

Ecologia da Caatinga

CURSO DE CAMPO 2010

INARA ROBERTA LEAL,
WALKIRIA REJANE DE ALMEIDA,
ANTÔNIO VENCESLAU AGUIAR
MARCOS VINICIUS MEIADO &
JOSÉ ALVES DE SIQUEIRA FILHO (Orgs.)

Ecologia da Caatinga

CURSO DE CAMPO 2010

RECIFE – 2011

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	
AGRADECIMENTOS	
LISTA DE PARTICIPANTES	
PARTE 1 – RELATÓRIOS DOS PROJETOS ORIENTADOS	1
Erva de passarinho <i>Psittacanthus bicalyculatus</i> (Lorantaceae) altera o vigor em ramos da planta hospedeira <i>Commiphora leptophloeos</i> (Burseraceae)? Coelho, M.S., Oliveira, F., Lima, P.B., Bezerra, T.C.S., Silva, E.A.E.S., Leal, I.R.....	2
Quem tolera permanece junto: Relação entre a tolerância denso-dependente e a distribuição espacial das espécies arbóreas da Caatinga Pernambucana Portes, P.V.A., Arcoverde, G.B., Lana, T., Mendes, M.G.F., Melo, F.P.L.....	10
Caracterização da ocupação por animais de intumescências em <i>Hypenia salzmanii</i> (Benth.) Harley (Lamiaceae) Wanderley, A.M., Portugal, M.P., Rito, K.F., Specht, M.J.S., Pinto, S.R.R., Fernandes, G.W.....	16
Relaxe ou lute: Espécies comuns são mais susceptíveis aos ataques por herbívoros? Lima, P.B., Oliveira, F., Coelho, M.S., Bezerra, T.C.S., Pinto, S.R., Melo, F.P.L.....	23
Quem fica por cima fica melhor? Uma análise da predação e distribuição de galhas em <i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl. Arcoverde, G.B., Portes, P.V.A., Lana, T.C., Silva, E.A.E.S., Fernandes, G.W.....	31
Tamanho do ninho influencia a dieta de <i>Pheidole fallax</i> (Myrmicinae)? Portugal, M.P., Rito, K.F., Wanderley, A.M., Spetch, M.J.S., Mendes, M.G.F., Leal, I.R.....	37
Influência da assimetria foliar na herbivoria em <i>Cnidoscolus quercifolius</i> Polh. (Euphorbiaceae) Oliveira, F.M.P., Coelho, M.S., Lima, P.B., Câmara, T. Mendes, M.G.F.....	44
A Zoocoria como promotora de nucleação Lana, T.C., Arcoverde, G.B., Portes, P.V.A., Pinto, S.R., Leal, I.R.....	52
A teoria da biogeografia de ilhas se aplica às ilhas de umidade na Caatinga? Rito, K.F., Wanderley, A.M., Specht, M.J.S., Portugal, M.P., Silva, E.A.E.S, Melo, F.P.L.....	59
Influência da umidade na composição da serapilheira Bezerra, T.C.S., Albuquerque, Specht, M.J.S., Pinto, S.R.R, Cortez, J.A.....	67
Maximização da aptidão em plantas: O efeito Allee numa população natural da Caatinga Portugal, M.P., Coelho, M.S., Rito, K.F., Oliveira, F.M.P., Silva, E.A.E.S, Cardoso, M.Z.....	75
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett (Burseraceae) são poleiros favorecedores de nucleação na Caatinga? Lima, P.B., Wanderley, A.M., Arcoverde, G.B., Lana, T.C., Mendes, M.G.F., Bernard, E.....	82
Complexidade ambiental e predação de ovos na Caatinga Specht, J.M.S., Bezerra, T.C.S., Portes, P.V.A., Silva, E.A.E.S., Bernard, E.....	89

Respostas reprodutivas de <i>Cereus jamacaru</i> DC. subsp. <i>jamacaru</i> em diferentes habitats na Caatinga Rito, K.F., Oliveira, F.M.P., Coelho, M.S., Portugal, M.P., Mendes, M.G.F. Almeida-Cortez, J.A.....	95
Investimento reprodutivo e taxa de ataque por herbívoros Lana, T.C., Arcoverde, G.B., Lima, P.B., Wanderley, A.M., Pinto, S.R., Cardoso, M.Z.....	102
PARTE 2 – RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS	111
Análise da influência de fatores físicos e espaciais sobre a riqueza e composição florística das ilhas de vegetação de um <i>Inselberg</i> da Caatinga Wanderley, A.M.....	112
Convergência morfológica na comunidade de plantas lenhosas em um gradiente topográfico na Caatinga Silva, E.A.E.S.....	127
Influência das perturbações antrópicas nas interações tritróficas em <i>Sida sp.</i> Oliveira, F.M.P.....	137
Influência de formigueiros na riqueza de espécies, similaridade e frequência de espécies mirmecocóricas na Caatinga Arcoverde, G.B.....	144
<i>Psittacanthus bicalyculatus</i> Mart. (Loranthaceae) parasita preferencialmente indivíduos de <i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett (Burseraceae)? Rito, K.F.....	154
Estresse ambiental modulando a herbivoria em <i>Cnidocolus quercifolius</i> Polh. Coelho, M.S.....	164
Forageio sensível ao risco: Aplicação da teoria ao modelo da teia de aranha na Caatinga Pernambucana Mendes, M.G.F.....	174
Tamanho e distribuição de ninhos de <i>Dinoponera quadriceps</i> Santschi em habitats com diferentes influências antrópicas na Caatinga Specht, M.J.S.....	183
Artrópodes em ilhas de vegetação sobre um lajedo na Caatinga Pernambucana Portugal, M.P.....	192
Riqueza de espécies lenhosas de Fabaceae em áreas de Caatinga Hiperxerófila com diferentes relevos no município de Parnamirim, PE Lima, P.B.....	203
Riqueza e abundância de aves ligadas ao consumo de frutos de <i>Cereus jamacaru</i> DC. (Cactaceae) em dois diferentes habitats da Caatinga de Pernambuco Portes, P.V.A.....	213
Redução da diversidade de espécies na dieta de <i>Pheidole fallax</i> em áreas antropizadas de Caatinga Pinto, S.R.R.....	221
Implicações do efeito nucleador de <i>Commiphora leptophloeos</i> (Burseraceae) nas sementes pós-dispersas Bezerra, T.C.S.....	228
Poças temporárias e a diversidade da Caatinga em um lajedo em Parnamirim (PE) Lana, T.C.....	238

APRESENTAÇÃO

Aliar atividades que demandem a participação ativa à exposição de conceitos teóricos é um dos modos mais eficazes de capacitar recursos humanos. Assim sendo, cursos de campo têm sido amplamente utilizados como ferramenta de capacitação de recursos humanos para a Biologia, Ecologia & Conservação. Na sua terceira edição, o Curso de Campo Ecologia da Caatinga consolidou-se como ferramenta de aprendizado para estudantes de pós-graduação interessados em seguir carreira acadêmica na área de ecologia e conservação da biodiversidade. Acreditamos que cursos de campo, por propiciarem uma rotina diária de debates sobre as fronteiras do conhecimento teórico, elaboração de hipóteses e desenhos amostrais além de aperfeiçoarem a capacidade dos alunos em comunicar seus achados, são uma iniciativa efetiva em aprimorar a qualidade dos nossos pós-graduandos.

O Curso de Campo Ecologia da Caatinga 2010 foi oferecido como disciplina eletiva do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco. Da mesma forma que em edições anteriores, o curso é um dos produtos do projeto PROCAD/CAPES, uma colaboração entre o Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco e o Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais. O curso foi realizado entre 05 e 24 de abril de 2010, nas dependências da Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim (EAIP), pertencente à Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada (UAST).

Esse livro, resultado das atividades executadas durante o curso de campo, está dividido em duas partes. A primeira parte contém os relatórios (na forma de artigos científicos) de projetos orientados por professores (POs). Estes projetos foram elaborados, conduzidos, os dados foram analisados e reportados em conjunto por alunos e professores (orientadores) em um único dia. A segunda parte inclui os relatórios dos projetos individuais livres (PIs). Esses trabalhos foram idealizados pelos alunos, porém com eventual ajuda no desenho experimental ou em outras etapas da execução do trabalho de campo por parte dos professores participantes do curso.

Estamos extremamente satisfeitos em publicarmos esse material, que consolida o trabalho árduo de professores e alunos do Curso de Campo Ecologia da Caatinga 2010.

Os organizadores
Julho de 2011

AGRADECIMENTOS

Para atingir o sucesso pretendido, a edição 2010 do Curso de Campo Ecologia da Caatinga contou com o suporte de várias pessoas e instituições. Inicialmente gostaríamos de agradecer a CAPES pelo financiamento do projeto “Interações tróficas na Caatinga: plantas invasoras como modelo” (PROCAD/CAPES processo número 0166057), do qual o Curso é um dos produtos. Além disso, agradecemos também ao Programa de Pós- Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco e o Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, parceiros do PROCAD e que são as instituições que provêm a maior parte dos professores que se empenham para que o curso aconteça. Somos gratos a todos os professores que participaram do curso, pela disponibilidade em dividir suas experiências com nossos alunos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, também temos que agradecer tanto pela cessão de material (e.g. lupas, microscópios e livros), bem pelo apoio dos docentes e técnicos administrativos para realização do curso.

Agradecemos imensamente aos funcionários da Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim (EAIP), pertencente à Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada (UAST) onde o curso foi realizado, pela hospedagem, uso de seus laboratórios e sala de informática, transporte para as áreas de Caatinga durante o curso, além da amabilidade inesgotável.

Também somos gratos ao Centro de Referência para Recuperação de Áreas Degradadas da Caatinga da Universidade Federal do Vale do São Francisco (CRAD/UNIVASF), especialmente ao Professor Dr. José Alves de Siqueira Filho, que nos recebeu durante três dias nas dependências do CRAD/UNIVASF e nos guiou com imensa competência em uma série de expedições científicas pelas caatingas do vale do São Francisco na região de Petrolina.

Vários colegas atuaram como revisores ad-hoc dos relatórios aqui apresentados. Somos gratos a esses colegas por nos ajudarem a aperfeiçoar a capacidade de comunicar resultados dos nossos alunos.

Por fim, agradecemos também à Pró-Reitoria de Pesquisa da Universidade Federal de Pernambuco pelo transporte até a Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim e a todos os alunos e professores envolvidos na realização deste curso, pelo apoio e esforços empreendidos.

