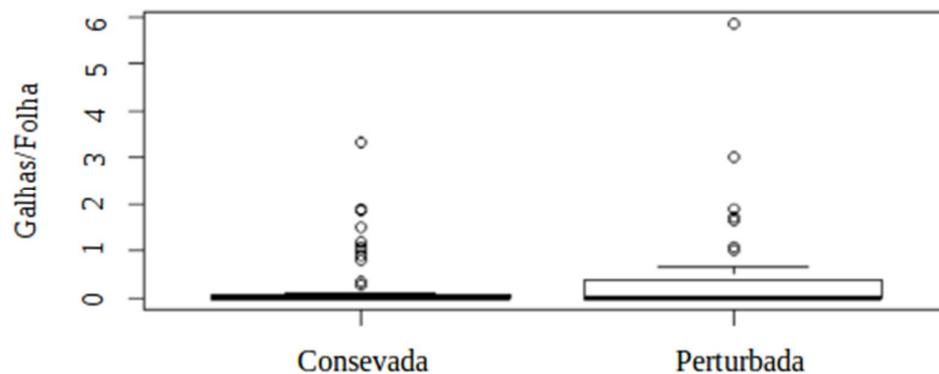


Figura 3. Abundância de galhas por folha em plantas de acordo com o ambiente. Barras representam desvio padrão.

DISCUSSÃO

Este estudo mostra que a riqueza de galhas não muda conforme gradiente de degradação da FTSS, rejeitando a hipótese levantada neste trabalho de que a riqueza de galhas aumenta conforme o grau de degradação. Este estudo também rejeita a hipótese de Carvalho-Fernandes (2012), que sugere que a riqueza de galhas aumenta com o grau de conservação.

Diferentemente deste trabalho, Carvalho-Fernandes (2012) utilizou áreas em estágio bastante devastado, o que não refletiria a resposta sobre as galhas, visto que é necessário um mínimo de espécies de plantas colonizando um lugar para que se possa analisar padrões de distribuição de galhas, já que plantas são suas hospedeiras. Utilizar um local praticamente sem cobertura vegetal pode dar a ideia errônea de que o ambiente criado pela degradação diminuiria a riqueza de galhas.

Outra hipótese também é que embora haja maior riqueza de galhas em ambientes mais xéricos, a devastação também pode mudar outras características microclimáticas que algumas espécies de galhas mais sensíveis não poderão suportar. Somando esses efeitos inversos, a comunidade de galhas como um todo não mostra uma resposta direcional. Porém, se isolarmos e estudarmos a distribuição de alguma espécie, retiramos os comportamentos controversos da comunidade. Tal direcionamento específico, a nível populacional, pode viabilizar o uso de algumas espécies como bioindicadoras.

Já em relação a padrões de abundância, estudos de efeitos de urbanização e antropização sugerem que há um aumento na abundância de galhas nessas situações de interferência e devastação ambiental (Julião et al. 2005; Altamirano et al. 2016). Isto acontece possivelmente pela condição desfavorável aos insetos de vida livre, que é o grupo de inimigos naturais das galhas (parasitas e predadores), levando a uma desregulação do controle topo-base, e aumentando assim a quantidade de galhas (Fernandes & Price 1992). No entanto, o resultado

deste estudo não corrobora com estas hipóteses, dado que a abundância de galhas não diferiu entre os ambientes conservado e perturbado.

Estudos em outros biomas também revelaram resultados semelhantes aos obtidos neste estudo, sem diferença entre ambientes conservado e em fronteira de degradação (Julião et al. 2004), tornando a abundância de galhas um parâmetro de bioindicação tão controverso quanto riqueza. Há ainda resultados parciais semelhantes feitos em fragmentos de mata no cerrado que não mostram diferença de riqueza e abundância entre borda e interior, mas indicam mudança na composição de espécies (Pinho-Tavares et al. 2017 *in press*). Isto sugere que não existe apenas crescimento das populações já existentes e sim uma modificação de toda a comunidade.

Diante dos resultados, podemos perceber que ainda não há um padrão bem definido acerca do comportamento da riqueza e abundância da comunidade de galhas em cenários de degradação ambiental em FTSS. Pela falta de clareza na indicação do grau de conservação, podemos inferir que galhas não funcionam como bioindicadores de conservação para FTSSs.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFPE, ao PELD Catimbau e aos professores Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli, pelo aprendizado e oportunidade de participar do Curso de Campo de ecologia e restauração da Caatinga, também ao monitor Pedro Sena por todo o auxílio durante o projeto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Altamirano A., Valladares G., Kuzmanich N. & Salvo A. 2016. Gallling insects in a fragmented forest: incidence of habitat loss, edge effects and plant availability. *Journal of Insect Conservation* 20: 119-127.

- Carneiro M.A., Fernandes G.W. & De Souza O.F. 2005. Convergence in the variation of local and regional galling species richness. *Neotropical Entomology* 34: 547-553.
- Carvalho-Fernandes S.P., Almeida-Cortez, J.S. & Nunes Ferreira A.L. 2012. Riqueza de galhas entomógenas em áreas antropizadas e preservadas de Caatinga. *Revista Árvore* 36: 269-277.
- Fernandes G.W. & Price P.W. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness. *Oecologia* 76: 161-167.
- Fernandes G.W. & Price P.W. 1992. The adaptive significance of insect gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia* 90: 14-20.
- Fernandes G.W., Paula A.D. & Loyola Jr R. 1995. Distribuição diferencial de insetos galhadores entre habitats e seu possível uso como bioindicadores. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 133-139.
- Holt E.A. & Miller S.W. 2010. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge* 3: 8.
- Jackson J.K. & Fisher, S.G. 1986. Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert stream. *Ecology* 67: 629-638.
- Julião G.R., Amaral M.E.C., Fernandes G. W. & Oliveira E.G. 2004. Edge effect and species–area relationships in the gall-forming insect fauna of natural forest patches in the Brazilian Pantanal. *Biodiversity & Conservation* 13: 2055-2066.
- Julião G.R., Fernandes G.W., Negreiros D., Bedê L. & Araújo R.C. 2005. Insetos galhadores associados a duas espécies de plantas invasoras de áreas urbanas e peri-urbanas. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 97-106.
- Oates C.N., Denby K.J., Myburg A.A., Slippers B. & Naidoo S. 2016. Insect gallers and their plant hosts: from omics data to systems biology. *International journal of molecular sciences* 17: 1891.

- Parmar T.K., Rawtani D. & Agrawal Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9: 110-118.
- Pinho-Tavares I., Oliveira S.C. & Saraiva D. 2017. Efeito de borda na composição de galhas em um capão do cerrado brasileiro. Curso de campo de Ecologia do Cerrado – UFMG. In press.
- Poulton B.C., Graham J.L., Rasmussen T.J., Stone M.L. & Stone M.L. 2015. Responses of Macroinvertebrate Community Metrics to a Wastewater Discharge in the Upper Blue River of Kansas and Missouri, USA. *Journal of Water Resource and Protection* 7: 1195.

INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE POLEIROS ARTIFICIAIS NA FREQUÊNCIA DE VISITAÇÃO DE PÁSSAROS NA CAATINGA

Jônatas Levi Gomes da Silva¹

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

RESUMO

Em decorrência de atividades humanas, áreas de vegetação contínua têm sido substituídas por outros tipos de uso do solo, resultando na perda e fragmentação de habitats. Entretanto, devido a fatores como a queda de produtividade por esgotamento de nutrientes, diversas dessas áreas têm sido abandonadas, necessitando de intervenção para sua recuperação. Uma técnica que vem sendo estudada e tem demonstrando eficiência na restauração é a utilização de poleiros artificiais que atraem pássaros e aumentam a chuva de sementes. Desta forma, este trabalho teve como objetivo avaliar se o uso de poleiros artificiais é uma técnica eficiente para recuperação de áreas degradadas na Caatinga. Para isso, testamos dois tipos de poleiros artificiais (Simples e Complexos) em uma área abandonada após utilização na agricultura. Observamos um total de 152 visitas de aves, sendo 109 nos poleiros simples e 43 nos poleiros complexos, tendo 7 espécies registradas. Os resultados demonstram que a utilização de poleiros artificiais é uma ferramenta com potencial para ser utilizada na restauração de áreas degradadas na Caatinga, por favorecer a atração de dispersores de sementes. Entretanto, estudos posteriores são necessários para avaliar a real eficácia dessa técnica no recrutamento de espécies de plantas.

Palavras-chave: chuva de sementes, dispersão de sementes, recuperação de áreas degradadas, técnicas de restauração.

INTRODUÇÃO

Perturbações decorrentes de atividades humanas têm ocasionado alterações na estrutura de ecossistemas, trazendo diversas consequências para a biodiversidade (Laurance et al. 2014). Um tipo de ecossistema que tem sofrido em decorrência das ações humanas são as florestas tropicais sazonalmente secas, que representam cerca de 42% de toda vegetação tropical, e estão entre os ecossistemas terrestres mais ameaçados do mundo (Murphy & Lugo 1995; Vieira & Scariot 2006). Na América do Sul, as maiores áreas de florestas tropicais secas são encontradas no nordeste do Brasil, tendo seus principais núcleos representados nas “Caatingas” (Prado & Gibbs 1993).

A região da Caatinga abrange uma grande extensão territorial (980.133,079 km²), mas apenas uma pequena parte dessa extensão é protegida e vem sofrendo devido a enormes pressões provenientes das atividades humanas (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010; Medeiros et al. 2012). Entre as principais ameaças se destacam a agricultura de corte e queima para o plantio de culturas de ciclo curto, corte de madeira para lenha, a caça, e a criação de bovinos e caprinos (Leal et al. 2005). Em consequência da queda de produtividade por uso excessivo do solo, diversas dessas áreas que sofreram perturbações têm sido abandonadas, resultando em um processo natural de sucessão secundária (Chazdon 2008). Entretanto, devido alguns fatores, como remoção contínua da vegetação (i.e., perturbação crônica), essa sucessão pode ser estagnada (Singh 1998). Desse modo, faz-se importante o conhecimento de diferentes mecanismos que possam ajudar na restauração dessas áreas.

Um levantamento do número de artigos na revista *Restoration Ecology* tem evidenciado o valor econômico e ecológico que a fauna tem na restauração de áreas degradadas (Majer 2009). Dentre diversos papéis desempenhados pelos animais na restauração, pode ser destacado a sua função como dispersores de sementes (Gorchov et al. 1993). Em muitas comunidades vegetais, a dispersão de sementes por animais é uma importante forma de disseminação de

propágulos, e em muitas áreas, mais da metade das espécies de árvores tem sementes dispersas por animais (Wunderle 1997). Os pássaros são importantes dispersores de sementes, dispersando espécies com diferentes estratégias ecológicas (e.g. pioneiras e tolerantes a sombra), conectando fragmentos florestais e, conseqüentemente, contribuindo na recuperação de áreas degradadas (Galindo-González et al. 2000).

Uma forma de aumentar a visitação de pássaros em lugares degradados é por meio da adição de poleiros artificiais. Shiels & Walker (2003) observaram que a adição de poleiros artificiais aumentou a riqueza e a abundância de pássaros dispersores de sementes em uma floresta subtropical, tendo como consequência o aumento da chuva de sementes, que em áreas com poleiros é significativamente maior que em áreas sem poleiros (Wunderle 1997). O uso de poleiros artificiais é uma técnica que vem sendo estudada e testada em diversos locais (Reis et al 1999; Shiels & Walker 2003; Graham & Page 2012), e vem se demonstrando de elevada eficiência. Diante desse cenário, o objetivo deste trabalho é verificar se o uso de poleiros artificiais é uma técnica com potencial para restauração da Caatinga. Para isso, testamos dois tipos diferentes de complexidades de poleiros artificiais (poleiros simples e poleiros complexos). Nossa hipótese é de que as aves selecionam preferencialmente os poleiros complexos para pouso, pois estes apresentam conformação semelhante a árvores.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (PARNA-Catimbau), localizado entre os municípios de Buíque, Ibimirim, Tupanatinga e Sertânia, no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (08°32'54,2" Sul; 37°14'49,6" Oeste). O Parque apresenta vegetação diversificada, variando de Caatinga arbustiva nas áreas de maior precipitação até vegetação arbustiva com muitas bromeliáceas e cactáceas nas áreas mais secas ou com

afloramentos rochosos (SNE 2002), sendo este último grupo de plantas um dos quais necessitam da dispersão primária que é realizada por aves (Gomes et al. 2014; Rengifo et al. 2007).

Desenho experimental

O experimento foi executado em uma área localizada próxima ao experimento piloto de restauração da Caatinga (8°34'02'' Sul 37°14'24'' Oeste). A área tem histórico de perturbação antrópica aguda, caracterizada pela remoção da vegetação para utilização na agricultura. Após a criação do PARNA-Catimbau, a área foi desapropriada, mas não apresenta sinais de recuperação natural (Fig. 1A). Para montagem do experimento, foram estabelecidos 4 pontos de coleta (Fig. 1B). Em cada ponto, foram estabelecidos um poleiro simples e um composto (Fig. 2 A,B). Estabelecido um ponto central, dois pares de poleiros foram estabelecidos com 50 metros de distância entre si, e os dois pares restantes com 25 metros (Fig. 1 B).

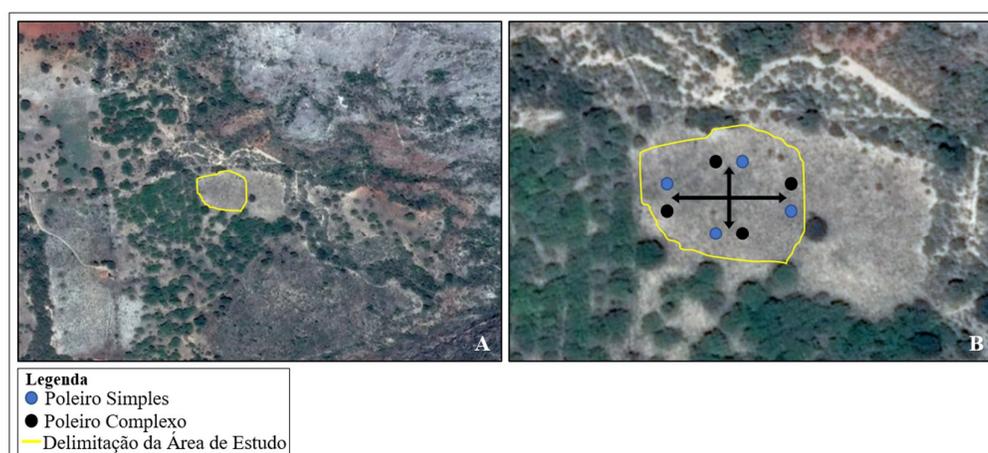


Figura 1. Área utilizada para execução do experimento de uso de poleiros artificiais como técnica de restauração da Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. A) localização da área de estudo; B) Esquema da disposição dos poleiros artificiais.

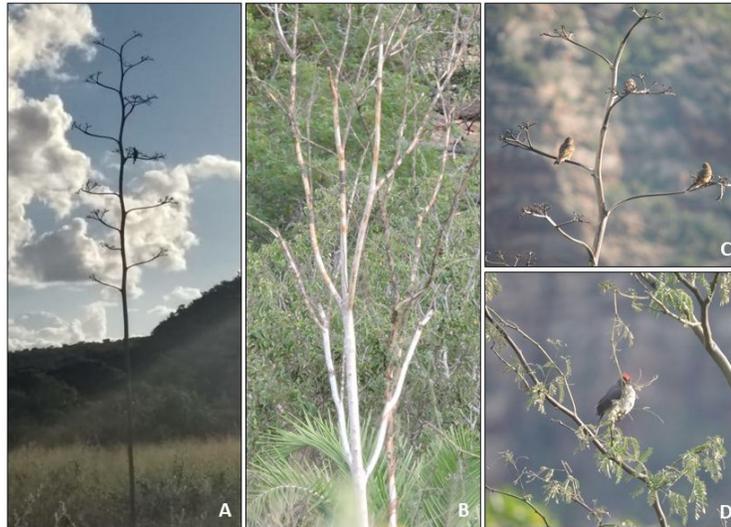


Figura 2. Experimento de uso de poleiros artificiais como técnica de restauração da Caatinga no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. A) Poleiro simples; B) Poleiro complexo; C) Aves utilizando poleiro simples; D) Ave utilizando poleiro complexo.

Os poleiros simples foram confeccionados com pendões florais de agave (*Agave tequilana*) e apresentaram formato semelhante a antena (eixo central vertical com eixos secundários dispostos horizontalmente) (Fig. 2A). Por outro lado, os poleiros complexos foram confeccionados com galhos de algaroba (*Prosopis juliflora*), possuindo conformação de árvore (Fig. 2B). Ambas espécies foram escolhidas por serem exóticas invasoras, como possível alternativa ao seu controle populacional. Os poleiros possuíam altura variando entre 3-4 metros.

Os poleiros foram observados a cada hora. Ao todo foram realizadas 12 horas de observações, desde às 5h até às 17h, sendo as últimas horas o período de maior atividade das aves. Posicionando-se em um ponto fixo na vegetação adjacente a área de estudo, foram registradas e fotografadas as espécies que pousavam nos poleiros para posterior identificação.

Análises estatísticas

Para verificar qual tipo de poleiro é mais eficiente para atração de aves, apliquei uma ANOVA de medidas repetidas, dadas as medições consecutivas de visitas de aves ao longo

do tempo na mesma variável dependente (pares de poleiros). A análise foi executada utilizando o programa estatístico R versão 3.5.1 (R Development Core Team, 2018).

RESULTADOS

Ao todo foram observadas 152 visitas, sendo 109 nos poleiros simples e 43 nos poleiros complexos, realizadas por sete morfoespécies, das quais quatro puderam ser identificadas a nível de espécie: *Coryphospingus pileatus* (Granívoro, incluindo frutos como parte da dieta), *Sporophila albogularis* (Granívoro), *Pitangá graçú* (Onívoro, incluindo frutos como parte da dieta), *Hirundinea ferruginea belicosa* (Insetívoro); e uma a nível de gênero, *Sporophila* sp. (Granívoro). As duas espécies não identificadas aparentemente consistem em granívoros, dado os formatos dos bicos). Os tipos de poleiros não apresentaram diferença significativa durante as três primeiras horas de observação ($df= 1$; $p= 0.077$). No entanto, após as 7h houve maior visitação nos poleiros simples ($df= 1$; $p= 0,026$) (Fig. 3).

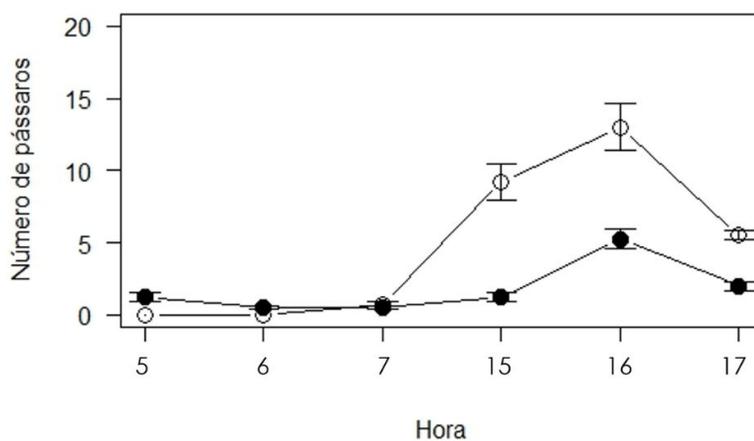


Figura 3. Número de visitas de pássaros em dois tipos de poleiros ao decorrer dos horários de observações no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Os pontos preenchidos representam os poleiros complexos, enquanto os vazios representam os poleiros simples.

DISCUSSÃO

Este é o primeiro estudo realizado com o objetivo de testar a eficiência do uso de poleiros artificiais como técnica de restauração de áreas degradadas na Caatinga. Os poleiros artificiais demonstraram ser uma técnica com potencial de atrair aves neste contexto, dado o elevado número de visitas em um curto período de observação, superior a trabalhos já realizados em florestas úmidas (Holl 1998; Sheldon & Nadikarni 2013). Portanto, o uso de poleiros artificiais deve favorecer a restauração de áreas degradadas, por atrair potenciais espécies dispersoras de sementes ou com outras funções ecológicas chave.

Entretanto, a hipótese de que os poleiros complexos apresentariam maior número de visitas em relação aos poleiros simples não foi corroborada, sendo observado um padrão oposto ao esperado para as observações após as 7h, e também um padrão oposto a trabalhos já realizados (e.g. Holl 1998, que verificou maior visita de aves em poleiros complexos). A maior preferência pelos poleiros simples pode estar relacionada às diferentes estratégias das aves da Caatinga, mas as informações na literatura são escassas, dificultando o processo de compreensão de tal fenômeno. Uma possível explicação para essa preferência, pode ser a maior facilidade que as aves encontram para realizar o pouso e permanecer atenta à vegetação adjacente, o que não é observado nos poleiros complexos devido a conformidade dos ramos entrelaçados e em posições aleatórias, como pode ser observado na figura 2.

Mesmo com uma alta frequência de visita de pássaros, que pode resultar no aumento da chuva de sementes, estudos posteriores são necessários para verificar a real eficácia dos poleiros no recrutamento de espécies de plantas. Além disso, é importante comparar como se dá a visita em áreas com poleiros artificiais e áreas naturais sem poleiros (Controle). Estudos anteriores (ver Holl 1998; Graham & Page 2012; Shiels & Walker 2003) verificaram que em áreas sem poleiros (Controle), tanto a visita como o recrutamento de novas espécies são

baixos, sendo assim, é necessário um estudo mais aprofundado para verificar se esse padrão se repete em áreas de Caatinga.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Edito pela ajuda na montagem do experimento, a Elisângela pelo fornecimento do material fotográfico, a Bruno Pinho, Gislene Ganade e Pedro Sena pela ajuda na análise de dados, e a todos que colaboraram para realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chazdon R.L. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. In: W.P. Carson & S.A. Schnitzer (eds.). Tropical forest community ecology. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 384-408.
- Galindo-González J., Guevara S. & Sosa V.J. 2000. Bat-and Bird-Generated Seed Rain sat Isolated Trees in Pastures in a Tropical Rain forest. *Conservation Biology* 14: 1693-1703.
- Gomes V.G.N., Quirino Z.G.M. & Araujo H.F.P. 2014. Frugivory and seed dispersal by birds in *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 74: 32-40.
- Gorchov D.L., Cornejo F., Ascorra C. & Jaramillo, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Plant Ecology* 107: 339-349.
- Graham L.L. & Page S.E. 2012. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology* 20: 631-637.
- Holl K.D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6: 253-261.

- Laurance W.F., Sayer J. & Cassman K.G. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution* 29: 107-116.
- Leal I.R., Silva J.M.C., Tabarelli M., Lacher Jr T.E. 2005. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- Majer J.D. 2009. Animals in the Restoration Process—Progressing the Trends. *Restoration Ecology* 17: 315-319.
- Medeiros S.S., Cavalcante A.M.B., Perez Marin A.M., Tinôco L.B.M., Hernan Salcedo I. & Pinto T.F. 2012 Sinopse do censo demográfico para o semiárido brasileiro. INSA, Campina Grande.
- Murphy P.G. & Lugo A.E. 1995. Dry forests of Central America and Caribbean islands. Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, New York, p. 9–34.
- Prado D. & Gibbs P. 1993. Patterns of Species Distributions in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 902-927.
- Portillo-Quintero C.A. & Sánchez-Azofeifa G.A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143: 144-155.
- R Development Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <<http://www.R-project.org/>>
- Reis A., Zambonin R.M. & Nakazono E.M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. Série Recuperação, Caderno 14, São Paulo, Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
- Rengifo C., Naranjo M.E. & Soriano P.J. 2007. Fruit Consumption by Birds and Bats on Two Species of Columnar Cacti in a Semi-Arid Andean Enclave of Venezuela. *Caribbean Journal of Science* 43: 254-259.

- Sheldon K. & Nadkarni N. 2013. The use of pasture trees by birds in a tropical montane landscape in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 29: 459-462.
- Shiels A.B. & Walker L.R. 2003. Bird Perches Increase Forest Seeds on Puerto Rican Landslides. *Restoration Ecology* 11: 457-465.
- Singh S.P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* 25: 1-2.
- Sociedade Nordestina de Ecologia – SNE 2002. Projeto Técnico para a Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente de Pernambuco – SECTMA, Recife
- Vieira D.L. & Scariot A. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.
- Wunderle J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.

RESPOSTAS RADICULARES À FACILITAÇÃO EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA

Lays Lins¹

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

RESUMO

Sistemas radiculares apresentam um alto grau de plasticidade em resposta à heterogeneidade do ambiente. Parâmetros como o comprimento específico da raiz (CER) são importantes no sentido de compreender as estratégias adotadas pelas plantas na captação de recursos, detectar ambientes que são mais propícios à facilitação e assim fornecer subsídios para recuperação de áreas degradadas. O objetivo deste estudo foi analisar a extensão radicular de plantas que crescem sob influência de leguminosas e não leguminosas em ambientes com diferentes tipos de fitofisionomias em uma Floresta Tropical Sazonalmente Seca. O CER foi maior na área de vegetação arbustiva. Embora não tenha observado diferenças no CER entre as plântulas que se estabeleceram sob a copa de leguminosas e não leguminosas, aquelas estabelecidas em áreas abertas apresentaram menor CER que as estabelecidas sob copa, o que destaca a importância da facilitação para a melhoria da aquisição de recursos.

Palavras-chave: caatinga, interações positivas, leguminosas, nitrogênio.

INTRODUÇÃO

A facilitação interespecífica ocorre quando uma espécie altera positivamente o ambiente físico de outra (Hogh-Jensen & Schjoerring 2000). Esse processo parece ser particularmente importante em ambientes semiáridos como nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS), onde os mecanismos de facilitação propiciam a melhoria do microambiente diminuindo, por exemplo, a temperatura (Franco & Nobel 1989) e o aumento da disponibilidade de água (Raffaele & Veblen 1998) sob a copa da espécie facilitadora (Maestre et al. 2003).

Algumas plantas facilitadoras são capazes de oferecer um melhor habitat que outras, influenciando indiretamente as espécies facilitadas, aumentando também a disponibilidade de nutrientes no solo (Pugnaire et al. 1996; Hortal et al. 2013), como as que possuem associação com micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio, tal como algumas espécies de leguminosas (Van der Putten 2009). Além disso, a importância do efeito facilitador aumenta em ambientes de maior estresse abiótico (Maestre et al. 2003) como aqueles com alta intensidade luminosa.

Sob a copa da espécie facilitadora, a aquisição de água e nutrientes pelas plantas que se estabelecem depende de suas características fisiológicas e morfológicas (Aerts & Chapin 1999). Em solos com menor concentração de água, como nas FTSS, as características morfológicas das plantas parecem ser mais importantes do que as características fisiológicas para a aquisição de nutrientes de difusão lenta (Aerts 1999) e, facilitação e competição são desencadeadas pela competição entre raízes por recursos como água e nutrientes (Esler & Cowling 1993). Os sistemas radiculares são conhecidos por apresentar muita plasticidade em seu desenvolvimento em resposta às mudanças ambientais (Pregitzer 2000). O aumento do comprimento específico das raízes (CER) é um dos possíveis parâmetros morfológicos das plantas na captação de recursos. Plantas com alto CER investem mais no comprimento de raiz para um dado investimento de massa seca e geralmente possuem as maiores taxas de absorção de nutrientes

e água, o que tem implicações positivas na capacidade competitiva de uma planta (Eisenstate 1992).

O conhecimento da extensão do sistema radicular em diferentes ambientes ajuda a entender sobre as estratégias adotadas pelas plantas, o qual pode contribuir na recuperação de áreas degradadas, uma vez que é capaz de gerar conhecimentos acerca da captação de água e recursos nutricionais. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar a extensão do sistema radicular entre plantas que crescem em ambientes com diferentes tipos de fitofisionomias sob influência de plantas leguminosas e não leguminosas na Caatinga, uma FTSS brasileira. Espera-se que (1) as plantas que crescem sob influência das espécies de leguminosas apresentem menor CER e (2) que esse efeito seja ainda mais forte em ambientes de vegetação arbustiva, onde a intensidade luminosa é maior.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°00'30" e 37°10'40" W; 607 km²), Pernambuco, Brasil. O parque está inserido na região do ecossistema Caatinga. 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 (SNE 2002). Mais de 75% da área do Parque é coberta por areias quartzosas, mas planossolos e litossolos também estão presentes (15% cada um; SNE 2002). A vegetação é bastante diversificada, devido à interação entre o clima e outros fatores como solo, relevo e altitude, mas caatingas arbustivo-arbóreas são predominantes (SNE 2002).

O estudo foi desenvolvido em duas áreas com diferentes fitofisionomias. A Área 1 constitui campo aberto, com vegetação arbórea muito esparsa, atingindo até dois metros de altura e uma matriz predominantemente composta de gramíneas, recebendo assim maior

incidência solar. A Área 2 apresenta uma vegetação mais densa, tendo a ocorrência de espécies arbóreas e formação de dossel.

Amostragem

Em ambas as áreas, foram selecionados pares de espécies, leguminosas e não leguminosas que possuíssem porte arbóreo similar. Entre esses pares, áreas abertas foram também selecionadas para constituir o grupo controle. Abaixo da copa das espécies selecionadas, plântulas com até 50 cm de altura tiveram suas raízes coletadas.

Mensuração do comprimento específico da raiz

As plântulas selecionadas foram escavadas para coleta das raízes (20 cm). Como as raízes finas (< 2 mm de diâmetro) devem ter maiores taxas de aquisição específicas (Trumbore & Gaudinski 2003), apenas essas foram selecionadas para o estudo. Todas as raízes finas coletadas foram lavadas para remover sedimentos e impurezas.

O comprimento da raiz foi calculado pelo programa ImageJ (Abràmoff 2004). Em seguida, todas as amostras subterrâneas foram separadas, colocadas em sacos de papel, secas a 80 °C e pesadas para obtenção da biomassa. O comprimento específico da raiz (CER) foi definido como o comprimento da raiz dividido pela biomassa de raiz.

Análise de dados

Para identificar a variação do CER sob a copa de leguminosas e não leguminosas nos dois ambientes, foi realizada uma ANOVA *two-way* seguida pelo teste de Tukey. As análises e gráficos foram elaborados no software SigmaPlot (SigmaPlot 2006).

RESULTADOS

Na área de vegetação arbustiva (Área 1) foram encontrados sete indivíduos sob a copa de leguminosas e cinco abaixo de não leguminosas. Apenas dois indivíduos foram encontrados na área sem dossel. Na área de vegetação arbórea (Área 2) foram encontrados oito indivíduos

abaixo das leguminosas e quatro abaixo das não leguminosas, sendo encontrados três na área sem dossel.