Os organizadores
Julho de 2011

LISTA DE PARTICIPANTES

ALUNOS

Artur Maia Wanderley – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Fernanda Maria Pereira de Oliveira – PPGBA/UFPE, Recife, PE

Gabriela Burle Arcoverde – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Kátia Fernanda Rito – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Marcel Serra Coelho – ECMVS/UFMG, Belo Horizonte, MG

Maria Joana da Silva Specht – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Marina Peres Portugal – ECMVS/UFMG, Belo Horizonte, MG

Patrícia Barbosa Lima – PPGB/UFPE, Recife, PE

Paulo Vitor de Albuquerque Portes – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Talita Câmara dos Santos Bezerra – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Tate Correa Lana – ECMVS/UFMG, Belo Horizonte, MG

MONITORES

Edgar Alberto do Espírito Santo Silva – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Marcos Gabriel Figueiredo Mendes – PPGBV/UFPE, Recife, PE

Severino Rodrigo Ribeiro Pinto – PPGBV/UFPE, Recife, PE

PROFESSORES

Dr. Enrico Bernard – Departamento de Zoologia/UFPE, Recife, PE

Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo – Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN),
Recife, PE

Dr. Geraldo Wilson Fernandes – Departamento de Biologia Geral/UFMG, Belo Horizonte, MG

Dra. Inara Roberta Leal – Departamento de Botânica/UFPE, Recife, PE

Dra. Jarcilene Almeida Cortez – Departamento de Botânica/UFPE, Recife, PE

Dr. Marcelo Tabarelli – Departamento de Botânica/UFPE, Recife, PE

Dr. Márcio Zikán Cardoso – Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia/UFRN, Natal, RN

REVISORES DOS RELATÓRIOS DOS PROJETOS LIVRES

M.Sc. Ana Gabriela Delgado Bieber – UNICAMP, Campinas, SP

Dr. André Maurício Melo Santos – UFPE/CAV, Vitória de Santo Antão, PE

M.Sc. Antônio Venceslau de Aguiar Neto – UFL, Gainesville, FL

Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo – CEPAN, Recife, PE

Dr. Jean Carlos Santos - UFU, Uberlândia, MG.

Dra. Laís Angélica de Andrade Pinheiro Borges – UFPE, Recife, PE

M.Sc. Laura Carolina Leal de Souza – UFPE, Recife, PE

Dra. Lucélia Nobre Carvalho – UFMT/Sinop, Sinop, MT

Dra. Luciana Ianuzzi – UFPE – Recife, PE

M.Sc. Marcos Vinicius Meiado – UFPE, Recife, PE

Dra. Vanessa Stefani Sul Moreira – UNIPAC, Araguari, MG

Dra. Walkiria Rejane de Almeida – UFPE, Recife, PE

M.Sc. Wanessa Rejane de Almeida – UFPE, Recife, PE

PARTE 1

RELATÓRIOS DOS PROJETOS ORIENTADOS

ERVA DE PASSARINHO *PSITTACANTHUS BICALYCALATUS* (LORANTACEAE)

ALTERA O VIGOR EM RAMOS DA PLANTA HOSPEDEIRA *COMMIPHORA*

LEPTOPHLOEOS (BURSERACEAE)?

Marcel Serra Coelho¹, Fernanda de Oliveira², Patrícia Barbosa Lima³,

Talita Câmara dos Santos Bezerra⁴, Edgar Alberto do Espírito Santo Silva⁴

RESUMO – Interações planta-parasita podem reduzir o desempenho vegetativo e reprodutivo da planta hospedeira. Em áreas de Caatinga, a drenagem de recursos pelas plantas parasitas pode ser ainda mais negativa para as plantas hospedeiras, mas essa interação ainda é pouco investigada. Nosso objetivo foi verificar se plantas de *Commiphora leptophloeos* parasitadas por *Psittacanthus bicalycalatus* apresentam um crescimento vegetativo (i.e. comprimento, diâmetro e número de folhas nos ramos) menos vigoroso que plantas não parasitadas. Investigamos, também, se o vigor dos ramos parasitados diminui à medida que aumenta o grau de infestação (i.e. número de folhas do parasita). Dez indivíduos de *C. leptophloeos* parasitados por *P. bicalycalatus* foram amostrados. Foram escolhidos dois ramos para cada indivíduo, sendo um parasitado e outro não parasitado (controle). Entre as variáveis de vigor testadas, apenas o número de folhas foi menor nos ramos parasitados que nos não-parasitadas. Além disso, o número de folhas dos ramos parasitados foi menor à medida que o número de folhas das plantas parasitas aumentou. Por outro lado, o diâmetro dos ramos parasitados aumentou em função do número de folhas das plantas parasitas, enquanto o comprimento dos ramos parasitados não foi afetado. Nossos resultados indicam que *P. bicalycalatus* influencia negativamente o vigor de *C. leptophloeos*.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; parâmetros vegetativos; parasitismo; vigor.

Relatório do Projeto Orientado 1 do Grupo 1 – 07/04/2010

Orientadora: Inara Roberta Leal

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco.

³Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

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

O PARASITISMO NO REINO VEGETAL É CARACTERIZADO POR SER UMA INTERAÇÃO ECOLÓGICA negativa entre um parasito e seu hospedeiro, onde apenas o parasito se beneficia (Price *et al.* 1987).

Os parasitos podem ser divididos em hemiparasitas e holoparasitas. Os hemiparasitas são aqueles

que dependem parcialmente dos recursos de seu hospedeiro, enquanto os holoparasitas dependem exclusivamente dos recursos de seu hospedeiro (Begon *et al.* 1996). Estudos demonstram a importância da relação ecológica de parasitismo na raridade e abundância de muitas espécies vegetais, afetando o vigor, sucesso reprodutivo e a manutenção de populações, sendo considerada uma importante força na estruturação de comunidades (Price 1980).

Membros da família Loranthaceae são considerados hemiparasitas amplamente distribuídos. São plantas comuns em todos os ecossistemas brasileiros, sendo popularmente conhecidas como *ervas-de-passarinho* (Souza & Lorenzi 2005). São predominantemente lianescentes ocupando as copas de árvores ou raízes, sejam de árvores ou arbustos, possuindo uma dispersão zoocórica por aves. Suas sementes são resistentes à digestão das aves devido a um envoltório mucoso, permanecendo viáveis após a passagem pelo trato digestivo das aves (Souza & Lorenzi 2005). A espécie *Psittacanthus bicalycalatus* Mart. (Loranthaceae) é comum na Caatinga, onde é conhecida por parasitar algumas espécies de árvores, incluindo jurema (*Mimosa sp.*, Fabaceae), umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arruda, Anarcadiaceae) e a imburana-de-cambão (*Commiphora leptophloeos* (Mart) J. B. Gillett, Burseraceae) (Meiado 2008). Apesar dos efeitos da drenagem de recursos das plantas parasitas serem, potencialmente, mais negativos para as plantas hospedeiras em ambientes restritivos, essa relação ainda é pouco investigada em áreas de Caatinga.

Em um estudo prévio, Menezes *et al.* (2008) reportam que o parasitismo por *P. bicalycalatus* em *C. leptophloeos* numa área de Caatinga diminui a produção de frutos dos ramos parasitados. É razoável supor que não só tecidos reprodutivos sejam afetados pela relação parasítica, mas também tecidos vegetativos poderiam sofrer efeitos dessa interação. Portanto, o objetivo desse estudo foi verificar se ramos de *C. leptophloeus* parasitados por *P. bicalycalatus* apresentam vigor reduzido quando comparados com ramos não parasitados. Mais em detalhe, testamos se ramos parasitados apresentam menor (1) número de folhas, (2) comprimento e (3) diâmetro que ramos não parasitados. Adicionalmente, verificamos se o vigor dos ramos parasitados é reduzido à medida que aumenta o grau de infestação (i.e. número de folhas do parasita). Nesse sentido, testamos se quanto maior o

grau de parasitismo menor (4) o número de folhas, (5) o comprimento e (6) o diâmetro do ramo.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na Fazenda Olho D'Água, uma área de Caatinga no município de Parnamirim, (8°5'S; 39°34'O; 393 m de altitude), localizada no sertão do Estado de Pernambuco a 570 km de Recife (Silva *et al.* 2000). O clima da região é tropical semi-árido (BSwh'), com temperatura e precipitação média anual de 26°C e 569 mm, respectivamente, com estação chuvosa entre os meses de janeiro a abril (Silva *et al.* 2000). A região apresenta solos do tipo regossolos, bruno-não-cálcico e solos litólicos e a vegetação é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia (Silva *et al.* 2000).

ESPÉCIES ESTUDADAS – *Psittacanthus bicalycalatus* é uma espécie vegetal hemiparasita conhecida popularmente como erva-de-passarinho. A dispersão dessa espécie é realizada por aves que auxiliam no estabelecimento dessas plantas em ramos de plantas hospedeiras lenhosas, onde as hemiparasitas emitem uma radícula transformada em haustório o qual penetra as plantas hospedeiras retirando a seiva bruta (Souza & Lorenzi 2005). Na área de estudo, a espécie vegetal hospedeira mais frequentemente parasitada por *P. bicalycalatus* é a *Commiphora leptophloeos*, uma espécie decídua, heliófita, secundária e que pode ser encontrada ao longo de florestas estacionais semi-decíduais e florestas estacionais decíduais (Souza & Lorenzi 2005). Na área de estudo, *Psittacanthus bicalycalatus* possui floração e frutificação sincronizada com *C. leptophloeos* (Meiado 2008).

COLETA DE DADOS – Dez indivíduos *C. leptophloeos* parasitados por *P. bicalycalatus* foram selecionados no local de estudo. Para cada indivíduo de *C. leptophloeos* foram selecionados dois ramos, um parasitado e o não parasitado mais próximo como controle. Para cada ramo foram medidos: número de folhas, comprimento do ramo (cm), diâmetro na base do ramo (cm)

imediatamente antes da inserção do parasita. Para estimar o grau de infestação, foram contabilizadas todas as folhas de *P. bicalycalatus* nos ramos parasitados, sendo os ramos com maior número de folhas considerados os mais parasitados. Para controlar o efeito do tamanho da planta sobre as variáveis avaliadas foram medidos, também, o diâmetro ao nível do solo e a altura dos indivíduos de *C. Leptophloeos*.

ANÁLISE DE DADOS – Os resíduos dos dados foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk (Zar 1999). Diferenças no número de folhas de ramos parasitados e não-parasitados de *C. leptophloeos* foram testadas com Wilcoxon (Zar 1999), enquanto o comprimento e o diâmetro dos ramos foram comparados com teste *t* (Zar 1999). Testes de regressão múltipla foram utilizados para verificar se o grau de infestação reduz o número de folhas, o comprimento e o diâmetro dos ramos de *C. leptophloeos*. O diâmetro de *C. leptophloeos* a altura do solo foi usado como co-variável para as medidas de tamanho dos ramos parasitados da planta hospedeira (Zar 1999).

RESULTADOS

Ramos parasitados apresentaram, em média, $1118,6 \pm 1541,40$ folhas, $108 \pm 66,645$ cm de comprimento e $1,75 \pm 1,03$ cm diâmetro, enquanto ramos não parasitados apresentaram $227,8 \pm 268,65$ folhas, $62,6 \pm 48,03$ cm de comprimento e $1,8 \pm 0,81$ cm de diâmetro. Apenas o número de folhas dos ramos parasitados foi significativamente menor que o dos ramos não parasitados ($Z = 1,00$; $p = 0,011$; Fig. 1). Não houve diferença significativa entre o comprimento ($t = 1,59$; $p = 0,14$) e o diâmetro ($t = 0,21$; $p = 0,83$) dos ramos de *C. leptophloeos* não parasitados e parasitados.

O número de folhas dos ramos parasitados de *C. leptophloeos* diminuiu à medida que o número de folhas (i.e. grau de infestação) de *P. bicalycalatus* aumentou ($R^2 = 0,334$; $F = 7,06$; $p = 0,033$; $N = 10$; Fig. 2), mas não variou em função do diâmetro a altura do solo das plantas ($F = 3,17$; $p = 0,118$; $N = 10$). Por outro lado, o comprimento dos ramos parasitados não variou em

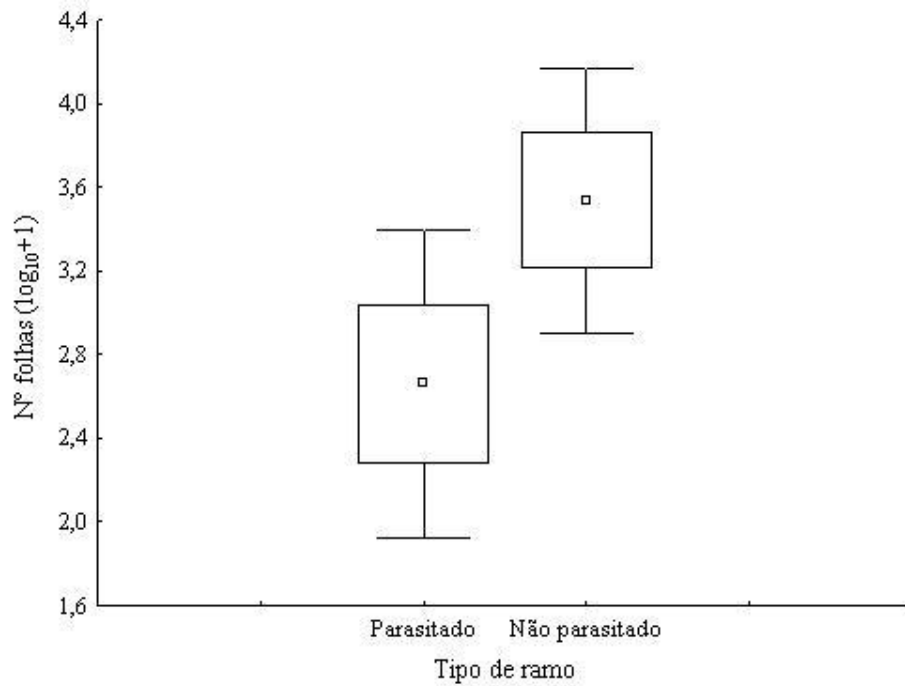


Figura 1. Média (\pm desvio-padrão) do número de folhas em ramos de *Commiphora leptophloeos* parasitados e não-parasitados por *Psittacanthus bicalycalatus*.

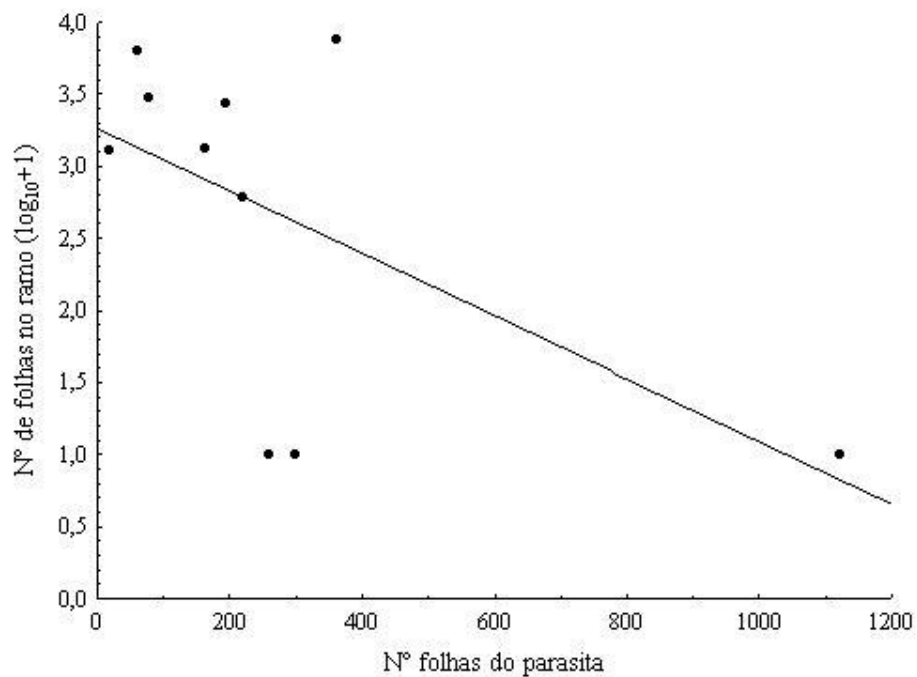


Figura 2. Número de folhas em ramos de *Commiphora leptophloeos* parasitado por *Psittacanthus bicalycalatus* em função número de folhas do parasita.

função do número de folhas de *P. bicalycalatus* ($F = 1,225$; $p = 0,30$; $N = 10$), nem em função do diâmetro à altura do solo da planta ($F = 0,98$; $p = 0,35$; $N = 10$). Por fim, o diâmetro dos ramos parasitados aumentou em função do número de folhas de *P. bicalycalatus* ($R^2 = 12,9$; $F = 23,4$; $p = 0,002$; $N = 10$), mas não variou em função do diâmetro à altura do solo da planta ($F = 4,48$; $p = 0,072$; $N = 10$; Fig. 3).

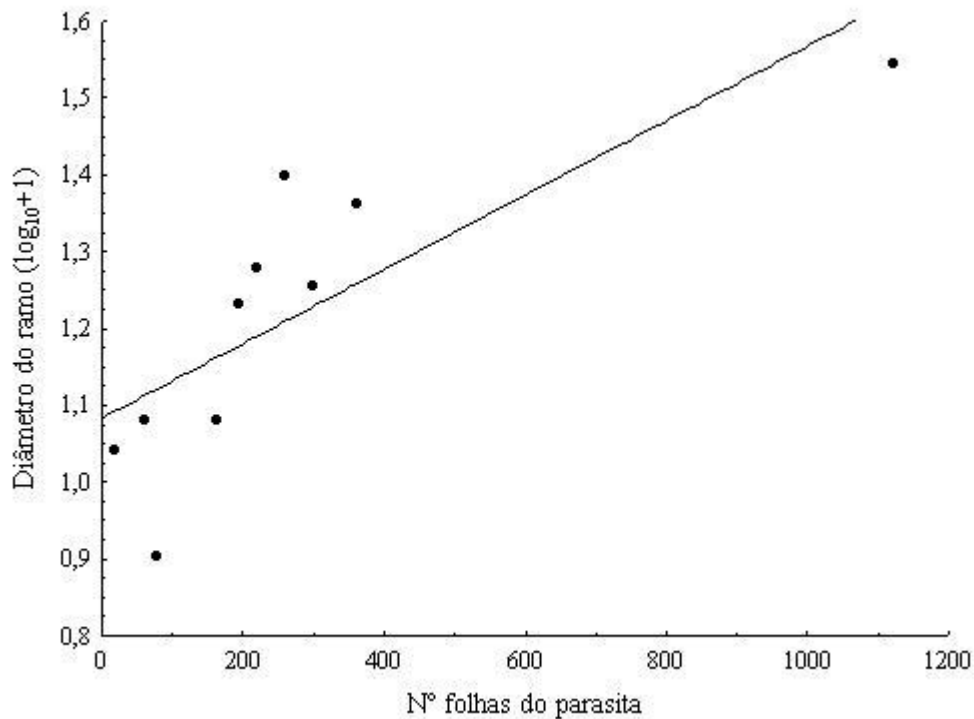


Figura 3. Diâmetro do ramo de *Commiphora leptophloeos* parasitado por *Psittacanthus bicalycalatus* em função do número de folhas do parasita.

DISCUSSÃO

Nesse estudo, verificamos que ramos de *C. leptophloeos* parasitados por *P. bicalycalatus* apresentam menor número de folhas que ramos não parasitados. Adicionalmente, observamos que o número de folhas do ramo de foi menor com o aumento do grau de infestação do parasita. Esses dados em conjunto indicam um efeito negativo da planta parasita sobre seu hospedeiro, corroborando as questões propostas. A presença da planta parasita provoca, provavelmente, uma

redução nos fotossintatos de ramos parasitados, havendo uma redução no número de folhas nos mesmos. Trabalhando com as espécies hospedeiras *Licania parvifolia* (Chrysobalanaceae) e *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), no Pantanal, Missirian *et al.* (2000a e b, respectivamente) não detectaram diferenças significativas na área foliar de indivíduos parasitados e não parasitados por uma outra espécie de *Psittacanthus*. Sendo assim, o efeito de plantas parasitas da família Lorantaceae parece estar mais relacionado com o número de folhas do que com características das folhas, como área foliar. Contudo, mais estudos são necessários para esclarecer os resultados controversos.

O diâmetro da base dos ramos de *C. leptophloeos* aumentou em função do número de folhas do *P. bicalycalatus*. Esse resultado se deve a um intumescimento dos ramos no local de inserção do parasita, provavelmente em resposta à presença dos haustórios do parasita e não a uma melhora no vigor da planta hospedeira. A presença dos haustórios inicia um processo de hipertrofia e hiperplasia celular causando um intumescimento na base dos ramos (Fernandes & Carneiro 2009). Já o comprimento não variou entre ramos parasitados e não-parasitados. É razoável pensar que o desenvolvimento de *P. bicalycalatus* ocorra em ramos em estágios ontogenéticos tardios de *C. leptophloeos*, o que explicaria a ausência de diferenças no comprimento de ramos parasitados e não-parasitados.

O gênero *Psittacanthus* é bem conhecido por parasitar espécies arbóreas (Souza & Lorenzi 2005). Por desviar os recursos, essa relação pode ter efeitos não só sobre tecidos vegetativos, como descritos neste trabalho, mas também tecidos reprodutivos em suas hospedeiras. Menezes *et al.* (2008) documentaram que ramos não parasitados da espécie hospedeira *C. leptophloeos* apresentaram mais frutos quando comparado à ramos parasitados. Entretanto, não foi encontrada nenhuma relação significativa entre grau de infestação e quantidade de frutos do hospedeiro. No presente estudo, nós verificamos que não apenas a presença do parasita, mas o seu grau de infestação afeta o vigor do ramo parasitado, indicando um efeito bastante refinado da atuação do parasita sobre o hospedeiro.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., J. L. HARPER, E. C. R. TOWNSEND. 1996. *Ecology – Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- FERNANDES, G. W. E M. A. A. CARNEIRO. 2009. Insetos Galhadores. In A. R. Panizzi e J. R. P. Parra (Orgs.). *Bioecologia e nutrição de Insetos como base para o manejo integrado de pragas*, pp 597-640. CT-Agro/CNPq, Brasília.
- MEIADO, M. V. 2008. Erva-de-passarinho aumenta o processo de nucleação em uma área de Caatinga? In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2008*, pp. 142-150. Editora Universitária - UFPE, Recife.
- MENEZES, M. O. T., W. R. ALMEIDA, C. R. P. MAGALHÃES, U. A. S. COSTA, E G. M. T. FILHO. 2008. Redistribuição de recursos por *Commiphora leptophloeos* (Burseraceae) em defesa contra infestação por *Psittacanthus* sp. (Loranthaceae). In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Eds.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2008*, pp. 55-65. Editora Universitária - UFPE, Recife.
- MISSIRIAN, G. L. B., D. M. A. ALVES, E E. P. A. A. RAIZER. 2000. Efeito da infestação de *Psittacanthus* sp. (Loranthaceae) sobre *Licania parvifolia* (Chrysobalanaceae). In J. C. Santos, J. M. Longo, M. B. Silva, A. Chiarello e E. Fisher (Orgs.). *Ecologia do Pantanal: curso de campo 2000*, pp. 31-33. Mestrado em Ecologia e Conservação – UFMS, Campo Grande.
- MISSIRIAN, G. L. B. 2000. Efeito da infestação de *Psittacanthus* sp. (Loranthaceae) sobre *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), In J. C. Santos, J. M. Longo, M. B. Silva, A. Chiarello e E. Fisher (Orgs.). *Ecologia do Pantanal: curso de campo 2000*, pp. 149-152. Mestrado em Ecologia e Conservação – UFMS, Campo Grande.
- PRICE, P. W. 1980. *Evolutionary Biology of Parasites*. Princeton University Press, Princeton.
- PRICE, P. W., G. W. FERNANDES, E G. L. WARING. 1987. Adaptive nature of insect galls. *Environmental Entomology* 16: 15-24.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- SOUZA, V., E H. LORENZI. 2005. *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APGII*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