De forma geral, o comprimento específico da raiz foi maior na área de vegetação arbustiva quando comparado com a área de vegetação arbórea ($p < 0.05$). Nas duas áreas, as plântulas estabelecidas em áreas abertas apresentaram menor CER quando comparadas àquelas que se estabeleceram sob copa das leguminosas. No entanto, não foram observadas diferenças no comprimento entre as plântulas que se estabeleceram sob a copa de espécies de leguminosas e não leguminosas em nenhuma das áreas ($p < 0.05$) (Fig. 1).

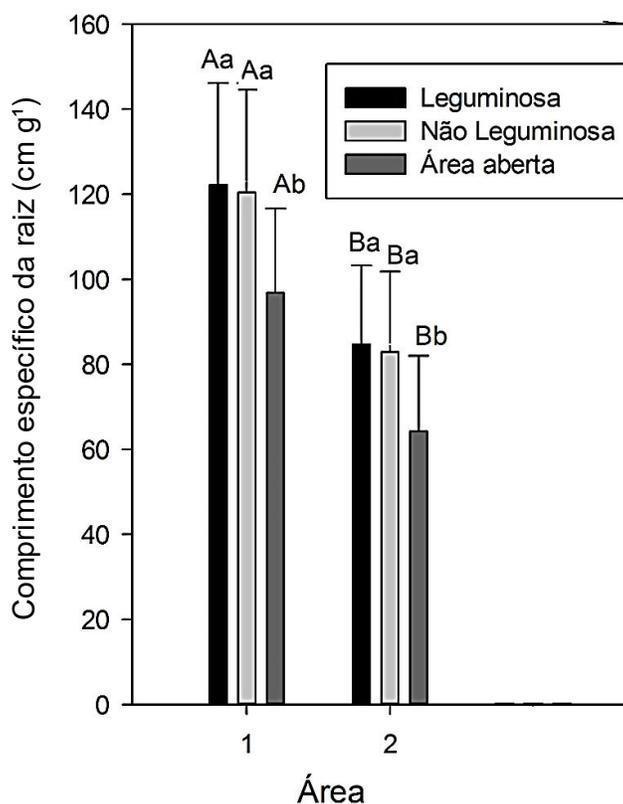


Figura 1. Comprimento Específico da Raiz (CER) nas Áreas 1 (vegetação arbustiva com menor cobertura vegetal e 2 (vegetação arbórea com maior cobertura vegetal) em plântulas que se desenvolveram abaixo de espécies de leguminosas, não leguminosas e área aberta no Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.

DISCUSSÃO

As adaptações morfológicas representadas pelo maior comprimento específico da raiz (CER) na vegetação arbustiva sugerem diferentes estratégias adotadas pelas plantas de acordo com os ambientes onde ocorrem. Embora não tenham sido observadas diferenças entre leguminosas e não leguminosas, há uma clara diferença entre as espécies que se estabelecem abaixo de uma copa e aquelas estabelecidas em áreas abertas, o que destaca a importância da facilitação para melhoria da aquisição de recursos pelas plântulas facilitadas.

Diferenças entre as espécies quanto ao comprimento da raiz estão associadas ao ambiente nos quais elas evoluíram (Hill et al. 2006), sendo esse parâmetro um indicador da disponibilidade de nutrientes (Ostonen et al. 2007). Para sustentar e melhorar a nutrição mineral em ambientes onde os recursos são mais escassos, os indivíduos devem usar uma estratégia de investimento em assimilados, o que leva a um aumento na biomassa e no comprimento do sistema radicular fino (Lohmus et al. 2006). Estudos têm demonstrado que o CER diminui significativamente sob fertilização e responde negativamente à menor disponibilidade de luz (Ostonen et al. 2007), o que pode explicar a diminuição do CER na área de vegetação arbórea, onde há de fato uma menor disponibilidade de luz que na vegetação arbustiva e pode também estar relacionada à maior disponibilidade de nutrientes.

Alguns estudos têm demonstrado a influência positiva de leguminosas na riqueza de espécies sob sua copa. Shumway (2000), por exemplo, mostrou que arbustos fixadores de nitrogênio aumentam tanto o crescimento como o número de flores e sementes de indivíduos que crescem sob sua copa em comparação a indivíduos que crescem fora dela. No entanto, em relação à alocação de recursos, espécies de leguminosas também podem afetar negativamente os vizinhos por meio da competição por outros recursos, como água e luz (Tilman et al. 1997; Fargione et al. 2006). Como água é considerada a principal limitação em florestas secas, talvez a competição por este recurso seja um fator mais importante que o nitrogênio.

As plantas desenvolvem mecanismos ecofisiológicos específicos para sobreviverem em condições ambientais adversas como baixa disponibilidade de água e nutrientes e alta intensidade luminosa (Aroca 2011). E, estes mecanismos podem interferir nos processos de recuperação de áreas degradadas. Os resultados deste estudo sugerem que o estabelecimento de plântulas abaixo da copa de outros indivíduos é mais viável e principalmente importante em ambientes como os de vegetação arbustiva. Mecanismos adjacentes, como a disponibilidade de nutrientes no solo (e.g. nitrogênio e água) e associações micorrízicas precisam ser investigados.

AGRADECIMENTOS

À coordenação do XI ECCA, em especial aos monitores, Pedro Sena e Bruno Pinho pelo auxílio no desenho experimental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abràmoff M.D., Magalhães P.J. & Ram S.J. 2004. Image processing with ImageJ. *Biophotonics International* 11: 36-42.
- Aerts R. 1999. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant-soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany* 50: 29-37.
- Aerts R. & Chapin F.S. 1999. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. In: *Advances in Ecological Research*, v. 30, pp. 1- 67), Academic Press.
- Aroca R., Porcel R. & Ruiz-Lozano J.M. 2011. Regulation of root water uptake under abiotic stress conditions. *Journal of Experimental Botany* 63: 43-57.
- Eissenstat D.M. 1992. Costs and benefits of constructing roots of small diameter. *Journal of Plant Nutrition* 15: 763-782.

- Esler K.J. & Cowling R.M. 1993. Edaphic factors and competition as determinants of pattern in South African Karoo vegetation. *South African Journal of Botany* 59: 287-295.
- Fargione J. & Tilman D. 2006. Plant species traits and capacity for resource reduction predict yield and abundance under competition in nitrogen-limited grassland. *Functional Ecology* 20: 533-540.
- Franco A.C. & Nobel P.S. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *The Journal of Ecology* 77: 870-886.
- Hill J.O., Simpson R.J., Moore A.D. & Chapman D.F. 2006. Morphology and response of roots of pasture species to phosphorus and nitrogen nutrition. *Plant and Soil* 286: 7.
- Hogh-Jensen H. & Schjoerring J.K. 2000. Below-ground nitrogen transfer between different grassland species: direct quantification by ¹⁵N leaf feeding compared with indirect dilution of soil ¹⁵N. *Plant and Soil* 227: 171-183.
- Hortal S., Bastida F., Armas C., Lozano Y.M., Moreno J.L., García C. & Pugnaire F.I. 2013. Soil microbial community under a nurse-plant species changes in composition, biomass and activity as the nurse grows. *Soil Biology and Biochemistry* 64: 139-146.
- Maestre F.T., Bautista S. & Cortina J. 2003. Positive, negative, and net effects in grass–shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84: 3186-3197.
- Ostonen I., Püttsepp Ü., Biel C., Alberton O., Bakker M.R., Lõhmus K., Madji H., Metcalfe D., Olshthoorn A.F.M., Pronk A., Vanguelova E., Weih M. & Brunner I. 2007. Specific root length as an indicator of environmental change. *Plant Biosystems* 141: 426-442.
- Pregitzer K.S., King J.S., Burton A.J. & Brown S.E. 2000. Responses of tree fine roots to temperature. *The New Phytologist* 147: 105-115.
- Pugnaire F.I., Haase P., Puigdefábregas J., Cueto M., Clark S.C. & Incoll L.D. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76: 455-464.

- Püttsepp Ü., Lõhmus K., Persson H.Å. & Ahlström K. 2006. Fine-root distribution and morphology in an acidic Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand in SW Sweden in relation to granulated wood ash application. *Forest Ecology and Management* 221: 291-298.
- Raffaele E. & Veblen T.T. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 9: 693-698.
- SNE - Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Melo, M.D.V.C. (Coord.) Recife.
- Shumway S.W. 2000. Facilitative effects of a sand dune shrub on species growing beneath the shrub canopy. *Oecologia* 124: 138-148.
- Tilman D. 1997. Mechanisms of plant competition. *Plant Ecology* 2: 239-261.
- Van der Putten W.H., Bardgett R.D., De Ruiter PC., Hol W.H.G., Meyer K.M., Bezemer T.M., Bradford M.A., Christensen S., Eppinga M.B., Fukami T., Hemerik L., Molofsky J., Schädler M., Scherber C., Strauss S.Y., Vos M. & Wardle D.A. 2009. Empirical and theoretical challenges in aboveground–belowground ecology. *Oecologia* 161: 1-14.
- Trumbore S.E. & Gaudinski J.B. 2003. The secret lives of roots. *Science* 302: 1344-1345.

VIABILIDADE DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO E AVALIAÇÃO DA PERDA DE FOLHAS EM MUDAS PÓS-TRANSPLANTE NA CAATINGA

Nathan Castro Fonsêca¹

1-Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais – Departamento de Ciência Florestal – Universidade Federal Rural de Pernambuco.

RESUMO

O uso de técnicas de baixo custo e eficientes são primordiais para alcançar os objetivos de restauração de áreas degradadas. Neste contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a viabilidade do uso de Omniverde como técnica de restauração, a partir do monitoramento de condições ambientais e de mudas recém transplantadas em áreas restauradas com e sem o uso desta técnica. O estudo foi realizado na área experimental do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE. Utilizou-se um delineamento casualizado em bloco, com quatro espécies abundantes da Caatinga, com diferentes tamanhos e em diferentes técnicas de restauração (com e sem Omniverde). Foram transplantadas 64 mudas e, após três dias, avaliados os seguintes parâmetros em cada bloco: taxa de mortalidade, perda de folhas, e temperatura e umidade do solo em diferentes períodos do dia (08:00h, 10:00h, 12:00h, 14:00h e 16:00h). A sobrevivência das mudas foi de 100%. A perda de folhas foi maior na espécie *Anadenanthera colubrina* (23%), seguida da *Libidibia ferrea* (17%), *Piptadenia stipulacea* (16,2%) e *Handroanthus impetiginosus* (9%). O tamanho das mudas e o uso de Omniverde não influenciaram a perda de folhas, nem a temperatura e umidade do solo. Diante dos resultados, parece aconselhável utilizar a técnica com Omniverde e as quatro espécies aqui aplicadas no processo inicial de restauração. Todavia, mais testes e monitoramentos são necessários para concluir se o projeto está alcançando os objetivos previamente definidos.

Palavras-chave: desfolhamento, mortalidade de mudas, restauração florestal, temperatura, umidade.

INTRODUÇÃO

A influência antrópica nos habitats naturais tem sido um dos principais fatores responsáveis pelos cenários de degradação e, conseqüentemente, do declínio de espécies da flora nativa (Ribeiro et al. 2015; Rito et al. 2017). Dessa forma, torna-se necessário a criação de programas que visem a restauração e a manutenção dos ecossistemas florestais, garantindo assim, a conservação da fauna e da flora e manutenção dos serviços ecossistêmicos. Pesquisas que busquem aprimorar técnicas de baixo custo e eficazes são primordiais no processo de restauração da composição e estrutura de florestas naturais, bem como nas funções que garantem a perpetuação desses ecossistemas.

Na região semiárida do Brasil, diferentes técnicas de restauração têm sido testadas, como por exemplo, os poleiros artificiais, transposição de solo e transposição de galhadas (Miranda Neto et al. 2010; Souto et al. 2017). Porém, o pouco conhecimento disponível sobre a resistência das espécies nativas ao estresse hídrico e as mudanças climáticas, tem sido um obstáculo ao delineamento de projetos de restauração (Trovão et al. 2007). Neste processo, o plantio de mudas nativas do próprio ecossistema tem sido priorizado, visto que pressupõem que estas espécies apresentam maior tolerância às condições locais (e.g. baixa precipitação, altas temperaturas e baixa umidade) das áreas degradadas (Ivanauskas et al. 2007; Trovão, et al. 2007; Sansevero et al. 2011). No entanto, atualmente ainda são poucos os estudos que avaliam a viabilidade de técnicas de restauração para o ambiente semiárido (Figueiredo et al. 2012; Lima et al. 2015), dificultando comparações e impossibilitando a indicação de métodos mais adequados para aumentar a taxa de sobrevivência das espécies e a resistência das mudas transplantadas.

Considerando a importância da restauração e da utilização de técnicas que atendam a essa demanda, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar a viabilidade de diferentes técnicas de restauração (com Omniverde e a técnica controle sem Omniverde) e analisar se a

temperatura e umidade do solo no decorrer do dia diferem nas técnicas testadas. As hipóteses testadas foram que, a técnica de restauração com Omniverde e o uso de mudas grandes (≥ 50 cm) proporciona menor mortalidade, menor perda de folhas e mantém menor temperatura e maior umidade do solo no decorrer do dia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional (PARNA) do Catimbau, localizado no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. O parque possui uma área de 62 mil hectares entre os municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim (ICMBIO 2013). Na área há predominância de solos arenosos, mas também ocorrem litossolos. O clima predominante na região é o semiárido do tipo Bsh com transição para o tropical chuvoso do tipo As' segundo a escala de Köppen (SNE 2002). A precipitação anual varia de 500 a 1100 mm. A temperatura média anual é de 23°C e o mês de temperatura mais baixa é julho, com valores equivalentes a 21°C, enquanto dezembro, com temperatura média de 25 °C é o mês mais quente (SNE 2002). A vegetação é classificada como densa e aberta, sendo submetida a diferentes níveis de perturbação (MMA 2013).

Delineamento experimental

O estudo foi desenvolvido na área experimental do PARNA Catimbau, onde foram testadas diferentes técnicas de restauração (com Omniverde e sem Omniverde). Foram transplantadas 64 mudas, com diferentes tamanhos (grande ≥ 50 cm e pequeno < 50 cm), utilizando um delineamento inteiramente casualizado em bloco, com quatro espécies nativas da Caatinga: *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex

DC.) Mattos, *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz e *Piptadenia stipulacea* (Benth.)
 Ducke. (Fig. 1).

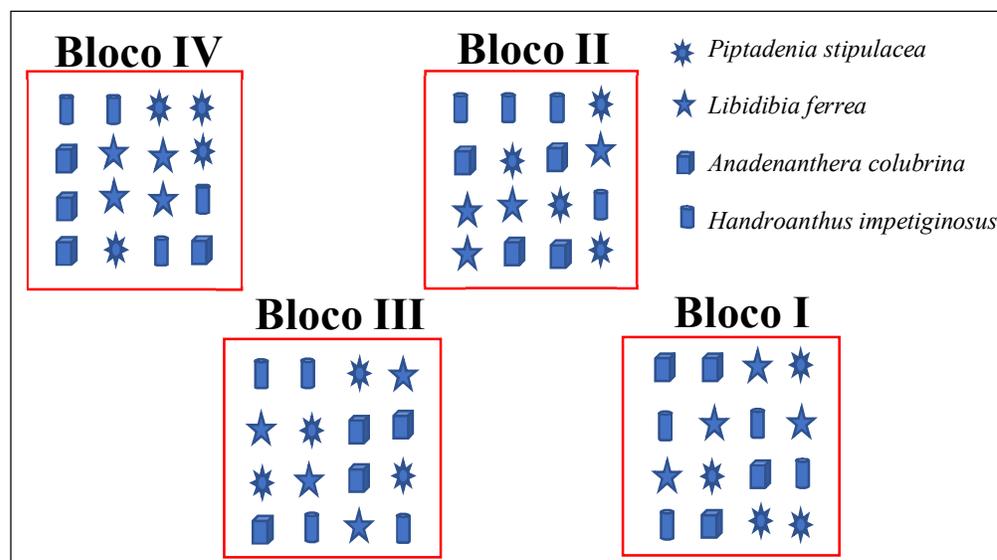


Figura 1. Esquema ilustrando o delineamento experimental utilizado na coleta de dados no Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil.