**QUEM TOLERA PERMANECE JUNTO: RELAÇÃO ENTRE A TOLERÂNCIA
DENSO-DEPENDENTE E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES
ARBÓREAS DA CAATINGA PERNAMBUCANA**

Paulo Vitor de Albuquerque Portes¹, Gabriela Burle Arcoverde¹, Tate Lana²,

Marcos Gabriel Figueiredo Mendes¹

RESUMO – A partir da teoria de manutenção de diversidade proposta por Terborgh, o presente estudo vem testar a proposição que espécies comuns apresentariam uma menor distância em relação ao seu co-específico, enquanto os indivíduos das espécies menos comuns estariam a maior distância. O estudo foi realizado em uma área de Caatinga em Parnamirim, no estado de Pernambuco. Foi delimitada uma área de 1600 m² e identificados e contados todos os indivíduos lenhosos acima de 2 m de altura, obtendo suas abundâncias relativas. Mensuramos todas as distâncias de cada indivíduo para o seu vizinho co-específico mais próximo. Foram identificados 239 indivíduos de 17 espécies lenhosas, distribuídos em seis famílias. As espécies mais abundantes foram *Poincianella pyramidales* ($N = 72$), *Cnidocolus quercifolius* ($N = 27$), *Croton* sp. 2 ($N = 27$) e *Croton* sp. 1 ($N = 24$), e as espécies menos abundantes foram: *Poincianella microphlla* ($N = 1$), *Myracroduon urundeuva* ($N = 1$), *Sena* sp. ($N = 1$) e *Cordia leucocephalla* ($N = 2$). As densidades das espécies encontradas variam de 0,045 a 0,0006 indivíduos/m². Os resultados corroboraram a hipótese de que indivíduos de espécies mais comuns encontram-se mais próximos entre si que os indivíduos das espécies raras. Provavelmente este padrão está relacionado a uma maior tolerância das espécies mais comuns a denso-dependência, não sendo este resultado um mero artefato espacial. Sendo assim, pode-se observar o caráter generalista desta teoria.

PALAVRAS CHAVES: abundância; distância entre co-específicos; diversidade de espécies; tolerância.

Relatório do Projeto Orientado 1 do Grupo 2 – 07/04/2010

Orientador: Felipe Lopes de Melo

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

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

EXISTEM DIVERSOS ESTUDOS A RESPEITO DOS MECANISMOS QUE DETERMINAM A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES em um ambiente (Janzen 1970, Connell 1971, Pacala 1997, Terborgh *et al.* 2002). Sobre esse tema, existem duas linhas teóricas distintas: a neutralidade e a baseada em mecanismos

reguladores. A primeira prediz que as espécies estão distribuídas ao acaso no ambiente, ou seja, todas as espécies têm a mesma probabilidade de colonizar um determinado espaço (Hubbel 1979); e a segunda, se baseia na premissa de que existem mecanismos reguladores, bióticos e abióticos, que determinam a distribuição espacial de espécies (Janzen 1970). Seguindo essa segunda linha teórica, a teoria da denso-dependência proposta por Janzen (1970) prediz que indivíduos de uma determinada espécie vegetal quando se estabelecem próximos aos seus co-específicos estão mais suscetíveis aos efeitos de processos como predação, contaminação por patógenos e competição intra e interespecífica (Janzen 1970, Connell 1971).

Baseando-se na teoria de Janzen (1970), Terborgh *et al.* (2002) demonstrou em uma floresta tropical peruana que a distância entre plantas co-específicas está correlacionada com a sua resistência aos efeitos denso-dependentes. Mais especificamente, espécies vegetais comuns, consideradas como sendo aquelas que apresentam maior abundância relativa, são mais tolerantes aos efeitos da denso-dependência que as espécies menos comuns, e por isso apresentam menores distâncias do seu co-específico (Terborgh *et al.* 2002). Partindo desse pressuposto, será que as árvores da Caatinga apresentariam essa mesma relação entre a raridade e a distância entre seu vizinho co-específico mais próximo? Dessa forma, o presente estudo vem responder a essa questão através da hipótese que espécies comuns em um determinado ambiente apresentariam uma menor distância em relação ao seu vizinho co-específico mais próximo, enquanto os indivíduos das espécies mais raras estariam a maiores distâncias entre si.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na Fazenda Olho D'Água em uma área de Caatinga no município de Parnamirim (8°79'00"S; 39°57'00"O). A área está localizada a 560 km da cidade do Recife na depressão sertaneja do estado de Pernambuco (Silva *et al.* 2000). A área é caracterizada por um clima tropical seco, tendo sua estação chuvosa ocorrendo nos meses de novembro a abril, com precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al.* 2000). Sua vegetação é classificada como

caatinga hiperxerófila e os solos predominantes são os podzólicos arenosos (i.e. regossolos) com afloramentos de rochas graníticas (Silva *et al.* 2000).

DESENHO EXPERIMENTAL – Um quadrante de 40 x 40 m foi demarcado e dentro dele identificados todos os indivíduos lenhosos acima de 2 m de altura, a fim de se obter as suas abundâncias relativas e as distâncias de cada indivíduo para o seu vizinho co-específico mais próximo.

ANÁLISE DE DADOS – Utilizou-se o teste de correlação de Pearson no qual os parâmetros correlacionados foram a distância do co-específico mais próximo e a abundância das espécies. A normalidade dos dados pelo teste Shapiro-Wilk. As análises estatísticas foram executadas pelo programa JMP.SAS. versão 7.0.

RESULTADOS

Foram amostrados 239 indivíduos, distribuídos em 17 espécies de seis famílias (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram: *Poincianella pyramidalis* ($N = 72$), *Cnidoscolus quercifolius* ($N = 27$), *Croton* sp. 2 ($N = 27$) e *Croton* sp. 1 ($N = 24$), e as espécies menos abundantes foram: *Poincianella microphylla* ($N = 1$), *Myracroduon urundeuva* ($N = 1$), *Senna* sp. ($N = 1$) e *Cordia leucocephalla* ($N = 2$). As densidades das espécies encontradas variaram de 0,045 a 0,0006 indivíduos/m².

As espécies mais comuns apresentaram menor distância dos seus vizinhos co-específicos mais próximos, enquanto as espécies mais raras, maiores distâncias para os seus vizinhos co-específicos mais próximos ($r = -0,804$; $N = 15$; $p = 0,001$; Fig. 1). Além disso, dentre as espécies menos comuns, houve uma variação no padrão de distribuição, observando-se tanto espécies que apresentam distribuição mais agregada, reconhecidas através da pequena dispersão de valores em torno da média, quanto espécies com distribuição mais ampla, com valores mais dispersos em relação à média (Fig. 2).

Tabela 1. Espécies arbóreas de uma área de Caatinga em Parnamirim, estado de Pernambuco, organizadas da mais abundante (1) para a mais rara (17).

Espécies	Nome vulgar	Número de indivíduos	Abundância Relativa (%)	Distância mínima média entre indivíduos (m)
(1) <i>Poincianella pyramidalis</i>	Catingueira	72	30,1	5,4±3,01
(2) <i>Cnidoscolus quercifolius</i>	Faveleira	27	11,2	8,27±4,58
(3) <i>Croton</i> sp. 2	Marmeleiro	27	11,2	5,55±5,53
(4) <i>Croton</i> sp. 1	Quebra-faca	24	10,0	8,05±5,51
(5) <i>Sapium</i> sp.	Burra-leiteira	15	6,2	7,68±4,64
(6) <i>Jatropha mollissima</i>	Pinhão-manso	15	6,2	9,37±6,33
(7) <i>Erithroxillum</i> sp.		14	5,8	9,53±7,21
(8) <i>Anadenanthera columbrina</i>	Angico-de-carçoço	11	4,6	13,57±8,27
(9) <i>Dalbergia cearensis</i>	Violeta	10	4,1	11,2±8,51
(10) <i>Aspidosperma pyriforme</i>	Pereiro	8	3,3	22,75±10,71
(11) <i>Piptadenia</i> sp.	Angico-monjolo	4	1,6	15,66±15,22
(12) <i>Amburana cearensis</i>	Imburana-de-cheiro	3	1,2	26,22±2,69
(13) <i>Cordia</i> sp.		3	1,2	24,44±14,63
(14) <i>Senna</i> sp.		2	0,8	54±0
(15) <i>Myracrodruon urundeuva</i>	Aroeira	2	0,8	13,55±1,54
(16) <i>Cordia leucocephala</i>	Buquet-de-noiva	1	0,4	
(17) <i>Poincianella microphylla</i>	Catingueira-de-porco	1	0,4	

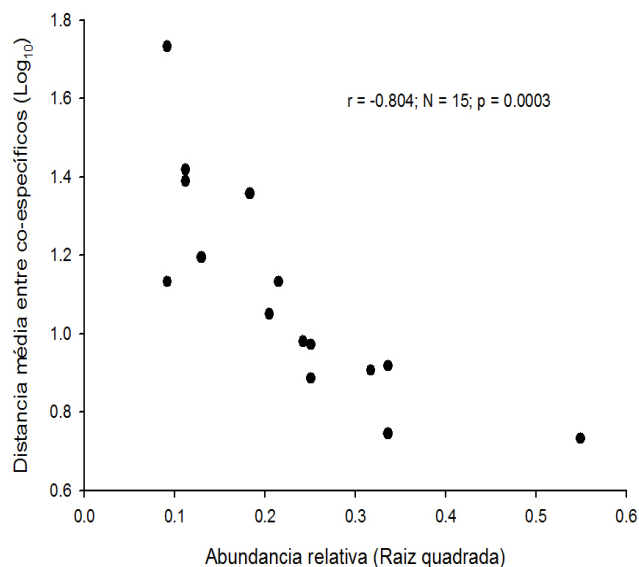


Figura 1. Correlação entre a abundância relativa das espécies arbóreas de uma área de Caatinga em Parnamirim, estado de Pernambuco, e distâncias entre os seus co-específicos mais próximos.