A técnica de restauração com Omniverde tem como princípio proteger as mudas por meio de uma barreira física que evita a competição das herbáceas e mantém a temperatura e umidade do solo em condições ótimas para o crescimento e desenvolvimento das mudas pós-transplante em campo (Fig. 2).

Para avaliar a eficiência das técnicas utilizadas foram realizadas contagens das folhas de todas as mudas plantadas três dias após o transplante, verificou-se a taxa de mortalidade e a temperatura e umidade do solo em diferentes períodos (horas) do dia (08:00, 10:00, 12:00, 14:00 e 16:00) com um termohidrômetro digital.



Com Omniverde



Controle (Sem Omniverde)

Figura 2. Técnicas de restauração utilizadas na Caatinga, área experimental do PARNA Catimbau, PE, Brasil.

Análise de dados

Para testar se as técnicas de restauração utilizadas interferem na perda de folhas, taxas de sobrevivência das mudas e temperatura e umidade do solo, foram realizadas análises de variância (ANOVA) fatorial com medidas repetidas, com tratamentos distintos: mudas grandes e pequenas, com e sem Omniverde. Para as análises utilizou-se o programa R (R Core Team 2013).

RESULTADOS

As técnicas de restauração utilizadas não diferiram na taxa de mortalidade das mudas, apresentando 100% de sobrevivência. A perda de folhas foi mais acentuada na espécie *Anadenanthera colubrina* (23%), seguida das espécies *Libidibia ferrea* (17%), *Piptadenia stipulacea* (16,2%) e *Handroanthus impetiginosus* com (9%). Avaliando a perda de folhas das quatro espécies e sua relação com as técnicas de restauração com e sem Omniverde, não foi observada diferença entre as técnicas ($F = 0,0271$, $p = 0,8699$). O mesmo resultado foi

constatado para as mudas com diferentes tamanhos (grande e pequeno), entre as quais não foram observadas diferenças no desfolhamento ($F = 0,5739$, $p = 0,4525$) (Fig. 3).

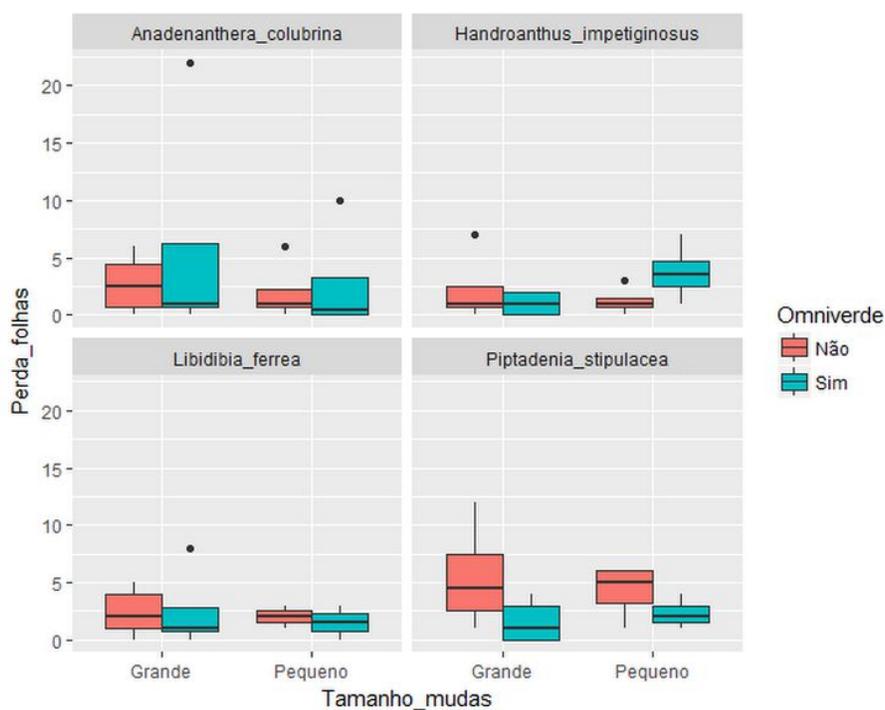


Figura 3. Desfolhamento de mudas após o transplante utilizando diferentes técnicas de restauração na Área Experimental do PARNA Catimbau, PE, Brasil.

Com relação à variável temperatura no decorrer do dia, também não foram observadas diferenças entre técnicas ou tamanho das mudas ($F = 0,159$ $p = 0,959$). Para a variável umidade do solo, também não foi observado diferença entre as técnicas de restauração no decorrer do dia ($F = 0,013$ $p = 0,899$) (Fig. 4).

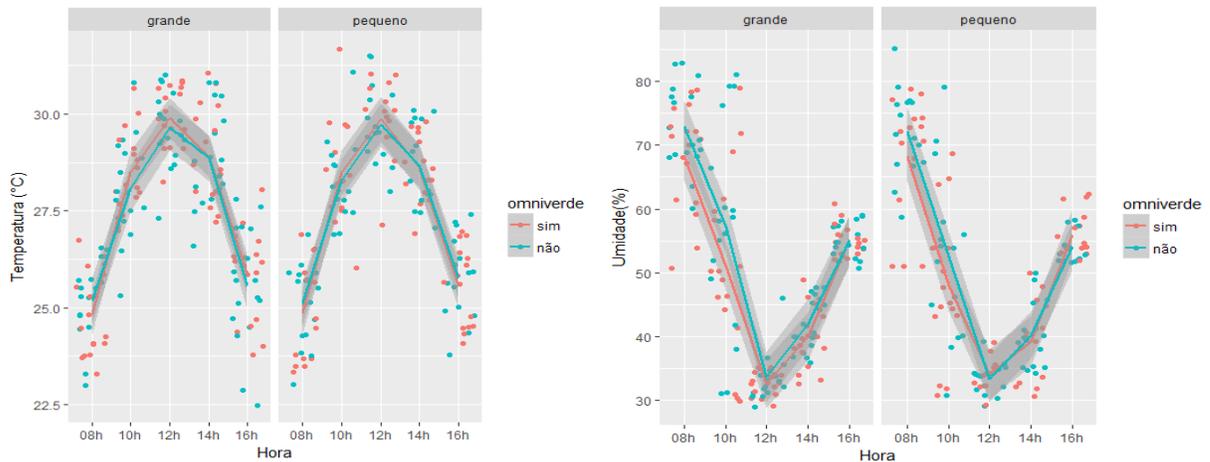


Figura 4. Influência das técnicas de restauração na temperatura e umidade do solo ao longo do dia na Área Experimental do PARNA Catimbau, PE, Brasil.

DISCUSSÃO

Os resultados indicam que as técnicas de restauração testadas não apresentaram diferença na taxa de mortalidade das mudas, nos tamanhos das mudas, na perda de folhas e na temperatura e umidade do solo; não corroborando as hipóteses testadas. A taxa de mortalidade de mudas no processo de restauração pelo método do plantio é considerada alta nos primeiros dias após o transplante (McDonald et al. 2003; Martins 2009) e pode estar relacionada com a baixa tolerância das espécies às condições locais (e. g. baixa precipitação, altas temperaturas e baixa umidade) ou pela inviabilidade da técnica de restauração utilizada em ambientes semiáridos.

A sobrevivência de todas as espécies utilizadas neste estudo pode estar relacionada com o fato de terem sido utilizadas espécies nativas, isto é, já adaptadas às condições climáticas do semiárido (Trovão et al. 2007). Além disso, a viabilidade das técnicas de restauração usadas no delineamento pode ter favorecido no sucesso dos transplantes; o que poderá ser comprovado ao longo do período de avaliação e monitoramento do experimento.

Mudas recém-transplantadas em campo tendem a perder suas folhas em resposta aos sinais de estresse hídrico, altas temperaturas e baixa umidade do solo (Trovão et al. 2007; Lima et al. 2015). Assim, a busca por técnicas de restauração que minimizem essas variações climáticas e diminua o desfolhamento são cada vez mais necessárias no processo de restauração de áreas degradadas, garantindo sucesso no planejamento e nos objetivos propostos (Lima et al. 2015).

A técnica aqui testada parece não influenciar na temperatura e umidade do solo no decorrer do dia, mas, o fato de não ter ocorrido mortalidade nos primeiros dias de avaliação e a perda de folhas não terem sido significantes torna aconselhável a utilização da técnica e das espécies em avaliação no processo de restauração. Martins (2013) ressalta que, somente a implantação de um projeto de restauração, por mais bem planejado e executado que seja, não garante que a área restaurada conseguirá se manter, atingirá uma cobertura florestal com capacidade de regeneração e demais funções ecológicas em pleno funcionamento.

Contudo, pensando no processo em longo prazo, é necessária a continuidade das avaliações e monitoramento do experimento, para então poder inferir se o projeto de restauração está alcançando os objetivos previamente definidos no planejamento (Brançalion et al. 2012).

AGRADECIMENTOS

À coordenação do XI ECCA, em especial aos docentes Dra. Inara Roberta Leal, Dr. Felipe Pimentel Lopes Melo e Dr. Marcelo Tabarelli. E, aos monitores, Bruno Pinho e Pedro Sena pelas contribuições.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brancalion P.H.S., Viani R.A.G., Rodrigues R.R. & Gandolfi S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins, S. V. (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa: Editora UFV, p. 262-293.
- Figueiredo J.M., Araújo J.M., Pereira O.N., Bakke I.A. & Bakke O.A. 2012. Revegetation of degraded Caatinga sites. *Journal of Tropical Forest Science* 24: 332-343.
- Healey J.R. & Goodland T.C.R. 2003. Evaluation of trees indigenous to the montane forests of the Blue Mountains, Jamaica for reforestation and agroforestry. *Forest Ecology and Management* 175: 175-379.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucsabertas-avisitacao/732-parque-nacional-docatimbau>. Acesso em maio de 2018.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. & Souza V.C. 2007. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: Rodrigues R.R., Martins S.V. & Gandolfi S. (Org.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: New Science. p. 63-76.
- Lima K.D.R., Chaer M.G., Rows J.R.C., Mendonça V. & Resende A.S. 2015. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. *Revista Caatinga* 28: 203-213.
- Lima M.M., Santos L.A., Nogueira E.M.S. & Moura F.B.P. 2015. Sobrevivência inicial de seis espécies usadas na recuperação de uma área degradada na caatinga. *Revista Ouricuri* 5: 132-137.
- Martins S.V. 2009. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, Mg: Aprenda Fácil. 270p.

- Martins S.V. 2013. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil. 264p.
- MMA-Ministério do Meio Ambiente. 2013. Biomas: Caatinga. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em maio de 2018.
- Miranda Neto A., Kunz S.H., Martins S.V., Silva K.A. & Silva D.A. 2010. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. *Revista Árvore* 34: 1035-1043.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing.
- Ribeiro E.M.S., Arroyo-Rodríguez V., Santos B.A., Tabarelli M. & Leal I.R. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611–620.
- 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. *Journal of Ecology* 105: 828–838.
- Sansevero J.B.B., Prieto P.V., Moraes F.D. & Rodrigues P.J.F.P. 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* 19: 379-389.
- SNE-Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Projeto técnico para a criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Contrato nº 086-00/02, Proposta para criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. Acesso em maio de 2018.
- Souto J.S., Nascimento Neto J.H., Leonardo F.A.P., Souto P.C. & Borges C.H.A. 2017. Uso da técnica restauradora BOCAJ em área de Caatinga no Seridó da Paraíba, Brasil. *Agropecuária Científica no semiárido* 13: 154-161.

Trovão D.M.M., Fernandes P.D., Andrade L.A. & Neto J.D. 2007. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 11: 307-311.

A PRESENÇA DE ARANHAS GERA UMA PAISAGEM DE MEDO PARA INSETOS HERBÍVOROS?

Rafaella Santana Santos¹

1 - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – Departamento de Ecologia – Universidade Federal de Sergipe.

RESUMO

Predadores podem influenciar o comportamento de suas presas ao deixar sinais que interferem as atividades de forrageamento, como paisagens de medo. Aranhas por serem predadores potenciais podem controlar o comportamento de insetos herbívoros ao inibir o consumo de plantas ocupadas por elas. Para testar minha hipótese, utilizei aranhas como iscas/ modelo de predador para inibir a visitação de insetos herbívoros. Usei mudas recém-plantadas, com aranhas e sem aranhas em área com recente histórico de recuperação. Observei durante 10 min/h todos os insetos que chegavam às mudas. O número de visitas de herbívoros reduziu nas mudas na presença da aranha, corroborando a hipótese de que a presença da aranha causa uma paisagem de medo. Considerando que aranhas inibem o forrageamento de herbívoros, o uso de iscas artificiais pode ser uma estratégia de proteção em mudas recém-plantadas ao gerar a paisagem de medo e inibir o forrageamento de herbívoros.

Palavras-chave: sinais visuais, herbivoria, predação, iscas artificiais, recuperação de áreas degradadas.

INTRODUÇÃO

Interações interespecíficas, como a predação, podem ser um fator estruturador em diferentes comunidades por afetarem a fecundidade, crescimento ou sobrevivência de pelo menos uma das espécies envolvidas (Begon et al. 2007). Esse processo pode ocorrer de forma direta, por meio do consumo das presas, ou indireta, por meio de sinais que inibem a sua atividade de forrageamento (Rypstra & Buddle 2013). Os sinais deixados pelos predadores podem ser químicos (feromônios), físicos (abrigo), ou visuais, neste caso a própria presença do predador (Dukas 2001; Rypstra & Buddle 2013).

Tais sinais deixados por um predador podem representar um alerta sobre o risco de predação, efeito conhecido como paisagens de medo (Romero et al. 2011). Apesar de poucos relatos sobre “paisagem de medo”, uma metanálise acerca do tema mostrou que a presença de um predador reduziu as taxas de visitas em flores por anuras, lepidópteros e himenópteros (Rypstra & Buddle 2013). Além disso, características como o tamanho do predador, o estágio (morto ou vivo), e a forma (iscas artificiais ou naturais), mostraram respostas diferenciadas ao risco de predação (Dulka et al. 2001; Rypstra & Buddle 2013).

Um fator importante discutido em paisagem do medo está relacionado à aprendizagem, que envolve o uso de informações sobre onde encontrar e como detectar um tipo específico de predador (Diniz & Morais 2005). Formigas que se alimentam de nectários extraflorais, por exemplo, evitam forragear próximo ao recurso ao “aprender” que a presença de aranhas exercia perigo (Gastreich 1999).

As aranhas representam um dos principais grupos de artrópodes predadores nos ecossistemas tropicais (Fernandes et al. 2004). Quando percebidas pelas presas, podem representar um alerta sobre o risco de predação, influenciando inclusive na escolha de sítios de ovoposição em plantas para insetos fitófagos (Kaplan & Denno 2007). Considerando que presença de aranhas em plantas gera uma paisagem de medo para insetos, busquei testar a

hipótese que a presença de aranhas reduz o número de visitas de insetos herbívoros em mudas recém-plantadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Realizei o estudo no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), localizado na região agreste do Estado de Pernambuco (S08°32'54,2"; W37°14'49,6") (Vital et al. 2008). A região apresenta clima tropical semi-árido com temperatura média anual de 25 °C, precipitação média de 300-500 mm/anual e altitude entre 600-1.000 m. A vegetação compreende um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade, variando de caatinga arbórea, com espécies não espinhosas, até arbustiva (Andrade et al. 2004, Vital et al. 2008). Especificamente, utilizei área do Projeto de Restauração como unidade experimental, que possui um campo aberto, vegetação arbórea e arbustiva circundante e solo arenoso.

Desenho experimental

Utilizei aranhas da espécie *Argiope argentata*, coletadas em troncos ou galhos de árvores, como iscas para os insetos. Após, selecionei 12 mudas de *Amburana cearenses* com altura de 50 cm e recém-plantadas em seis parcelas do Projeto de Recuperação. Em cada parcela eram usadas duas mudas, sendo previamente sorteados os tratamentos: Sem Aranhas e Com Aranhas.

Para o tratamento Com Aranhas, elas eram previamente sacrificadas e amarradas com um *nylon* na muda a uma distância de 30cm do solo. Para cada tratamento observei o número de visitas dos insetos por 10 minutos/muda, com um esforço de oito horas de observações. Só foram considerados os insetos herbívoros para análise de dados, classificado por literatura específica (Melo et al. 2012).

Análise de dados

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro- Wilk, e para testar se a presença de aranhas reduziu o número de visitas de insetos herbívoros em mudas recém-plantadas, utilizei teste de Wilcoxon, com nível de significância de 5%, no software R (R Development Core Team 2014).

RESULTADOS

Registrei um total de 80 visitas de herbívoros às mudas, 21 nas plantas com aranhas e 59 nas plantas sem aranhas. Essas visitas foram realizadas pelos seguintes grupos de herbívoros: coleópteras (49%), himenópteras (36%), ortópteras (6%), mantódeas (5%), e aracnídeos (4%) Os resultados mostraram que a presença de aranhas inibe a visita de herbívoros ($p < 0.05$, Fig.1).

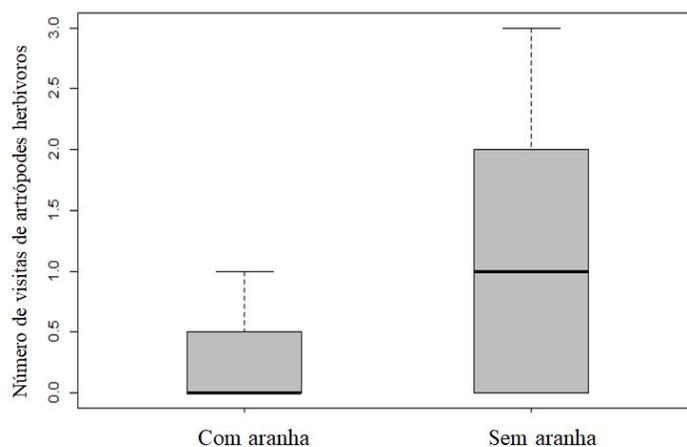


Figura1. Número de visitas por insetos herbívoros em relação aos tratamentos Com Aranhas e Sem Aranhas em mudas de *Amburana cearenses* no PARNA Catimbau, Buíque-PE.

DISCUSSÃO

O estudo indicou que a presença de aranhas reduziu a visitação de insetos herbívoros sobre as mudas, o que corrobora à minha hipótese de que apenas a presença da aranha funciona como paisagem de medo para os insetos que forrageiam sobre plantas. Os resultados obtidos,

apesar da pequena escala temporal e espacial, mostram que a presença de um predador promove mudanças no comportamento de suas presas (Krebs & Davies 1996).

A presença da aranha ao reduzir o número de visitas por herbívoros nas mudas pode promover melhor sucesso reprodutivo, ao diminuir especialmente a herbivoria que é uma das principais ameaças às plantas em estágios iniciais de estabelecimento (Poveda et al. 2005). Isso pode indicar uma estratégia de proteção para mudas em ambientes em recuperação, por exemplo, ao utilizar aranhas como iscas artificiais nas mudas pós-plantio.

Apesar de já terem verificado na agricultura (Rypstra & Buddle 2013), o uso de iscas no controle de herbívoros ainda não foi inserida como estratégia em planos de recuperação de áreas degradadas, apesar de mostrar redução do efeito negativo de herbívoros sobre mudas (Vieira et al. 2012). A distribuição das iscas nas mudas nessas áreas seria uma possibilidade para acelerar o processo de regeneração, por formar “ilhas de paisagem de medo” com efeito deterrente à herbivoria (Rypstra & Buddle 2013).

No presente estudo, testei o efeito da presença de aranhas, porém há outros predadores que podem ser utilizados como modelos como, por exemplo, outros aracnídeos, himenópteros e mantodeas. Isso permitirá testar se a paisagem do medo está ligada exclusivamente à presença de aranhas ou a outros predadores e como o uso de iscas artificiais podem ser inseridas em planos de recuperação de áreas degradadas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores Inara Leal, Felipe Melo e Marcelo Tabarelli pelas fundamentais orientações. À organização do XI ECCA por toda contribuição no desenvolvimento do projeto, especialmente ao monitor Pedro Sena, e ao Jônatas pela 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.
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre. 752 p.
- Diniz I.R. & Morais E.C. 2005. Aprendizagem e eficiência da predação: uma abordagem didática. *Revista de Etologia* 7: 79-82.
- Dukas R. 2001. Effects of perceived danger on flower choice by bees. *Ecology Letters* 4: 327-333.
- Fernandes L.C., Fagundes M., Santos G.A. & Silva G.M. 2004. Abundância de insetos herbívoros associados ao Pequi (Caryocar brasiliense Cambess). *Revista Árvore* 28: 919-924.
- Gastreich K.R. 1999. Trait mediated indirect effects of a theridiid spider on an ant plant mutualism. *Ecology* 80: 1066-1070.
- Kaplan I. & Denno R.F. 2007. Interspecific interactions in phytophagous insects revisited: a quantitative assessment of competition theory. *Ecology Letters* 10: 977-994.
- Krebs J.R. & Davies N.B. 1996. *Introdução à ecologia comportamental*. Atheneu Editora, São Paulo, 420 p.
- R Development Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available in: <http://www.R-project.org/>
- Rafael J.A., Melo G.A.R., Carvalho C.J.B., Casari S.A. & Constantino R. 2012. *Insetos do Brasil, Diversidade e Taxonomia* Ribeirão Preto, Holos Editora, 810 p.

- Romero G.Q., Antiqueira P.A.P & Koricheva J. 2011. A meta-analysis of predation risk effects on pollinator behaviour. *Plos One* 6: 1-10.
- Rypstra A.L. & Buddle C.M. 2013. Spider silk reduces insect herbivory. *Biology Letters* 9: 20120948.
- Poveda K., Steffan-Dewenter I., Scheu S. & Tschardt T. 2005. Effects of decomposers and herbivores on plant performance and aboveground plant-insect interactions. *Oikos* 108: 503-510.
- Vital M.T.A.B., Santos F.A.R. & Alves M. 2008. Diversidade Palinológica das Convolvulaceae do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*. 22: 1163-1171.
- Vieira M., Schwan G.Q., Faria L.B. & Maia M. 2012. Três é demais? Relação entre a presença de aranhas e a eficiência do mutualismo formiga-planta. In: Livro do curso de campo “Ecologia da Mata Atlântica” (G. Machado; P.I.K.L. Prado & A.M.Z. Martini, eds.). Universidade de São Paulo, São Paulo.

EFEITO POSITIVO VIA SOMBREAMENTO DE PLANTAS LENHOSAS ADULTAS SOBRE PLÂNTULAS NA CAATINGA

Renata Marques Ribeiro¹

1 - Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução – Departamento de Ciências
Biológicas – Universidade Federal de São Paulo

RESUMO

A alta biodiversidade da Caatinga, apesar da intensa severidade ambiental, pode ser resultado das interações positivas entre as plantas. A facilitação, como uma interação positiva entre espécies, inclui todos os processos nos quais uma planta afeta positivamente o crescimento, sobrevivência ou reprodução das plantas do entorno. O objetivo deste estudo foi testar a existência de facilitação direta entre árvores adultas e plântulas na Caatinga, através de dois mecanismos principais que foram testados separadamente: adição de nitrogênio e sombreamento. Utilizei 8 blocos experimentais para cada um dos três tipos de vegetação predominante: arbórea, arbustiva e vegetação esparsa, totalizando em 24 blocos experimentais. De fato, houve facilitação de árvores sob plântulas lenhosas, entretanto não houve diferença no tipo de árvore vizinha, o que indica que o possível mecanismo de facilitação seja o sombreamento. Além disso, o tipo de vegetação não influenciou na intensidade da facilitação, sugerindo que o solo provavelmente tem maior influência na interação entre as plantas do que a fitofisionomia. Entender como estas interações entre plantas ocorrem é importante no desenvolvimento de técnicas de restauração de ambientes degradados, como a Caatinga.

Palavras-chave: interação positiva, leguminosa, nitrogênio, sombreamento e fitofisionomia.

INTRODUÇÃO

A Caatinga possui uma área estimada de 844.453 km². Este bioma está presente em diversos estados do nordeste brasileiro e no norte de Minas Gerais (MMA 2018). Sua geomorfologia é constituída por mosaicos de solos complexos, na qual apresenta variações abióticas expressivas ocorrendo em pequenas distâncias (Sampaio 1995). Embora apresente um alto grau de estresse hídrico, resultado da baixa taxa de precipitação somada à elevada taxa de evapotranspiração, o domínio é caracterizado por ser um ambiente altamente heterogêneo (Queiroz 2009). Sua grande diversidade de fitofisionomias varia desde florestas arbóreas e arbustivas até áreas com vegetação esparsa (Prado 2003).

A alta biodiversidade da Caatinga, apesar da intensa severidade ambiental, pode ser resultado das interações positivas entre as plantas. A facilitação ou interação positiva inclui todos os processos nos quais uma planta afeta positivamente o crescimento, sobrevivência ou reprodução das plantas do entorno (Callaway 1995). Muitos estudos têm mostrado que a intensidade da facilitação é diretamente proporcional ao nível de estresse do ambiente, ou seja, em locais onde as condições ambientais tornam-se severas, há um aumento progressivo na intensidade e ocorrência da facilitação, conceito conhecido como Hipótese do Gradiente de Estresse (Callaway 2007). Portanto, espera-se que a facilitação seja importante na estruturação e composição de comunidades em ambientes onde haja condição limitante de algum recurso (Bbertness & Callaway 1994).

A Caatinga é um ambiente caracterizado por condições ambientais limitantes para o desenvolvimento das plantas devido à baixa disponibilidade de água e nitrogênio no solo. Considerando que a presença de plantas pode melhorar as condições do entorno, é plausível que encontremos interação positiva entre plantas nesses ambientes. O sombreamento tem sido demonstrado como um importante mecanismo de facilitação em ambientes com severas limitações hídricas e de nutrientes (Castanho & Prado 2014). Outro mecanismo de facilitação

muito estudado é via fixação biológica de nitrogênio. A baixa disponibilidade de nitrogênio pode limitar o crescimento das plantas (Vitousek & Field 1999). Plantas que estabelecem uma relação mutualística com bactérias do gênero *Rhizobium* possuem elevado teor de nitrogênio nos tecidos e após a morte ou abscisão foliar, o nitrogênio é incorporado à matéria orgânica do solo, aumentando a disponibilidade de nutriente para as plantas do entorno (Santos 2008; Gallo & Basso 2012). Desta forma, o sombreamento e o aumento da disponibilidade de nitrogênio devido à presença de plantas fixadoras de nitrogênio poderiam ser potenciais mecanismos de facilitação em áreas de Caatinga, uma vez que também apresentam limitações na disponibilidade de água e nutrientes.

O objetivo deste estudo foi testar a existência de facilitação direta entre árvores adultas e plântulas na Caatinga, através de dois mecanismos principais, testados separadamente: adição de nitrogênio e sombreamento. Três hipóteses são apresentadas: a primeira hipótese é a de que árvores adultas facilitam plântulas via sombreamento. Este mecanismo diminui temperaturas extremas, dessecação e a taxa de evapotranspiração. Consequentemente, espera-se encontrar maior riqueza de espécies de plântulas sob árvores adultas do que em áreas abertas. Na segunda hipótese, dado que em ambientes com baixa fertilidade no solo, plantas fixadoras de nitrogênio aumentam a disponibilidade deste nutriente no entorno, as plantas fixadoras de nitrogênio devem aumentar o desempenho de plântulas ao seu redor. Assim, espera-se que a riqueza de plântulas no entorno de plantas fixadoras de nitrogênio seja maior do que sob árvores não-fixadoras de nitrogênio e em áreas abertas sem árvores, pois as árvores leguminosas acumulariam os dois mecanismos de facilitação. A terceira hipótese está relacionada com a intensidade da facilitação entre árvores e plântulas lenhosas, que numa floresta tropical sazonalmente seca deve variar com as diferentes fitofisionomias. Desta forma, espera-se que em fitofisionomias mais abertas, a diferença da média de riqueza e abundância de plântulas próximas às árvores facilitadoras quando comparadas com áreas abertas ou árvores não

facilitadoras, seja maior do que a diferença em áreas com vegetação predominantemente arbórea.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, pertencente aos municípios de Buíque, Tupanatinga e Ibimirim, localizado em Pernambuco. A precipitação varia de 250 a 1000 mm/ ano e a temperatura média anual é de 25°C (MMA 2003). O local de estudo apresenta solo arenoso sedimentar profundo (Prado 2003).

Desenho experimental

Para testar a existência de facilitação na Caatinga, realizei uma abordagem observacional, na qual utilizei evidências fornecidas por padrões de associação espacial, de forma que padrões de agregação foram interpretados como indicativo de facilitação. Foram replicados 8 blocos experimentais em cada fitofisionomia da Caatinga (vegetação arbórea, arbustiva e vegetação esparsa). Cada bloco experimental era composto por 1 indivíduo adulto isolado, que aparentava ser um potencial fixador de nitrogênio (espécie da família leguminosa), 1 indivíduo adulto não fixador de nitrogênio (não- leguminosa) com altura e área da copa semelhantes e uma área controle alocada com distância mínima de 1m da influência da copa dos indivíduos adultos. Em cada um destes locais, 1 parcela de 1x1m foi alocada para o levantamento de plântulas.

Portanto, no total foram estabelecidos 24 blocos experimentais, com distância mínima de 5m entre eles, comparando três tipos de tratamentos: 1) com uma árvore adulta fixadora de nitrogênio; 2) com uma árvore adulta não-fixadora e 3) sem nenhuma árvore vizinha (parcela controle).

Análise de dados

Para testar a facilitação por sombreamento ou por nitrogênio, os dados de riqueza de plântulas foram analisados através de Modelos lineares generalizados (GLM), com dados com distribuição do tipo Poisson. O tipo de vizinho (árvore leguminosa, árvore não leguminosa ou nenhuma árvore) e o tipo de vegetação (vegetação arbórea, arbustiva ou de vegetação esparsa) foram usados como variáveis preditoras fixas e a riqueza e número de plântulas como variáveis respostas. As análises foram conduzidas nos programas R e Sigmaplot.

RESULTADOS

O número de plântulas encontradas sob a copa de árvores leguminosas foi maior que as encontradas sobre a copa de não leguminosas e ambas maiores quando comparado ao número de indivíduos em área aberta ($p < 0,01$ e $p < 0,01$, respectivamente, Fig. 1). Entretanto, essa relação não foi dependente do tipo de vegetação (arbórea, arbustiva e esparsa), sendo observado o mesmo padrão descrito acima em todos os tipos de vegetação ($p = 0,98$).