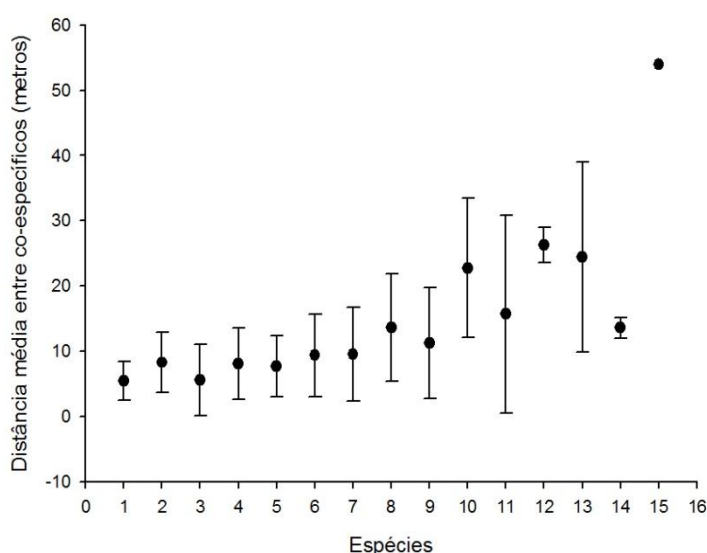


Figura 2. Distância média (m) entre co-específicos nas espécies arbóreas de uma área de Caatinga em Parnamirim, estado de Pernambuco. Os números correspondem à numeração das espécies de acordo com a Tabela 1, sendo o eixo orientado da espécie mais comum (1) em direção a mais rara (15).

DISCUSSÃO

Nesse estudo, testamos a hipótese de que indivíduos de espécies mais comuns encontram-se mais próximos de seus vizinhos co-específicos, enquanto que os indivíduos pertencentes às espécies menos comuns encontram-se mais distantes entre si em uma área de Caatinga. Como a hipótese foi corroborada, os achados sugerem um caráter generalista à Teoria de Terborgh (2002).

Os resultados indicam que seria pouco provável que indivíduos de espécies comuns estejam espacialmente mais próximos entre si por uma simples questão de abundância e que espécies menos comuns estejam mais afastadas por uma questão de probabilidade, uma vez que se percebe uma aleatoriedade nas distribuições das espécies menos comuns. Os indivíduos de algumas espécies raras foram encontrados próximos uns aos outros, enquanto de outras espécies como em longas distâncias, mostrando que padrão encontrado aqui não representa um mero artefato espacial.

Em geral, a determinação dos padrões de ocorrência de espécies comuns e raras é devida a características intrínsecas de cada espécie (e.g. estratégia de regeneração, tipo quantidade de

semente) e como elas enfrentam as demandas conflitantes (e.g. entre crescer e se defender de inimigos naturais) que surgem ao longo do seu desenvolvimento em uma determinada área (Gurevitch *et al.* 2009). Existem vários fatores que moldam a distribuição das espécies, e muitos modelos prevêem que essa multi-casualidade é dirigida pelas condições ambientais e por fatores intrínsecos como a tolerância relativa de cada espécie (Gurevitch *et al.* 2009).

Conclui-se, através desse estudo, que a teoria de Terborgh (2002) se aplica para as espécies arbóreas da Caatinga. Aquelas espécies mais comuns, cujos indivíduos estão mais próximos entre si, tendem a tolerar mais os efeitos denso-dependentes do que espécies menos comuns. Tal tolerância pode ser resultado da história de vida de cada espécie vegetal, onde estas desenvolveram ou não estratégias morfofisiológicas adequadas para suportar os efeitos da denso-dependência

LITERATURA CITADA

- CONNEL, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forests trees. *In* P. J. den Boer e G. R. Gradwell (Eds.). *Dynamics of Numbers in Population*, pp. 298-312. Centre for Agricultural Publication and Documentation, Proceeding of Advanced Study Institute, Osterbeek, Wageningen.
- GUREVITCH, J., S. M. SCHEINER, E G. A. FOX. 2009. *Ecologia Vegetal*. Artmed Editora S.A., Porto Alegre.
- HUBBEL, S. H. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- PACALA, S. W. 1997. Dynamics of plant communities. *In* M. J. Crawley (Ed.). *Plant Ecology*, pp. 532-555. Blackwell Science, Oxford.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- TERBORGH, J., N. PITMAN, M. SILMAN, H. SCHICHTER, e NÚÑEZ P. V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. *In* D. J. Levey, W. R. Silva, e M. Galetti (Eds.). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*, pp 1–17. CAB International, Wallingford.

CARACTERIZAÇÃO DA OCUPAÇÃO POR ANIMAIS DE INTUMESCÊNCIAS EM *HYPENIA SALZMANII* (BENTH.) HARLEY (LAMIACEAE)

Artur Maia Wanderley¹, Marina Peres Portugal², Kátia Fernanda Rito¹,

Maria Joana da Silva Specht¹, Severino Rodrigo Ribeiro Pinto¹

RESUMO – A função de abrigo das intumescências ocas de *Hyphenia salzmanii* (Benth.) Harley (Lamiaceae) para animais são ainda desconhecidas na Caatinga. Considerando que o tamanho e a densidade do recurso influenciam a frequência de uso dos mesmos, verificamos se intumescências ocupadas dessa herbácea são significativamente maiores que as não ocupadas e se a quantidade de intumescências por indivíduo e a sua distribuição influenciam a frequência de ocupação das mesmas. O estudo foi conduzido no município de Parnamirim, sertão de Pernambuco. Foram amostrados 126 indivíduos de *H. salzmanii* distribuídos agrupada ou isoladamente. A morfometria das plantas e intumescências, além da frequência de animais e sinais de sua presença nessas estruturas foram quantificados. Encontrou-se cinco espécies de invertebrados em 37,56% das intumescências, enquanto 53,17% apresentaram sinais de ocupação. Nossos resultados mostram que intumescências ocupadas não são significativamente maiores que as não ocupadas, nem ocorrem mais frequentemente em plantas com maior número de intumescências ou distribuídas de maneira agrupada. A presença de animais indica que as intumescências sirvam de abrigo e para reprodução. A não preferência por intumescências maiores pode se dever ao tamanho reduzido da fauna ocupante. O padrão de preferência por recursos concentrados, hipotetizado para herbívoros, não se aplica aos animais relacionados a essas estruturas de *H. salzmanii*. Especulamos que esse padrão seja regulado pelos predadores, uma vez que manchas com maiores densidades de intumescências ocupadas poderiam ser mais predadas por haver maior concentração de presas.

PALAVRAS CHAVE: abrigos em plantas; adaptações; Caatinga; concentração de recursos; herbácea.

Relatório do Projeto Orientado 1 do Grupo 3 – 07/04/2010
Orientador: Geraldo Wilson Fernandes

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

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

EM REGIÕES SEMI-ÁRIDAS, COMO A CAATINGA, MUITOS ORGANISMOS DESENVOLVERAM ADAPTAÇÕES morfo-fisiológicas, além de interações com outros organismos, para adequarem-se às condições de estresse desses ecossistemas. Segundo Tabarelli *et al.* (2000), a Caatinga é um ecossistema pouco

estudado quando comparado a outros ecossistemas no nordeste brasileiro. Deste modo, adaptações morfológicas de vegetais e suas interações com outros organismos permanecem ainda desconhecidas neste ambiente. Um exemplo são as intumescências encontradas em diversas espécies vegetais, as quais podem originar-se basicamente por dois fatores: adaptações às condições ambientais (e.g. acúmulo de água; Sampaio 1995) e interações com animais (e.g. abrigo para formigas; Rico-Gray e Oliveira 2007).

Hypenia salzmanii (Benth.) Harley (Lamiaceae) é uma herbácea ocorrente em Caatinga que apresenta frequentemente intumescências conspícuas em seus ramos, porém a função dessas estruturas não é conhecida (Silveira *et al.* 2010). As intumescências de *H. salzmanii* são ocas, podendo representar uma fonte de abrigo para animais da Caatinga. Enquanto as intumescências ainda estavam verdes, Silveira *et al.* (2010) encontraram apenas um pequeno número dessas estruturas. Porém, quando as intumescências estão secas, vários animais podem ser observados ocupando-as (Silveira *et al.* 2010). Segundo a Hipótese da Concentração de Recursos (Root 1973), a densidade dessas intumescências influenciaria a taxa de consumo, uma vez que recursos agrupados aumentam a probabilidade de atrair animais buscando comida, ou abrigo neste caso.

Em virtude do discorrido acima, buscamos identificar fatores que influenciam a frequência de ocupação de animais nos espaços internos das intumescências de *Hypenia salzmanii*. Para isto, foram testadas as seguintes hipóteses: (1) intumescências ocupadas são significativamente maiores que as intumescências não ocupadas e (2) a quantidade de intumescências por plantas e a distribuição dos indivíduos de *H. salzmanii* influenciam a frequência de ocupação das intumescências.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na fazenda Olho D'Água, município de Parnamirim, (8°8'38''S; 39°34'41''O; alt. 431 m), localizado no sertão Pernambucano (CPRM 2005). O clima é Tropical semi-árido (BSwh'), com temperatura e precipitação médias de 26°C e 569 mm,

respectivamente (CPRM 2005). Os principais tipos de solo encontrados na região são os regossolos, planossolos, bruno-não-cálcicos e solos litólicos. A vegetação é de caatinga hiperxerófila (CPRM 2005).

ESPÉCIE FOCAL – *Hypenia salzmanii* (Lamiaceae) é uma herbácea conhecida popularmente como barriguda por possuir intumescências bastante conspícuas nos seus entrenós (Silveira *et al.* 2010). É uma espécie ruderal encontrada ao longo de estradas ou áreas perturbadas em regiões de Caatinga. Seus indivíduos podem distribuir-se tanto de maneira isolada quanto agrupada (Harley 1995).

COLETA DE DADOS – Foram selecionados arbitrariamente 126 indivíduos de *H. salzmanii* encontrados ao longo de trilhas e distantes um mínimo de 3 m entre si. Para cada um dos indivíduos foram tomadas, em campo, as medidas de: (1) altura; (2) número de ramos total; (3) número de ramos primários e secundários com intumescências; e (4) número total de intumescências por indivíduos. Em 73 dos 126 indivíduos amostrados foi coletado, aleatoriamente, um ramo com pelo menos uma intumescência seca para medição do comprimento e diâmetro desta, assim como presença ou ausência de orifícios, os quais indicavam evidências de ocupação. Os animais encontrados no interior das intumescências foram coletados e separados em morfoespécies.

ANÁLISE DE DADOS – Para analisar se o tamanho da intumescência influencia a frequência de ocupação, foi realizado um teste *t* para amostras independentes. Para testar a influência do número de intumescências por indivíduo e do tipo de distribuição – isolada ou agrupada (variáveis independentes) na frequência de ocupação das intumescências (variável dependente), aplicamos os modelos lineares gerais (GLM) com interação das variáveis independentes. A normalidade dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk e todas as análises foram feitas no programa STATISTICA 7 com índice de significância igual a 0,05 (Zar 1999).