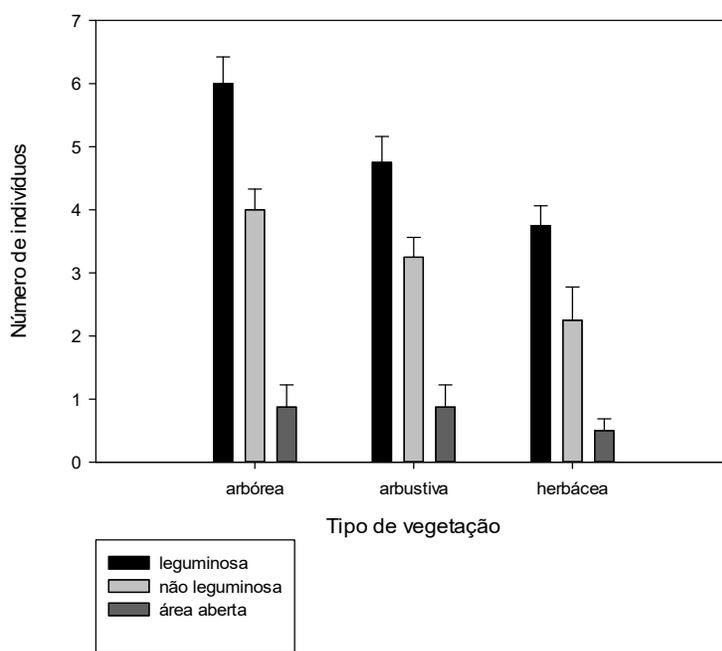


Figura 1. Média e erro padrão da diferença do número de indivíduos sob árvores leguminosas, árvores não leguminosas e na parcela controle sob influência de três tipos de vegetação predominante (vegetação arbórea, arbustiva e vegetação esparsa).

Já em relação à riqueza de espécies, os tratamentos sob árvores leguminosas e não leguminosas apresentaram maior diversidade quando comparado ao tratamento em área aberta ($p=0,01$ e $p<0,01$, respectivamente, Fig. 2). E, novamente, o tipo de vegetação (arbórea, arbustiva e esparsa) não influenciou nesta relação ($p=0,88$).

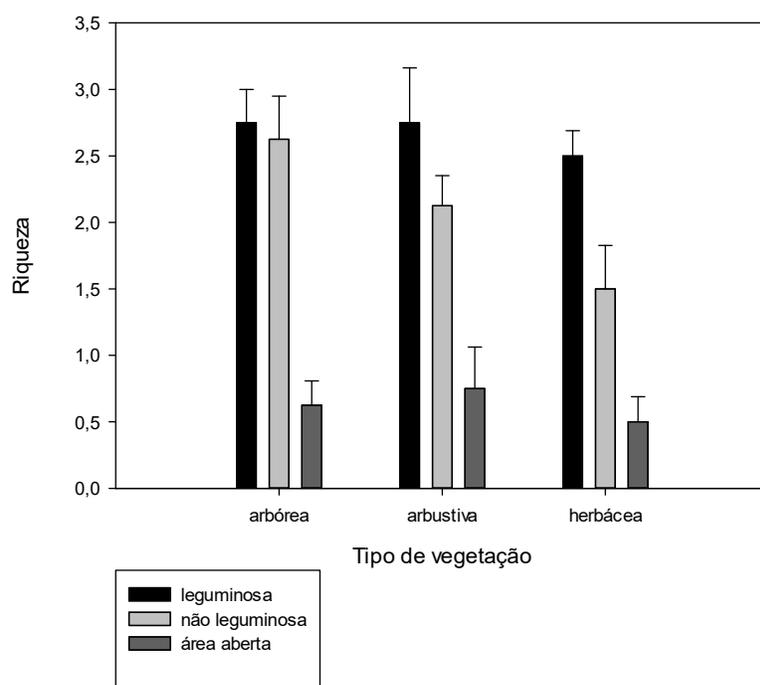


Figura 2. Média e erro padrão da diferença da riqueza de espécies sob árvores leguminosas, árvores não leguminosas e área aberta sob influência de três tipos de vegetação predominante (vegetação arbórea, arbustiva e vegetação esparsa).

DISCUSSÃO

A hipótese 1 de que o sombreamento (presença de árvores adultas) aumentam tanto a quantidade quanto a diversidade de plântulas lenhosas foi corroborada. Mas a hipótese 2, na qual árvores fixadoras de nitrogênio apresentam ainda maior papel facilitador que árvores não fixadoras foi verdadeira apenas para o número de indivíduos. Entretanto, para a riqueza não houve diferença significativa entre os dois tratamentos. Como espécies fixadoras e não fixadoras de nitrogênio não diferiram em intensidade do efeito facilitador, o mecanismo facilitador mais importante sugestivo é via sombreamento. Assim, o sombreamento de uma árvore sobre indivíduos juvenis parece realmente ser uma vantagem facilitadora, uma vez que diminui a evapotranspiração, a incidência de luz e a temperatura do solo influenciando este indivíduo e retendo a umidade por mais tempo. Ou seja, o sombreamento melhora as condições ambientais do entorno permitindo o estabelecimento inicial de plântulas mais sensíveis ao estresse (Castanho 2012).

A terceira hipótese do estudo, relacionada ao gradiente de intensidade da facilitação de acordo com estrutura da comunidade não foi corroborada, uma vez que não houve diferença entre os tipos de vegetação arbórea, arbustiva e o ambiente aberto, que refletem a intensidade de estresse de condições ambientais e capacidade de sombreamento das espécies arbóreas. Isso demonstra que mesmo arbustos e herbáceas podem ter um forte efeito facilitador, o que é interessante no contexto de florestas secas, onde estes estratos tendem a serem predominantes. Possivelmente o solo deste ambiente influenciam mais na interação entre as plantas do que a estrutura vegetal da comunidade em si.

Os resultados obtidos com este estudo mostraram a importância de espécies facilitadoras no contexto da restauração de ambientes, considerada um dos grandes desafios em ecossistemas degradados e, principalmente em ambientes com condições climáticas e edáficas limitantes, como a Caatinga. Os dados mostraram ainda que não só árvores como também arbustos podem

ser usados em projetos de restauração com a finalidade de promover facilitação com efeitos positivos em ambos os casos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bellingham P.J., Walker L.R. & Wardle D.A. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. *Ecology* 89: 861-875.
- Bertness M.D. & Callaway R. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 191-193.
- Callaway R.M. 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer, Dordrecht, NL.
- Callaway R.M. 1995. Positive Interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-349.
- Castanho C.T. 2012. Facilitação entre plantas e suas implicações para a dinâmica e restauração de restingas. IB – USP, São Paulo, p. 5-74.
- Gallo L.A. & Basso L.C. 2012. Fundamentos de bioquímica para ciências biológicas, ciência dos alimentos, agrônômicas e florestais. ESALQ. Piracicaba, São Paulo.
- MMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga.html>. Acesso em: 21 de março de 2018.
- Prado D.E. 2003. As Caatingas da América do Sul. *Ecologia e Biogeografia da Caatinga*. p 3-73. Editora Universitária Recife.
- Queiroz L.P. Leguminosas da Caatinga. Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009.
- Sampaio E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S, Mooney, H., Medina, E. (Org.) *Seasonally dry tropical forests*. 1ed. Pp 35-63. Cambridge University Press, Cambridge.

Santos L.C.S. 2008. Crescimento inicial de leguminosas forrageiras tropicais inoculadas com bactérias fixadoras de nitrogênio. 52 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual de Santa Cruz, UESC, Ilhéus, 2008.

Vitousek P.M. & Field C.B. 1999. Ecosystem constraints to symbiotic nitrogen fixers: a simple model and its implications. *Biogeochemistry* 46: 179-202.

DO ANTI-HERBIVORE DEFENSE TRAITS INCREASES IN PREVALENCE WITH DISTURBANCE INTENSITY IN CAATINGA?

Ronald Noutcheu¹

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

ABSTRACT

The understanding of how plant species respond to environmental filters is crucial for biodiversity conservation and forest restoration. It has been suggested that disturbances and herbivory are positively correlated with the prevalence of plant anti-herbivore traits at the community-level. I tested: (1) the effect of disturbance on herbivory rates; and (2) the effect of each of these variables (i.e. disturbance and herbivory rates) on the prevalence of anti-herbivore traits (specific leaf area, leaf area and leaf dry matter content) at the community level, in woody plant assemblages in Caatinga, a seasonally dry forest in Brazil. The anti-herbivore traits were measured in ten individuals of tree species randomly sampled across nine forest plots representative of different level of disturbances (open area, intermediate level and old-growth forest). I found that anti-herbivore trait values were not related to disturbances. Moreover, there was no correlation between herbivory rate and anti-herbivore traits as I expected. My results suggest that plants are not responding to disturbance and herbivory stress, which could lead us to think that plants assembled in seasonally dry environments, could be considered as naturally plastic and resistant to biotic and abiotic filters.

Keywords: Caatinga, disturbance, functional traits, herbivory, regeneration.

INTRODUCTION

Tropical forests are experiencing natural and human disturbances that cause definitely, temporary and localized shifts in ecosystem (Mouillot et al. 2013). As species and communities have evolved in the presence of natural disturbance, they present adaptations to deal with it (Denslow 1987; Arnan et al. 2018). For instance, in dry tropical forest undergoing natural disturbance recovery of forest is closely linked to water availability leading to community functional changes from conservative to acquisitive strategies (Lebrija-Trejos et al. 2010; Lohbeck 2014). However, species and communities did not evolve in the presence of disturbances of anthropogenic origin, and may not present, therefore, adaptations that enable them to withstand the environmental conditions resulting from disturbances (Singh 1998). Anthropogenic disturbances can be acute or chronic and, under either disturbance regime, the possibilities of coexistence (Rezende et al. 2007) and persistence of species communities can be severely limited. There is thus an urgent need to quantify and predict the effects of disturbance on biodiversity patterns to guide conservation efforts and the management of ecological resources (Mouillot et al. 2013).

Herbivores often impact plant growth or reproduction, and plants have therefore evolved various defensive traits against herbivores (Coley & Barone 1996). The coevolution of herbivores and plants has been proposed as a major factor promoting the diversity of defense traits against herbivores (e.g. size of leaves, substances release depending the level and duration of disturbances) (Becerra 2007). For instance, leaves lifetime, fiber, nitrogen and water content of plants are shaped by herbivores (Futuyma & Mitter 1996; Coley & Barone 1996). Consequently, herbivory is expected to limit the co-existence of related plants that share common defense traits (Becerra 2007).

The effect of herbivory on individual plant species includes three cost varieties such as: loss of tissue, construction and opportunity cost (Karban et al. 1999). At the community level,

it has a significant role in structure and functioning of ecosystem. These effects can be accessed via the measure of plant response using functional traits, which represent a good indicator to understand changes on the prevalence of different functional strategies. Commonly measured functional traits, such as specific leaf area (SLA) and leaf dry matter content (LDMC) can be used as proxies for the costliness of leaf production and therefore may be related to the cost of herbivory as metrics for how capable the plant is to tolerating tissue loss (Reese et al. 2016). Otherwise, community-weighted means of traits values (CMW) greatly determine how individual tree species contribute to ecosystem processes at the community level (Roscher et al. 2012). This latter will vary in function of changes in the community. For example, specific leaf area and leaf area are closely correlated to growth rate and foliar nutrient which reflect fundamental growth defense trade-offs (Pérez-Harguindeguy et al. 2000; Westoby et al. 2002), plants that tolerate herbivory should have high SLA (Agrawal & Fishbein 2006). Leaf dry matter content relates to leaf tissue density, against mechanical and herbivore damage and tolerance against water limitation (Lohbeck et al. 2012)

Understanding the recovery process of the structure and composition of woody plant communities and which variables control this process is a central question in tropical plant ecology (Chazdon et al. 2007). The complex interaction of the biotic and abiotic components and the limiting factors in secondary succession must be understood to aid in the management and prioritization of decisions on the future demands for conservation in this region (Powers et al. 2009). Given that functional traits provide a relevant tool in this respect, their uses will allow understanding the processes controlling species distributions and functioning community across environmental gradients.

This study aimed to assess whether the prevalence of anti-herbivore defense traits in woody plant assemblages increases along a successional gradient. Specifically, I address how do anti-herbivore functional traits are correlated to a level of disturbance? And how these

variables affect the prevalence of anti-herbivore traits at the community level? I expected that:

(1) Community weighted mean (CWM) of anti-herbivore functional traits decrease along a disturbance level and (2) CWM of anti-herbivore traits are strongly related to herbivory rate along the disturbance level

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study was carried out in the Catimbau National Park, northeastern Brazil (8°5'26"S and 39°34'41"W). The climate is semi-arid with annual rainfall ranges between 650-1100 mm with interannual irregularity (Rito et al. 2017). The annual average temperature is around 23°C. The month with the lowest temperature is July, with values equivalent to 21°C, while December, with an average temperature of 25°C, is the hottest month (Ribeiro et al. 2015, 2016).

The Catimbau soils are predominantly non-calcic brown soils, regosols and planosols (Rito et al. 2017). There are five types of vegetation with distinct flora and vegetation: tree-shrubby Caatinga, shrubby Caatinga with predominant elements of Cerrado, shrubby Caatinga with elements of rocky fields, evergreen forest vegetation and evergreen shrubby Caatinga (Silva et al. 2017). Many people living in and around the park depend on forest resources for their subsistence. Therefore, the park has been suffering deforestation since a long time for extensive livestock and temporary farming (Rito et al. 2017; Arnan et al. 2018).

Experimental design

I established nine plots within a landscape dominated by the forest and exposed to the following level of disturbance: open area, intermediate level and old-growth forest (three in each treatment). Open area sites were located in the initial successional stages, intermediate level sites were located in regenerating forests with adults and juveniles individuals and the last sites in the old-growth forest.

Functional traits and measurement

I randomly sampled 10 individuals of tree species in each plot. Then, I measured three anti-herbivore functional traits in each individual: leaf area, specific leaf area and leaf dry matter content. All these traits are response traits (Cornelissen et al. 2003). Specific leaf area is positively related to mass-based maximum photosynthetic rate or potential relative growth (Cornelissen et al. 2003). Low values of specific leaf area are correlated to low herbivory rates (Neves et al. 2010). To assess leaf traits, I collected two leaves per individual. I placed the leaves in a thermal box and weighed them while still fresh. I digitized the leaves to determine leaf area (cm²) with ImageJ software (Baraloto et al. 2010). After that, I dried each leaf sample at 80 °C for 72 h, and then weighed the dry mass to obtain the specific leaf area (mm²/mg) (Cornelissen et al. 2003). Leaf dry-matter content (LDMC) is the leaf dry mass (g) divided by its saturated fresh mass (g), expressed in g. I estimated rate of herbivory of each individual based on the number of damaged leaves divided by the number of total leaves on each individual.

Data analysis

To test the influence of disturbance level on the community mean value of each functional trait, we used a two-way ANOVA. To test if there is a correlation between herbivory rates and the CWM of leaf area, specific leaf area, leaf dry matter content, the Spearman's correlation test was used. All these analyses were conducted using R version 3.0.1 (R Core Team 2013) and SigmaPlot (Systat Software, San Jose, CA).

RESULTS

None of the functional anti-herbivore traits differed significantly among the different level of disturbances (SLA, $p=0.474$; LA, $p=0.264$; LDMC, $p=0.158$). CWM for all functional traits decreased from open area to intermediate level of disturbance, then, they increased. Their

highest values were at old growth forest level (Table 1). The herbivory rate of sampled plants species in the study area was very low with high proportion lower than 40%. The high proportion recorded was in the highest disturbance level plots with a value of 39.36% and the intermediate and lowest disturbances gradient plots had similar values, 21.33% and 20.56%.

Table 1. Impact of disturbance on mean trait value of plant functional traits at Catimbau National Park, Brazil.

Traits	CMW			
	P	Open area	Intermediate level	Old growth forests
LA (cm²)	0.669	8.73 ±2.13	7.03 ±3.92	10.89±7.62
SLA (mm²/mg)	0.474	186.68±47.92	163.51±11.61	196.25 ±24.07
LDMC (g/g)	0.484	0.35 ±0.15	0.31±0.10	0.45 ±0.14

Means ± standard error are given. The traits are leaf area, specific leaf area and leaf dry matter content (LDMC). P-values are given

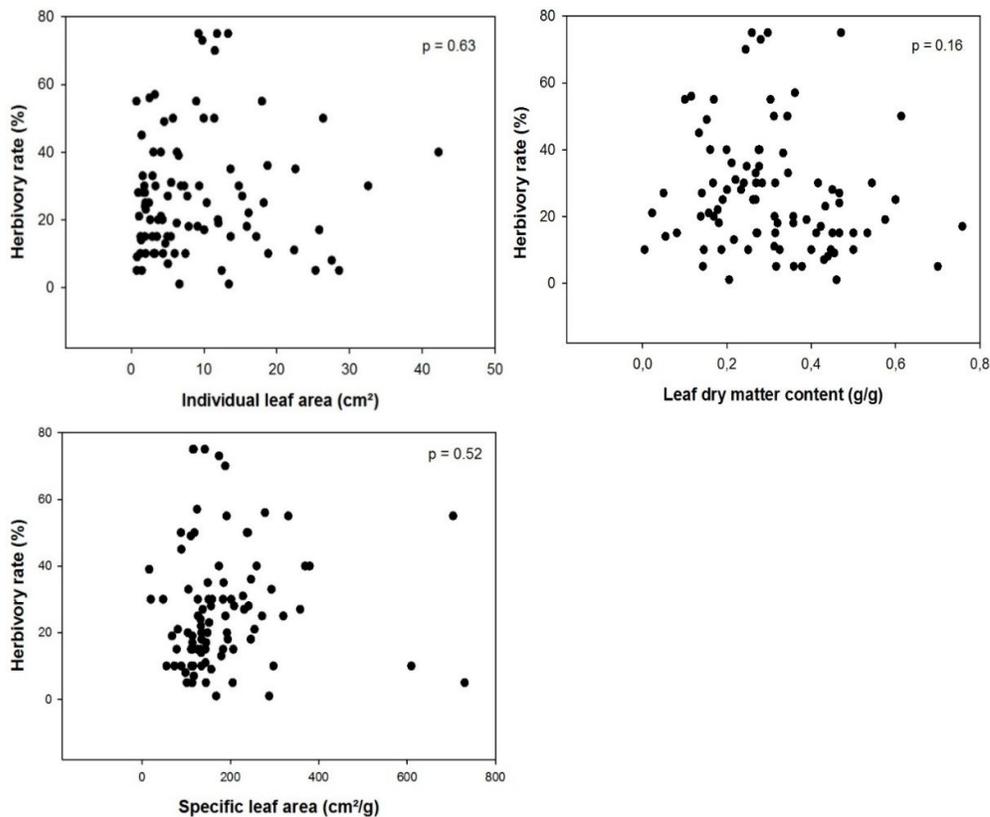


Figure 1. Correlation among herbivory rates and community weighted mean functional traits at Catimbau National Park, northeastern Brazil.

DISCUSSION

I evaluated the effect of disturbance level on the prevalence of anti-herbivore traits at the community level, in woody plant assemblages in Caatinga, a seasonally dry forest in Brazil. I found that anti-herbivore functional traits were not significantly affected by the level of disturbance in Caatinga. This lack of effect was probably because plants assemblage in caatinga could be considered as naturally plastic and resistant to biotic and abiotic filters. Similar outcomes have been found in Guyana's forest when disturbance was assessed in community in correlation with functional traits (Baraloto et al. 2012). Moreover, increased disturbance did not lead to significant changes from conservative traits towards more acquisitive traits. This suggests that the level of disturbance did not affect plant strategies in the community.

The high value of SLA and LA in the old growth forest can suggest that they enhance resource acquisition leading to increase ecosystem function (Baraloto et al. 2012). Disturbance intensity increase light availability which is the main factor driving functional responses in the tree community (Finegan & Camacho 1999). Additionally, disturbance intensity may affect ecosystem processes such as primary productivity and decomposition rate (MEA 2005). At less disturbed area, the high value of SLA and LA (i.e. acquisitive traits) imply an increase in primary productivity (Carreño-Rocabado et al. 2012). This result was contrary to reported by Kaul et al. (2010), which found an increase in fast-growing species in early stages of forest regeneration was accompanied by increases in primary productivity.

Herbivore rate do not attain the thresholds considered by individuals in order to increase value of conservative traits (LDMC). Moreover, there is no correlation among herbivore rate

and anti-herbivore functional traits along a gradient of disturbance. These results do not support the idea that functional defense traits are highest in the more disturbed area, though SLA and LDMC are highly plastic traits in response of herbivory and environmental drivers is well known to lead a huge array of plants change (Baraloto et al. 2010). According to Salgado-Luarte and Gianoli (2010), herbivores can counteract on increasing expression of SLA due to the selective pressure exerted by shade, given that herbivores have an important role in a process of selection of plants ecophysiological traits in the understory dark forest. Additionally, it is possible that this lack of a response was due to low levels of herbivory.

The capacity of species to appropriately respond to the specific environment filters represents a significant part in understanding of ecological processes (Chazdon et al. 2007). Karban et al. (1999) have demonstrated that if information from environment is accurate, plants species can change their defenses traits appropriately, but if information is inaccurate, they produce inappropriate defenses traits. These may suggest that disturbance gradient and herbivore rate were not enough and accurate to produce the functional anti-herbivory traits.

Environment filters have no significant influence on the community assembly of this tropical forest. Conservation and management practices must be applied in this area, as they may contribute to allow a better functioning of this latter.

ACKNOWLEDGEMENTS

I thank Bruno Pinho and Pedro Sena for their fruitful comments and analysis; Inara L., Marcello T. and Felipe M. for fruitful discussion on experimental design. The present work has been done with the support of CNPq, Brazilian National Council for Scientific and Technological Development, and TWAS, the academy of sciences for the developing world.

LITERATURE CITED

- Agrawal A.A. & Fishbein M. 2006. Plant defense syndromes. *Ecology* 87(7 Suppl): S132-49.
- Arnan X., Arcoverde G.B., Pie M.R., Ribeiro-Neto J.D., & Leal I.R. 2018. Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. *Science of the Total Environment* 631: 429-438.
- Baraloto C., Herault B., Paine C. E. T., Massot H., Blanc L., Bonal D., Molino J-F., Nicolini E. A. & Sabatier D. 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology* 49: 861-870.
- Baraloto C., Paine C.E.T., Patiño S., Bonal D., Herault B. & Chave J. 2010 Functional trait variation and sampling strategies in species-rich plant communities. *Functional Ecology* 24: 208–216.
- Becerra J.X. 2007. The impact of herbivore–plant coevolution on plant community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 7483-7488.
- Carreño-Rocabado G., Peña-Claros M., Bongers F., Alarcón A., Licona J-C. & Poorter L. 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology* 100: 1453–1463.
- Chazdon R.L., Letcher S.G., Van Breugel M., Martinez-Ramos M., Bongers F. & Finegan B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 273-289.
- Coley P.D. & Barone J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. 1996. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305-35.
- Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M.G.A., Pausas J.G. & Poorter H. 2003. A

- handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 35-80.
- Denslow J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 431-451.
- Finegan B. & Camacho M. 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988—1996. *Forest Ecology and Management* 121: 177-189.
- Futuyma D.J. & Mitter C. 1996. Insect–plant interactions: the evolution of component communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 351: 1361-1366.
- Karban R., Agrawal A. A., Thaler J.S. & Adler L.S. 1999. Induced plant responses and information content about risk of herbivory. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 443-447.
- Kaul M., Mohren G.M.J. & Dadhwal V.K. 2010. Carbon storage and sequestration potential of selected tree species in India. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15: 489-510.
- Lebrija-Trejos E., Perez-Garcia E.A., Meave J.A., Bongers F. & Poorter L. 2010. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 91: 386-398.
- Lohbeck M., L. Poorter H., Paz L., Pla M., van Breugel M., Martinez-Ramos & F. Bongers. 2012. Functional diversity changes during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 89-96.
- Lohbeck M. Functional ecology of tropical forest recovery. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL 224 pages (2014)
- MEA – Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being (Vol. 5, p. 563). Washington, D.C. Island press.

- Mouillot D., Graham N.A.J., Villéger S., Mason N.W.H. & Bellwood D.R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 167-177.
- Neves F.S., Araújo L.S., Espírito-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Sanchez-Azofeifa G.A. & Quesada M. 2010. Canopy herbivory and insect herbivore diversity in a dry forest–savanna transition in Brazil. *Biotropica* 42: 112–118.
- Pérez-Harguindeguy N., Diaz S., Vendramini E, Cornelissen J.H.C., Gurvich D.E. & Cabido M. 2003. Leaf traits and herbivore selection in the field and in cafeteria experiments. *Austral Ecology* 28: 642-65.
- Powers J.S., Becknell, J.M., Irving, J. & Perez Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258: 959-970.
- R Development Core Team. 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reese A.T., Ames G.M. & Wright J.P. 2016. Variation in Plant Response to Herbivory Underscored by Functional Traits. *PLoS ONE* 11: e0166714. doi:10.1371/journal.pone.0166714
- Rezende EL, Lavabre JE, Guimaraes PR, Jordano P, Bascompte J. 2007. Non-random coextinctions in phylogenetically structured mutualistic networks. *Nature* 448: 925-928.
- Ribeiro E.M., Arroyo-Rodríguez V., Santos B.A., Tabarelli M. & Leal I.R. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611-620.
- Ribeiro E.M., Santos B.A., Arroyo-Rodríguez V., Tabarelli M., Souza G. & Leal, I.R. 2016. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology* 97: 1583-1592.

- 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. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Roscher C., Schumacher J., Gubsch M., Lipowsky A., Weigelt A., Buchmann N., Schmid B. & Schulze E.D. 2012. Using plant functional traits to explain diversity–productivity relationships. *PLoS One* 7: e36760.
- Salgado-Luarte C. & Gianoli E. 2012. Herbivores Modify Selection on Plant Functional Traits in a Temperate Rainforest Understory. *American Naturalist* 180: E42-E53.
- Silva L.F., Souza R.M., Solar R.R.C & Neves F.D.S. 2017 Ant diversity in Brazilian tropical dry forests across multiple vegetation domains *Environ. Res. Lett.* 12 035002
- Singh S.P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* 25: 1-2.
- Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A. & Wright I.J. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review in Ecology and Systematics* 33: 125-15.

O POTENCIAL DE UMA PLANTA ENFERMEIRA MUDA AO LONGO DO PROCESSO DE REGENERAÇÃO NA CAATINGA

Wanessa Viera Silva Menezes Batista¹

1 - Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, Brasil.

RESUMO

A importância relativa da facilitação por uma planta enfermeira é esperada para atuar, principalmente, nos estágios iniciais de regeneração, diminuindo ao longo da sucessão. Este estudo objetivou verificar o potencial de facilitação de uma planta enfermeira, sob diferentes graus de complexidade estrutural da vegetação. O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau, PE, em áreas de Caatinga. Três ambientes foram selecionados, a fim de representar um gradiente de regeneração e complexidade da vegetação. A planta enfermeira utilizada como modelo de estudo foi a espécie *Trichidium molle*, uma planta arbustiva de hábito perene. Em cada ambiente foram selecionados seis indivíduos de *T. molle*, e a riqueza de plântulas lenhosas sob a copa destes foi comparada com a riqueza de plântulas do entorno, sem efeito do arbusto. O índice de interação de plantas enfermeira-beneficiária foi calculado, assim o potencial de facilitação nos diferentes ambientes foi verificado através de uma análise de variância. Foi observado um potencial facilitador *T. molle* no ambiente de menor complexidade de vegetação (vegetação baixa), sendo enfraquecida no grau intermediário, como esperado. Contudo, a floresta madura também mostrou um alto poder facilitador e perturbações antrópicas crônicas podem ser o motivo desta relação.

Palavras-Chave: facilitação, *Trichidium molle*, plântulas lenhosas, floresta seca.

INTRODUÇÃO

O Domínio da Caatinga, caracterizado por florestas sazonalmente secas, é alvo de perturbações antrópicas devido à subsistência (e comércio) da população humana ser fortemente dependente dos recursos naturais (Leal et al. 2005). Estudos apontam que perturbações antrópicas, como a pecuária, a extração de recursos e o desmatamento têm comprometido a diversidade de plantas da Caatinga e as relações ecológicas do ecossistema (Leal et al. 2014; Ribeiro et al. 2015; Ribeiro et al. 2016). Ademais, a degradação intensa nas áreas de Caatinga tem conduzido extensas áreas a processos de desertificação (INSA 2011). Esforços para restauração de áreas de Caatinga degradadas são necessários para manutenção e conservação da diversidade biológica (Moura et al. 2013).

A restauração florestal é um processo que busca reverter a degradação sofrida por uma área para um estado mais próximo possível das condições naturais. Para isto entender a dinâmica de sucessão ecológica da comunidade vegetal, principalmente no que diz respeito às plantas pioneiras e facilitadoras, é necessário para compreender o processo de regeneração da comunidade (Gomez-Aparicio et al. 2004). Em ambientes com condições abióticas adversas e recursos limitados *e.g.* regiões áridas e semiáridas, estudos apontam que as relações positivas entre plantas são predominantes, como a facilitação (Weltzin & McPherson 1999; Callaway et al. 2002; Araujo 2014; Paterno et al. 2016). Plantas facilitadoras também conhecidas como enfermeiras são pioneiras no processo de regeneração, e favorecem o estabelecimento de outras plantas mais sensíveis, utilizadas nos modelos de restauração florestal (Callaway 1995; Associação Caatinga 2011; Vieira et al. 2013). Sob a copa das enfermeiras, outras plantas são beneficiadas, por exemplo, com condições mais amenas de temperatura, radiação solar, mais nutrientes e maior umidade devido a menor evaporação da água (Callaway 1995; Meiado 2008). Além disso, diferentes plantas enfermeiras podem favorecer o estabelecimento de diferentes

espécies beneficiárias, estabelecendo relações espécie-específicas, que afetam a composição florística e a diversidade das comunidades (Zimmer et al. 2010; Paterno et al. 2016).