RESULTADOS

A maioria das intumescências analisadas (75%) apresentou evidências de ocupação. Os animais encontrados no interior dessas estruturas e suas respectivas freqüências foram: Tettigoniidae (Orthoptera), 40,3%; Lepidoptera, 38,9%; Araneae, 0,013%; e Hymenoptera (duas espécies de formigas dos gêneros *Pseudomyrmex* e *Crematogaster*) 0,04%. À exceção dos Tettigoniidae, observamos que os demais taxa utilizavam as intumescências para nidificação, uma vez que formas jovens foram encontradas juntas aos adultos. Embora não tenhamos encontrado indivíduos da espécie de Lepidoptera, a presença de pupários indica que esta espécie utiliza *H. salzmanii* durante seu ciclo reprodutivo.

A altura média encontrada para os indivíduos de *H. salzmanii* foi $1,06 \pm 0,47$ m (média \pm desvio padrão) e o número de intumescências por indivíduos foi igual a $5,13 \pm 6,34$ (Tabela 1). O comprimento médio das intumescências ocupadas ($27,98 \pm 9,03$) não foi significativamente maior ($t = -0,27$; $GL = 69$; $p = 0,78$) quando comparado ao comprimento das intumescências não ocupadas ($27,22 \pm 14,18$; Fig. 1). O número de intumescências ocupadas não foi influenciado nem pelo número dessas estruturas, por indivíduo ($F = 2,17$; $GL = 1$; $p = 0,14$), e nem pelo tipo de distribuição desses indivíduos ($F = 0,39$; $GL = 1$; $p = 0,53$; Fig. 2).

Tabela 1. Frequência de intumescências por ramos e por indivíduos de *Hypenia salzmanii* (N=75) em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

Variável	Média \pm desvio padrão (m)
Altura	$1,06 \pm 0,47$
Nº de ramos com intumescências	$1,94 \pm 2,04$
Intumescências/ramos	$6,96 \pm 6,09$
Intumescências/indivíduos	$5,13 \pm 6,34$

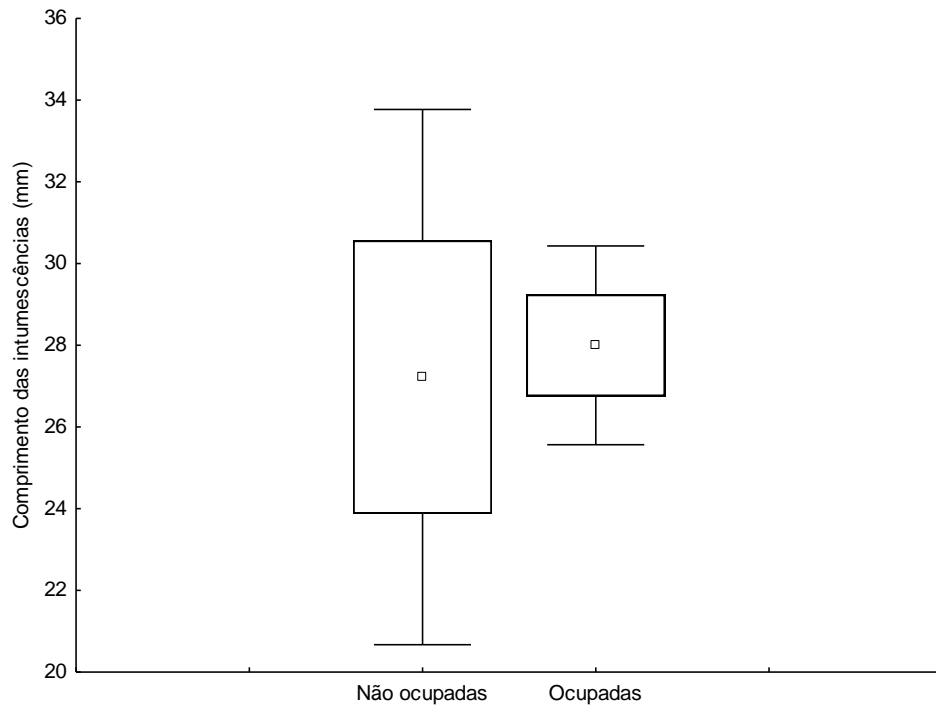


Figura 1. Comprimento das intumescências não ocupadas de *Hypenia salzmanii* (Benth) Harley (Lamiaceae) versus o comprimento daquelas ocupadas, município de Parnamirim, PE. Dados apresentados: □ média; □ variação; ⊥ erro padrão.

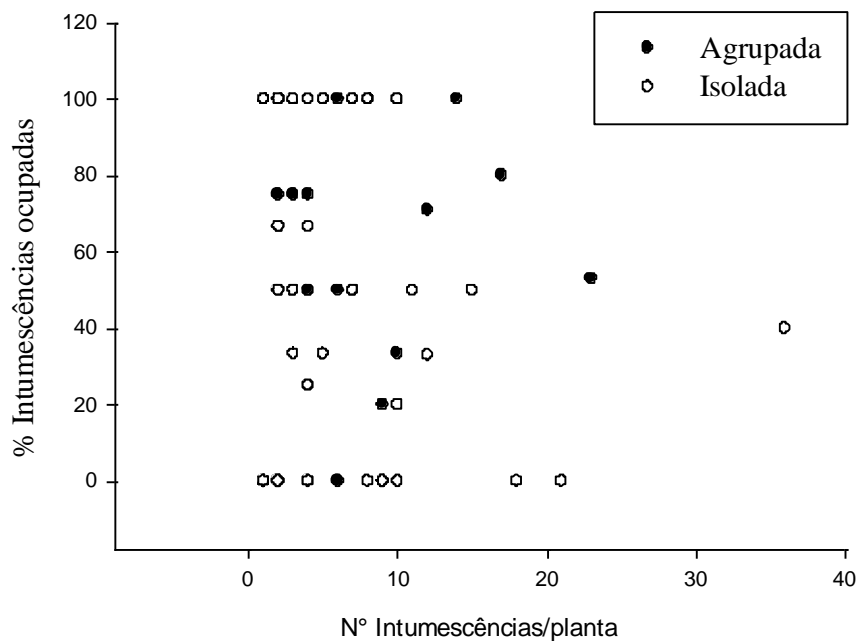


Figura 2. Relação do número de intumescências de *Hypenia salzmanii* (Benth) Harley (Lamiaceae), por indivíduo, em função da porcentagem de intumescências ocupadas para plantas encontradas agrupadas e isoladas, município de Parnamirim, PE.

DISCUSSÃO

A presença de diferentes espécies de invertebrados encontradas nas intumescências secas de *H. salzmanii* contrastam com o relatado por Silveira *et al.* (2010) em intumescências verdes. Esses autores verificaram a presença de larvas de Cecydomyiidae (Diptera) em três intumescências, família esta cujo hábito galhador é amplamente difundido. Dessa forma, esses autores sugeriram que as intumescências poderiam ser originadas por indução de galhadores. Entretanto, independente da origem das intumescências, vimos que essas estruturas, quando secas, servem como local de abrigo e nidificação para os animais observados, podendo ter função de proteção para esses organismos. Por outro lado, nossos dados mostram que esses animais não têm preferência por intumescências maiores. Esse fato pode ser devido ao pequeno tamanho da fauna associada encontrada, para a qual a variação do tamanho das intumescências não deve ser um fator de seleção pelos animais.

A ausência de relação entre a concentração de intumescências (recurso) e a frequência de ocupação das intumescências não segue o padrão de preferência por recursos concentrados, hipotetizado para herbívoros (Root 1973). Embora os espaços internos oferecidos pelo caule de *H. salzmanii* possam ser considerados abrigos, os invertebrados ocupantes podem estar susceptíveis à predação. Desta maneira, altas frequências de ocupação em manchas com maiores densidades de intumescências poderiam, da mesma maneira segundo a hipótese de Root (1973), atrair mais predadores. Portanto, especulamos que a ausência de relação na densidade das intumescências e a frequência de ocupação das mesmas pode ser regulada pelos predadores das espécies ocupantes destes espaços ou outros fatores não abordados por este estudo.

Uma vez que intumescências verdes são aparentemente menos ocupadas em relação às secas, estudos futuros poderiam elucidar o processo de ocupação dessas estruturas durante o seu ressecamento/senescência. Adicionalmente, avaliar a influência da ocupação dos invertebrados no sucesso reprodutivo da planta poderia explicar possíveis vantagens adaptativas que justifiquem a evolução das intumescências.

LITERATURA CITADA

- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- HARLEY, R. M. 1995. Labiatae. In B. L. Stannard (Ed.). *Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil*, pp 43-78. Royal Botanic Garden, Kew, Londres.
- RICO-GRAY, V. E P. OLIVEIRA. 2007. The ecology and evolution of ant-plant interactions. University of Chicago Press, Chicago.
- ROOT, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna od collards (*Brassica oleracea*). *Ecology Monographs* 43: 95-124.
- SAMPAIO, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In S. H. Bullock, H. Mooney e E. Medina (Eds.). *Seasonally dry forests*, pp. 35-38. Cambridge University Press, Cambridge.
- SILVEIRA, F. A. O., D. LÔBO, L. M. R. FERREIRA, O. CRUZ NETO, W. R. ALMEIDA E C. R. FONSECA. 2010. O mistério da barriguda *Hypenia salzmanii* (benth.) Harley (Lamiaceae): densidade e distribuição de intumescências caulinares. In I. R. Leal, W. R. Almeida e A. V. Aguiar (Eds.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2009*, pp. 142-150. Editora Universitária - UFPE, Recife.
- TABARELLI, M., J. M. C. SILVA, A. VICENTE, e A. M. SANTOS. 2000. Análise da representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. In J. M. C. Silva e M. Tabarelli (Coords.). *Workshop - Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga*, pp. 13. Petrolina, Pernambuco, Brasil.
- ZAR, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

RELAXE OU LUTE: ESPÉCIES COMUNS SÃO MAIS SUSCEPTÍVEIS AOS ATAQUES POR HERBÍVOROS?

Patrícia Barbosa Lima¹, Fernanda de Oliveira², Marcel Serra Coelho³,

Talita Câmara dos Santos Bezerra⁴ Severino Rodrigo Pinto⁴

RESUMO – A diversidade de florestas tropicais é regulada por vários mecanismos, sendo um deles a denso-dependência. Este trabalho teve como objetivo avaliar se espécies mais abundantes são mais tolerantes aos efeitos denso-dependentes através dos padrões de herbivoria. Utilizou-se 13 espécies de diferentes abundâncias e gradientes de densidades, coletando-se, aleatoriamente, 30 folhas de ramos dos indivíduos de cada espécie, para a medição de remoção da área foliar. Utilizou-se a análise de correlação de Pearson para medir a tolerância das espécies à herbivoria. As espécies amostradas apresentaram uma variação na intensidade de herbivoria de 0,8 a 2,5, sendo o pereiro, a catingueira e a faveleira, as espécies mais consumidas (índice de herbivoria (IH) = 2,53, 2,33 e 2,33, respectivamente) enquanto as espécies quebra-faca, angico-monjolo e umburana-de-cheiro as menos consumidas pelos herbívoros (IH = 0,8, 0,83 e 1, respectivamente). Houve uma correlação positiva entre Abundância relativa (AR) e IH, demonstrando que para árvores mais abundantes um maior IH pode ser detectado, sendo o mesmo detectado para a distância entre co-específicos. Este trabalho evidenciou a existência de um padrão onde as espécies mais abundantes são também mais tolerantes aos efeitos denso-dependentes, mais especificamente a herbivoria, do que espécies raras, validando o mecanismo de manutenção de diversidade para as florestas secas. Mais estudos relacionados aos outros efeitos denso-dependentes podem ser realizados para que seja possível obter mais informações sobre a influência desses efeitos sobre a regulação e manutenção das espécies de florestas secas.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga; denso-dependência, herbivoria, resistência, tolerância.

Relatório do Projeto Orientado 2 do Grupo 1 – 08/04/2010
Orientador: Felipe Melo

¹Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

⁴Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

A COMPREENSÃO DA DIVERSIDADE VEGETAL NAS REGIÕES TROPICAIS É UM DOS TEMAS MELHOR documentados na literatura científica, existindo, atualmente, várias sugestões de modelos e idéias

sobre os mecanismos reguladores e mantenedores desta diversidade (Chenson 2000). Muitos desses modelos teóricos são baseados em fatores abióticos e/ou bióticos, sendo possível destacar as hipóteses da vara-quebrada (*broken-stick* MacArthur 1960), da heterogeneidade ambiental (Pacala & Tilman 1994), da limitação de dispersão (Pacala & Tilman 1994), da neutralidade (Hubbell 1979) e da fuga (Janzen 1970, Connell 1971). Apesar de uma única hipótese não explicar por completo a manutenção da diversidade, muitas delas são constantemente testadas na busca de um melhor entendimento das regulações populacionais ocorridas ao nível de comunidades, o que auxiliaria a criação de novos modelos.

A denso-dependência (Janzen 1970, Connell 1971), ainda bastante testada na comunidade científica, propõe que plantas localizadas mais próximas aos seus co-específicos estão mais sujeitas aos fatores relacionados à densidade (i.e. competição intra-específica, patógenos, herbivoria) do que quando situadas a uma maior distância. Crawley (2000), ao utilizar herbivoria como mecanismos de denso-dependência, observou que sementes e plântulas quando se encontram adensadas aumentam a atratividade dos predadores de sementes e herbívoros, diminuindo o recrutamento dos novos indivíduos. Todavia, os indivíduos recrutados longe do seu parental apresentam uma maior probabilidade de sobrevivência, já que atraem menos os seus predadores.

De posse dessa idéia de denso-dependência, Terborgh *et al.* (2002) observaram que espécies mais comuns apresentavam uma menor distância entre os seus co-específicos, enquanto espécies raras apresentavam uma distribuição mais espaçada. A partir destas observações, esses autores propuseram que os fatores denso-dependentes poderiam apresentar intensidades distintas em diferentes espécies vegetais, em que espécies mais comuns podem ser mais tolerantes aos fatores denso-dependentes do que espécies mais raras. Diante deste cenário, este trabalho foi o primeiro a testar a hipótese de Terborgh, em que espécies dominantes são mais tolerantes aos padrões de herbivoria.

MÉTODOS

LOCAL DE ESTUDO E ESPÉCIES ESTUDADAS – O estudo foi desenvolvido na Fazenda Olho D'Água, uma área de Caatinga do município de Parnamirim (8°5'S; 39°34'O; 393 m de altitude), localizada no sertão do Estado de Pernambuco a 570 quilômetros de Recife (Silva *et al.* 2000). O clima da região é considerado Tropical Semi-árido (BSwh'), com temperatura e precipitação média anual de 26°C e 569 mm, respectivamente, sendo a estação chuvosa compreendida entre os meses de janeiro a abril (Silva *et al.* 2000). A vegetação local é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia, apresentando áreas com solos do tipo regossolo, bruno-não-cálcico e litólico (Silva *et al.* 2000).

PLANTAS ABUNDANTES VERSUS PLANTAS RARAS – Para avaliar se plantas mais abundante e mais próxima aos seus co-específicos são mais tolerantes e plantas mais raras e mais distantes dos seus co-específicos são mais resistentes à herbivoria, foram utilizadas 13 espécies de árvores. Estas espécies foram as mesmas verificadas por Portes *et al.* (2011, nesse mesmo volume) e apresentavam diferentes abundâncias (comuns e raras) e diferentes distribuições (plantas mais adensadas e mais espaçadas), e estão citadas a seguir: angico-de-carçoço (*Anadenanthera columbrina*; $N = 10$), angico-monjolo ($N = 3$), aroeira ($N = 3$), burra-leiteira (*Sapium* sp.; $N = 10$), catingueira (*Poincianella pyramidales*; $N = 10$), *Eritroxilum* sp. ($N = 5$), faveleira (*Cnidocolos quercifolius*; $N = 10$), marmeleiro (*Croton* sp. 2; $N = 10$), pereiro (*Adiosperma pyriformium*; $N = 10$), pinhão-manso (*Jatropha molissima*; $N = 10$), quebra-faca (*Cronton* sp. 1; $N = 10$), imburuna-de-cheiro (*Amburana cearences*; $N = 10$) e violeta (*Dalbergia cearensis*; $N = 10$).

Foram coletados ramos aleatoriamente dentre os indivíduos de cada espécie, onde em cada um desses ramos selecionou-se de maneira aleatória 30 folhas para a medição de remoção da área foliar. A intensidade de herbivoria foliar foi medida com o uso de um índice de herbivoria (IH) proposto por Dirzo & Dominguez (1995), que se baseia em seis categorias de porcentagem de área foliar consumida (1 = 0; 2 = 1-6%; 3 = 6-12%; 4 = 12-25%; 5 = 25-50%; 6 = 50-100%) e calculado

pela fórmula: $IH = \sum(N_i \cdot i) / N$, onde N_i é o número de folhas por categorias, i são as categorias de herbivoria (1-6) correspondentes à porcentagem de herbivoria por folha e N é o número de folhas.

ANÁLISE DOS DADOS – Para testar a hipótese de que árvores comuns toleram mais a herbivoria do que árvores raras foi utilizada uma análise de correlação de Pearson entre a intensidade de herbivoria (medida pelo Índice de herbivoria, IH) e a abundância relativa (AR) de cada espécie vegetal, assim como entre o IH e a distância entre co-específicos das mesmas. Os dados foram analisados utilizando-se o programa estatístico JMP.

RESULTADOS

As espécies amostradas apresentaram uma variação na intensidade de herbivoria de 0,8 a 2,5, sendo o pereiro, a catingueira e a faveleira, as espécies mais consumidas (IH = 2,53, 2,33 e 2,33, respectivamente) enquanto as espécies quebra-faca, angico-monjolo e umburana-de-cheiro as menos consumidas pelos herbívoros (IH = 0,8, 0,83 e 1, respectivamente; Tabela 1).

Tabela 1. Medidas da abundância relativa, distância mínima entre os co-específicos e índice herbivoria das espécies arbóreas estudadas (n=13) localizadas na fazenda Olho D'água, Parnamirim-PE.

<i>Espécies estudadas</i>	Abundância Relativa (Raiz)	Distância mínima entre os co-específicos	IH
Angico-de-carço	0,215	13,57±8,27	0,83
Angico-monjolo	0,129	15,66±15,22	1,2
Aroeira	0,091	13,55±1,54	1,5
Burra-leiteira	0,251	7,68±4,64	1,53
Catingueira	0,549	5,4±3,01	2,33
<i>Eryroxylum</i> sp.	0,242	9,53±7,21	1,33
Faveleira	0,336	8,27±4,58	2,33
Marmeleiro	0,251	5,55±5,53	1,5
Pereiro	0,336	22,75±10,71	2,53
Pinhão-manso	0,183	9,37±6,33	1,13
Quebra-faca	0,317	8,05±5,51	0,83
Umburana-de-cheiro	0,201	26,22±2,69	1
Violeta	0,205	11,2±8,51	1,56

Houve uma correlação positiva entre AR e IH, demonstrando que para árvores mais abundantes um maior IH pode ser detectado ($r = 0,68$; $p < 0,0001$), sendo o mesmo detectado para a distância entre co-específicos ($r = 0,81$; $p < 0,000$; Fig. 1).