A relação positiva de enfermeira-beneficiária pode variar com as características das comunidades e ecossistemas, tornando-se neutra ou mesmo negativa conforme o estágio de desenvolvimento ontogenético das plantas beneficiárias; pois, plantas adultas tendem a competir com as enfermeiras (Miriti 2006; Paterno et al. 2016). Evidências demonstram que durante a sucessão ecológica ocorre a substituição de espécies, em geral, aumentando a complexidade na estrutura da comunidade e promovendo maior disponibilidade de microambientes para espécies (Peroni & Hernández 2011). Associado ao processo de sucessão, devido as relações bióticas, também ocorre mudanças abióticas, sendo as condições mais estressantes, como de temperatura e umidade, nos estágios iniciais, e conforme aumenta a complexidade da comunidade condições mais amenas (Bazzaz 1979). Cabe ressaltar que o balanço entre facilitação e competição podem ser evidenciados ao longo de gradientes de estresse abiótico, sendo a facilitação por plantas enfermeiras frequente quando as condições ambientais são restritivas e em geral, enquanto as beneficiárias não são adultas (Callaway & Walker 1997; Gómez-Aparicio et al. 2004). Com o exposto, o objetivo deste artigo foi investigar mudanças no potencial facilitador de uma espécie da Caatinga, ao longo de um gradiente de complexidade estrutural da vegetação. A hipótese de trabalho é que o potencial facilitador de uma planta enfermeira deve ser maior nos estágios iniciais em um gradiente de regeneração, de modo que a importância relativa da facilitação é minimizada nos estágios mais avançados. Neste cenário, conhecer o potencial de facilitação de uma planta enfermeira em ambientes com vegetações em diferentes idades de regeneração, ou seja, distintas complexidades estruturais, podem gerar subsídios para modelos de restauração florestal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e seleção das áreas

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau), que abrange ca. 62.300 ha, situado no Nordeste do Brasil, Pernambuco. O PARNA Catimbau é uma das unidades de conservação da Caatinga de elevada importância biológica, que apresenta uma diversidade de tipos de vegetação entre florestas arbóreas e arbustivas. O clima da região é o semiárido do tipo Bsh, com transição para o tropical chuvoso do tipo As', conforme a classificação de Köppen. A precipitação pluviométrica anual varia entre 650 e 1100 mm, entretanto ca. 75% do volume de chuvas são concentradas entre os meses de março e julho. Além disso, o parque é alvo de vários tipos de perturbações antrópicas crônicas, como criação de animais na floresta, agricultura de corte e queima que comprometem a regeneração natural da vegetação. Três localidades para o desenvolvimento da pesquisa foram selecionadas, de acordo com a complexidade da vegetação: uma área com vegetação esparsa e solo exposto (complexidade baixa), uma área de vegetação arbustiva (complexidade intermediária), e uma área com predomínio de espécies arbóreas (complexidade alta). Estas localidades com tais características foram utilizadas como um *proxy* de vegetação em diferentes estágios de regeneração, respectivamente, inicial, intermediária e avançada.

Espécie enfermeira

A espécie *Trischidium molle* (Benth.) H. E. Ireland, pertencente à família Leguminosae, é uma lenhosa arbustiva e de hábito perene. Sua distribuição está associada a solos arenosos, principalmente da Caatinga. Esta planta é amplamente distribuída na área de estudo e seu potencial como facilitadora foi comprovado para mesma área de estudo. Segundo Meiado (2008), *Trischidium molle* favorece outras espécies sob sua copa, fornecendo menor temperatura e radiação solar, maior umidade do ar e do solo, além de maior concentração de

nutrientes, ou seja ambiente favorável para germinação de sementes e estabelecimento de plantas.

Delineamento amostral e coleta do material

Foram selecionados seis indivíduos de *T. molle* em cada área. Para cada indivíduo, foram estabelecidas uma parcela de 2x2m sob a copa e outra fora da copa (com um metro de distância) para quantificar a riqueza e a abundância de espécies de plântulas lenhosas. Posteriormente, as plântulas lenhosas foram classificadas em morfotipos, e quando possível identificadas a nível de gênero.

Análises dos dados

Para testar o efeito facilitador de *T. molle* (planta enfermeira) sobre as plantas beneficiárias foi calculado o índice de intensidade relativa de plantas enfermeiras sobre plantas beneficiárias. Para o índice foi considerado a riqueza de espécies, aplicado na seguinte fórmula:

$$\text{Índice: } \frac{RP - RS}{RP + RS}$$

Sendo adotado a riqueza de espécies sob copa de planta enfermeira (RP) e a riqueza de espécies sem planta enfermeira (RS). Os resultados do índice variam de - 1 (máximo de competição) para +1 (máximo de facilitação) e quando 0 indica relação neutra (ver Armas et al. 2004). Assim, o potencial de facilitação de *T. molle*, são os valores de facilitação através do índice, para cada indivíduo de *T. molle* e na ausência de facilitação foi atribuído valor 0. Para testar a hipótese de que o efeito facilitador diminui ao longo da sucessão (gradiente de complexidade) foi utilizada uma análise de variância ANOVA, seguida de um teste de *post-hoc* utilizando programa Sigmaplot.

RESULTADOS

Foram identificados 41 morfotipos distribuídos em 350 indivíduos, sendo que 14 morfotipos ocorreram em vegetação de complexidade baixa, 16 de intermediária e 28 de

vegetação alta. Apenas seis espécies de plantas foram compartilhadas entre os estados de complexidade da vegetação, enquanto a vegetação alta apresentou mais espécies exclusivas (64%), em relação a vegetação baixa (31%) e intermediária (34%). O índice da relação enfermeira-beneficiária variou entre relações neutra e de competição entre *T. molle* e as plântulas sob sua copa, de forma mais representativa nos ambientes de menor complexidade de vegetação (vegetação baixa) e maior complexidade (vegetação alta) (Figura 1). O potencial de facilitação de *T. molle* diferiu significativamente entre os estados de complexidade da vegetação ($p=0,034$; $F= 4,841$) sendo esta diferença significativa apenas entre a vegetação baixa em relação a intermediária ($t= 2,896$; $p= 0,047$) (Figura 2).

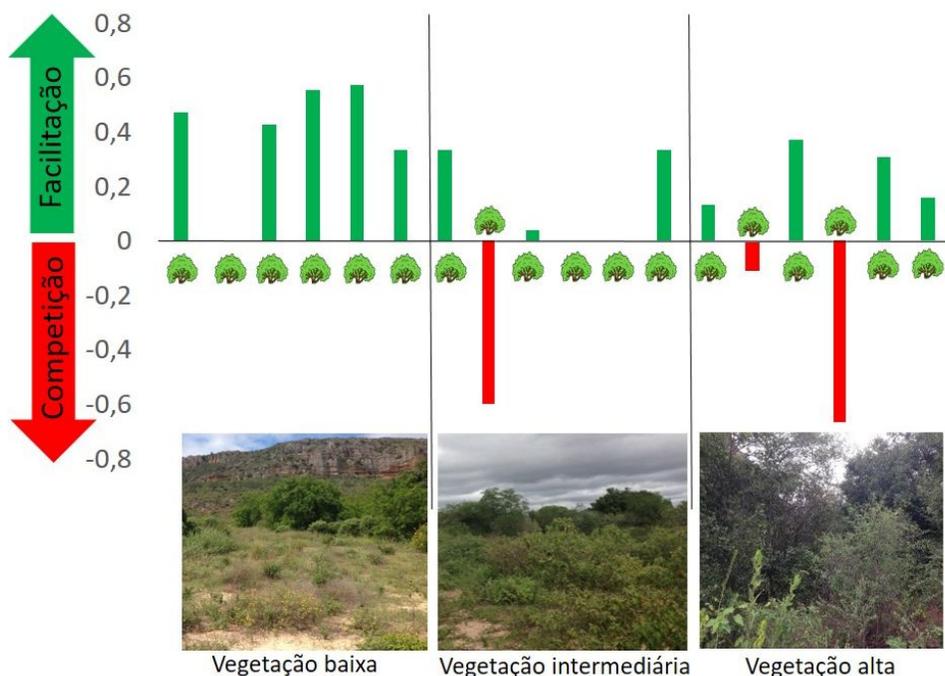


Figura 1. Índice de intensidade relativa da planta enfermeira sobre plantas beneficiárias em vegetações com diferentes complexidades de estrutura.

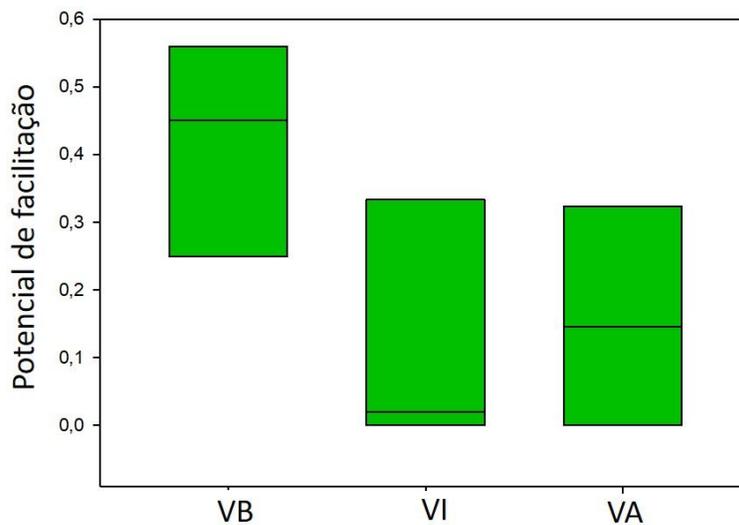


Figura 2. Diferenças no potencial de facilitação de *Trischidium molle* em diferentes graus de complexidade estrutural da vegetação, entre ambiente de menor complexidade estrutural da vegetação (vegetação baixa-VB), complexidade intermediária (vegetação intermediária-VI) e maior complexidade (vegetação alta-VA).

DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que *T. molle* apresenta diferentes relações de facilitação com as espécies sob sua copa, desde de positiva, até neutra ou de competição, assim podendo não atuar obrigatoriamente como uma planta enfermeira. Ademais, seu potencial de facilitação mostrou uma importância relativa maior em ambientes que representam o processo de regeneração inicial. Contudo, cabe ressaltar, que *T. molle* demonstrou um papel similarmente importante de facilitação em ambientes com características iniciais de regeneração bem como para floresta madura.

A fase de germinação e o desenvolvimento de plântulas são as fases críticas de adaptação as condições do meio devido a necessidade de recursos específicos (Fragoso et al. 2017), como a disponibilidade de água. Assim, em ambientes semiáridos como a Caatinga,

onde a água é um fator limitante, o papel de plantas enfermeiras como *T. molle* que tem hábito perene demonstra favorecer o recrutamento de plantas lenhosas da Caatinga, sobretudo, para vegetações em fase de regeneração inicial. Entretanto, em vegetações arbustivas, onde o porte das plantas do ambiente assemelha-se aos arbustos de *T. molle*, é possível que a relação entre enfermeira-beneficiária, de forma geral, torne-se ineficiente devido a coexistência destas arbustivas, que podem propiciar condições de benefício semelhante às encontradas sob a copa de *T. molle*. Conforme Gómez-Aparicio et al. (2004), o recrutamento de plântulas lenhosas é positivamente afetado por plantas enfermeiras em ambientes ensolarados e secos em relação aos sombrios e úmidos, ressaltando que as condições ambientais do entorno podem mediar a intensidade da facilitação, bem como a competição entre enfermeiras-beneficiárias.

Contrário à hipótese de trabalho, não era esperado que o potencial de facilitação por *T. molle* em áreas de alta complexidade estrutural (floresta madura) atuasse de forma similar ao de vegetação em regeneração inicial. Neste estudo, como a área de vegetação alta também está submetida às perturbações antrópicas crônicas, como criação de animais, a proteção fornecida pela copa de arbustos de *T. molle* pode ser uma interação importante para proteger a regeneração de plântulas da herbivoria por caprinos, uma vez que a criação de animais soltos dentro da floresta afeta principalmente as plantas em estágios ontogenéticos iniciais como plântulas, devido ao pisoteio e por serem fonte de recurso (Ribeiro et al. 2015). Neste cenário, pode ser que as copas de *T. molle* atuem como uma “proteção” ao menos para estas plântulas sob sua copa, pois tornam-se menos expostas no ambiente sujeito a tais perturbações.

Este estudo apresenta implicações para o entendimento do processo de regeneração de vegetações em ambientes de Caatinga, como também, projetos de restauração destas áreas, cabendo destacar que em vegetações em fase inicial de regeneração a existência da planta enfermeira *T. molle* pode favorecer o crescimento de plântulas lenhosas. Embora que, a intensidade da facilitação seja minimizada conforme o grau de complexidade da vegetação,

como em fases intermediárias, onde a vegetação apresenta-se mais homogênea em relação a planta enfermeira. Ademais, por ser uma planta enfermeira arbustiva, ambientes em processo de regeneração/restauração podem propiciar um retorno mais rápido quanto a função de facilitação se comparado a plantas enfermeiras arbóreas que requerem mais tempo para seu próprio desenvolvimento.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) pela realização do curso e ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) do Catimbau, pelo provimento das condições logísticas necessárias para realização da pesquisa. A todos que colaboraram nas diversas formas para realização deste trabalho, em especial agradeço a Bruno Pinho, Daniele Kulka, Elisângela Gaspar, Prof. Felipe Melo, Profa. Gislene Ganade, Lays Lins e Pedro Sena.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armas C., Ordiales R. & Pugnaire F.I. 2004. Measuring plant interactions: a new comparative index. *Ecology* 85: 2682–2686.
- Associação Caatinga. 2011. Restauração florestal da Caatinga. Editora Associação Caatinga. Disponível em: <http://www.acaatinga.org.br/restauracao-florestal>. Acessado: 10 de Março de 2018.
- Araújo G.B. 2014. O potencial facilitador da espécie *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae) em um ambiente semi-árido do Nordeste brasileiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Alagoas.
- Bazzaz F.A. 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual review of Ecology and Systematics* 10(1): 351-71.

- Callaway R.M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61(4): 306-349.
- Callaway R.M, Walker L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78(7): 1958-65.
- Callaway R.M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F.I., Newingham, B., Aschehoug, R.T., Armas, C., Kikodze, D. & Cook, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- Fragoso RO, Carpanezzi AA, Koehler HS & Zuffellato-Ribas KC. 2017. Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. *Ciência Florestal* 27(4): 1451-1464.
- Gómez-Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J. & Baraza E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138.
- INSA. 2011. Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Instituto Nacional do Semiárido, Campina Grande.
- 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.
- Leal L., Andersen A. & Leal I.R. 2014. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. *Oecologia* 174: 173-18.
- Meiado M.V. 2008. A planta facilitadora *Trichidium molle* (Benth.) H. E. Ireland (Leguminosae) e sua relação com a comunidade de plantas em ambiente semiárido no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.
- Miriti M.N. 2006. Ontogenetic shift from facilitation to competition in a desert shrub. *Journal of Ecology* 94: 973-979.

- Moura F.B.P., Mendes A.C.M. & Ladle R.J. 2013. Nursing the caatinga back to health. *Journal of Arid Environments* 90: 67-68.
- Paterno G.B., Siqueira Filho J.A. & Ganade G. 2016. Species-specific facilitation, ontogenetic shifts and consequences for plant community succession. *Journal of Vegetation Science*, 27(3): 606-615.
- Peroni N. & Hernández M.I.M. 2011. *Ecologia de populações e comunidades*. Universidade Aberta do Brasil.
- Ribeiro E.M.S., Arroyo-Rodríguez V., Santos B.A., Tabarelli M. & Leal I.R. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52: 611-620.
- Ribeiro-Neto J.D., Arnan X., Tabarelli M. & Leal I.R. 2016. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and conservation* 25: 943-956.
- 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. *Journal of Ecology* 105: 828-838.
- Tabarelli M. 2014. *Perturbações antrópicas e a transformação do ecossistema Caatinga: implicações para a sustentabilidade do semiárido*. Edital FACEPE 10/2014 Programa de Apoio a Núcleos de Excelência.
- Vieira I.R., Araújo F.S. & Zandavalli R.B. 2013. Shrubs promote nucleation in the Brazilian semi-arid region. *Journal of Arid Environments* 92: 42-45.
- Weltzin J.F. & McPherson, G.R. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate Savanna ecotones. *Ecological Monographs* 69: 513-534.

Zimmer G.O., Pandolfo C. & Ganade G. 2010. Efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *Podocarpus lambertii* em uma área em restauração. *Neotropical Biology and Conservation* 5(3): 160-166.