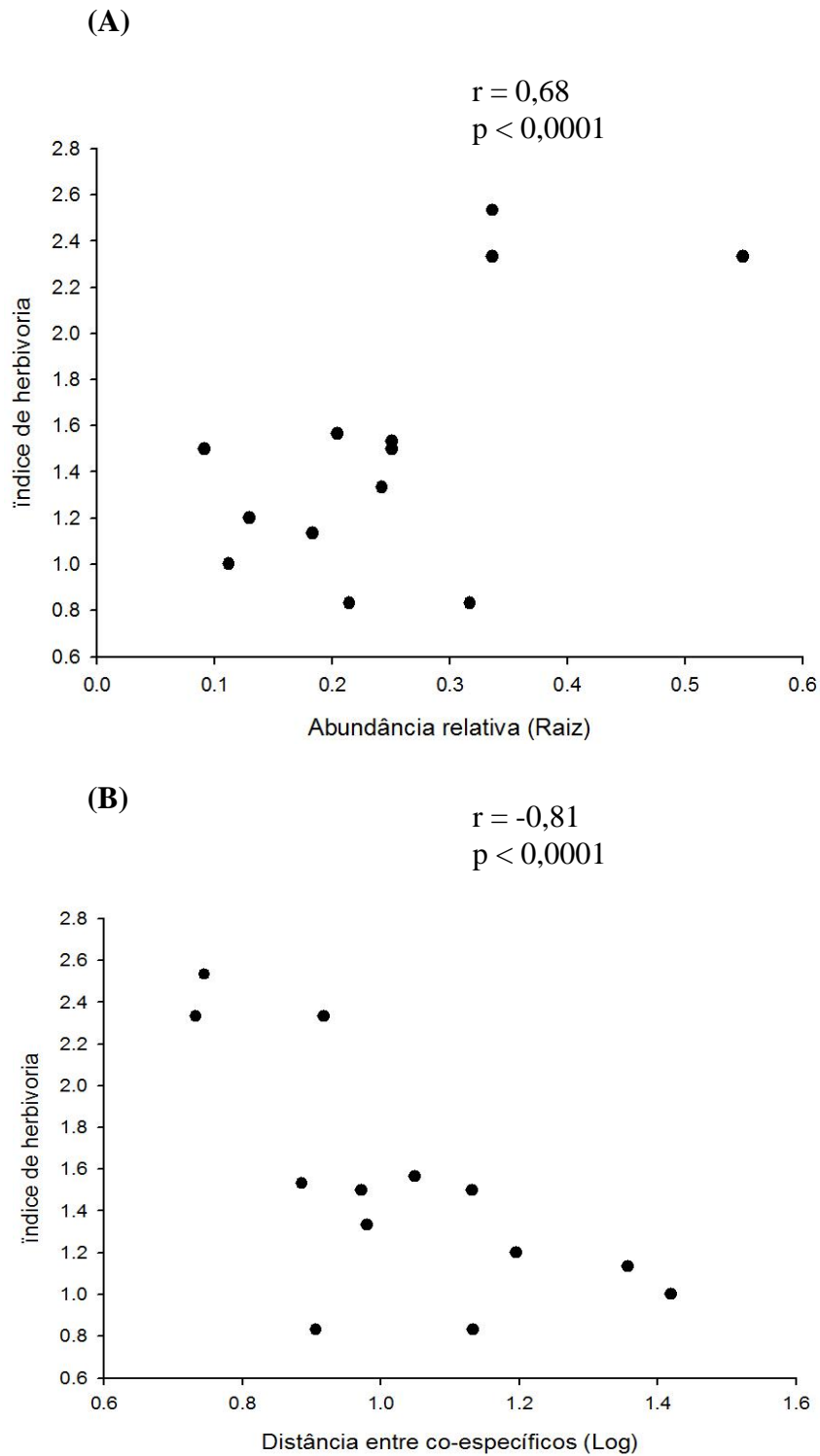


Figura 1. Correlação entre o índice de herbivoria com a abundância (A) e distância entre os co-específicos das espécies arbóreas estudadas (B) na fazenda Olho D'Água, localizada no município de Parnamirim-PE.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos corroboraram com a hipótese de Terborgh *et al.* (2002) que espécies mais abundantes são mais tolerantes aos efeitos da denso-dependência, demonstrado neste estudo pelos padrões de herbivoria. As diferentes categorias de IH encontradas nas espécies arbóreas de abundâncias distintas pode ser atribuída à história de vida de cada uma delas: plantas r-estrategistas e K-estrategistas (Ricklefs 2003). Por exemplo, as espécies vegetais r-estrategistas, geralmente encontram-se adensadas, uma vez que essas plantas apresentam um alto incremento na taxa de natalidade de população. Todavia, para que essas plantas consigam ser bem sucedidas, elas precisam investir no seu crescimento, conseqüentemente, diminuindo suas defesas contra a herbivoria. Assim, é razoável pensar que as espécies vegetais mais abundantes desse estudo sejam r-estrategistas, possivelmente, por apresentarem menor defesa química e uma maior taxa nutricional em suas folhas, tornando-as mais palatáveis aos herbívoros (Coley *et al.* 1985). Porém, essas espécies podem alterar os seus mecanismos fisiológicos, compensando a perda de área foliar pelo aumento no seu crescimento vegetativo, e com isso tornando-se mais tolerantes à herbivoria (Wise & Abrahamson 2007). Em contrapartida, as espécies K-estrategistas possuem um crescimento vegetativo lento, porém apresentando defesas físicas e químicas contra os diversos grupos de herbívoros (Begon 1990). Desta forma, é esperado que as espécies raras apresentadas nesse estudo sejam plantas K-estrategistas, visto que, elas apresentaram uma menor remoção de área foliar, provavelmente por suas folhas apresentarem uma maior quantidade de compostos secundários que as tornaram menos palatáveis aos herbívoros (Howard 1988).

Este trabalho foi o primeiro a comprovar a hipótese de Terborgh *et al.* (2002), evidenciando, assim, a existência de um padrão onde as espécies mais abundantes são também mais tolerantes aos efeitos denso-dependentes do que espécies raras. Isso valida o mecanismo de manutenção de diversidade encontrada nas florestas úmidas, que também pode ser aplicado para as florestas secas, visto que as espécies mais abundantes nestas são as mais atacadas por herbívoros. Desta forma, os

herbívoros exercem um papel fundamental na manutenção de diversidade da Caatinga. Mais estudos relacionados aos outros efeitos denso-dependentes devem ser realizados a fim de que seja possível obter mais informações sobre a influência desses efeitos sobre a regulação e manutenção das espécies de florestas secas.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., J. L. HARPER, C. R. TOUWSEND. 1990. *Ecology –individuals, population and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- CHENSON, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:343-366.
- COLEY, P. D., J. P. BRYAN, E F. S. CHAPIN III. 1985. Resource Availability and Plant Anti-Herbivore Defense. *Science* 230: 895-899.
- CONNEL, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forests trees. In P. J. den Boer e G. R. Gradwell (Eds.). *Dynamics of Numbers in Population*, pp. 298-312. Centre for Agricultural Publication and Documentation, Proceeding of Advanced Study Institute, Osterbeek, Wageningen.
- CRAWLEY, M. J. 2000. Seed predators and plant population dynamics. In M. Fenner (Ed.). *The ecology of regeneration in plant communities*, pp 167-182. CAB International, Wallingford.
- DIRZO, R. E C. DOMINGUEZ. 1995. Plant animal interactions in Mesoamerican tropical dry forest. In M. Bullock e H. Mooney (Eds.) *Seasonally Dry Forest*, pp 132-143. Cambridge University Press, Cambridge.
- HOWARD, J. J. 1988. Leafcutting and diet selection relative: influence of leaf chemistry and physical features. *Ecology* 69:250-260.
- HUBBELL, S. H. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203 1299-1309.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- MACARTHUR, R. H. 1957. On the relative abundances of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 43: 29-295.
- PACALA, S. W. E D. TILMAN. 1994. Limiting similarity in mechanistic and spatial models of plant competition in heterogeneous environments. *American Naturalist* 143: 222-257.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 5ª ed. 504p.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C.

CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.

TERBORGH, J., N. PIMAN, M. SILMAN, H. SCHICHTER E V. P. NÚÑEZ. 2002. Maintenance o tree diversity in tropical forests. *In* D. J. Levey, W. R. Silva, e M. Galetti (Eds.). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*, pp 15-34. CAB International, Wallingford.

QUEM FICA POR CIMA FICA MELHOR? UMA ANÁLISE DA PREDACÃO E DISTRIBUIÇÃO DE GALHAS EM *CNIDOSCOLUS QUERCIFOLIUS* POHL.

Gabriela Burle Arcoverde¹, Paulo Vitor de Albuquerque Portes², Tate Correa Lana³,

Edgar Alberto do Espírito Santo Silva⁴

RESUMO – O padrão de forrageamento de predadores pode influenciar o comportamento de suas presas, incluindo animais galhadores. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi verificar se há diferença na predação de galhas entre as superfícies foliares. No estudo, foram utilizadas como modelo galhas de *Cnidoscopus quercifolius*, sendo contados o número total de galhas e o número de galhas predadas nas duas superfícies, abaxial e adaxial. A proporção de galhas predadas foi 45% maior na superfície abaxial ($0,32 \pm 0,20$) que na superfície adaxial ($0,23 \pm 0,15$) das folhas. Como resultado, o total número de galhas total por folhas foi 20% maior na superfície adaxial ($12,44 \pm 7,28$) que na superfície abaxial ($11,26 \pm 8,11$). Estes resultados indicam que os predadores preferem a superfície abaxial das folhas de *Cnidoscopus quercifolius* por esta ser, provavelmente, mais protegida contra a dessecação do que a superfície adaxial que é mais exposta à incidência de luz e calor. Como consequência, há maior quantidade de galhas na superfície adaxial, pois as fêmeas dos insetos galhadores são capazes de inspecionar as plantas antes da oviposição, perceber a existência de predadores e selecionar a superfície mais adequada para garantir sobrevivência dos imaturos.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; faveleira; organismos galhadores; predação; superfícies foliares.

Relatório do Projeto Orientado 2 do Grupo 2 – 08/04/2010
Orientador: Geraldo Wilson Fernandes

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

2Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

INTERAÇÕES TRÓFICAS SÃO IMPORTANTES PARA A ESTRUTURAÇÃO DAS COMUNIDADES. Várias dessas interações são bem conhecidas, e entre elas podemos evidenciar a herbivoria (interação planta-animal) e a predação (interação animal-animal). Para evitar essas interações, que podem ser prejudiciais, várias espécies desenvolveram defesas químicas, estruturais e comportamentais (Ricklefs 2003).

Um exemplo amplamente conhecido de herbivoria é a galha, estrutura induzida por insetos, que resulta da hipertrofia ou hiperplasia dos tecidos foliares (Bronner 1992), amplamente

difundidas em ambientes estressantes (Gonçalves-Avim & Fernandes 2000), sendo a Caatinga um tipo de vegetação onde estas podem ser bastante frequentes (Lima 2008, Magalhães 2008). A infestação por galhas de *Cnidoscolus quercifolius* Pohl. (Euphorbiaceae) é bastante comum em áreas de Caatinga, as quais estão presentes nas superfícies abaxial e adaxial das folhas (observação pessoal). A predação de galhas em *C. quercifolius* também é frequente, podendo ser observada em grande parte das plantas infestadas e em ambas as superfícies foliares (observação pessoal). Contudo, como o comportamento dos predadores pode ser influenciado pelo clima local, pode haver diferenças nas taxas de infestação das superfícies abaxial e adaxial das folhas (Rosado *et al.* 2004, Fernandes & Price 1992), principalmente em um ambiente bastante sazonal como a Caatinga.

O objetivo desse trabalho foi verificar se há diferença na predação de galhas entre as superfícies foliares. Foram propostas as seguintes hipóteses: (1) a predação de galhas em *C. quercifolius* Pohl. é maior na superfície abaxial das folhas, e (2) sendo esta hipótese verdadeira, espera-se uma maior quantidade de galhas na superfície adaxial das folhas.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na Fazenda Olho D'Água, uma área da Caatinga localizada no município de Parnamirim (8°79'00"S, 39°57'00"O). A área fica a 560 km da cidade do Recife, na depressão sertaneja do estado de Pernambuco (Silva *et al.* 2000). A área é caracterizada por um clima tropical seco, e a estação chuvosa ocorre nos meses de novembro a abril, com precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al.* 2000). O solo predominante é o regossolo e a vegetação é classificada como caatinga hiperxerófila e (Silva *et al.* 2000).

ESPÉCIES ESTUDADAS – *Cnidoscolus quercifolius* Pohl. (Euphorbiaceae), conhecida vulgarmente como faveleira, é encontrada nas áreas de caatinga hiperxerófilas de solos argilo-arenoso (Lima 1989). Nas áreas de estudo foi observada uma elevada abundância desta espécie com alto grau de infestação por galhas foliares.

DESENHO EXPERIMENTAL – Foram selecionados 30 indivíduos adultos de *C. quercifolius* com altura acima de 2 metros. Para cada indivíduo foram escolhidas aleatoriamente 10 folhas que possuíam galhas em ambas superfícies foliares. Foram contabilizadas as galhas com sinais de predação nas superfícies abaxial e adaxial das folhas, bem como o número total de galhas nessas duas superfícies.

ANÁLISE DE DADOS – Para testar a diferença na proporção de galhas predadas na superfície abaxial e adaxial das folhas foi utilizado o teste de Wicoxon para dados não paramétricos. Para testar diferença no número total de galhas entre as superfícies foi utilizado o teste *t* pareado. Para verificar a normalidade dos dados foi realizado teste Shapiro-Wilk. As análises foram realizadas no programa STATISTICA 7.0 com nível de significância igual a 0,05 (Zar 1996).

RESULTADOS

Conforme predito, a proporção de galhas predadas foi 45% maior ($Z = 2,457$; $N = 30$; $p = 0,013$; Fig. 1) na superfície abaxial ($0,32 \pm 0,20$) que na superfície adaxial ($0,23 \pm 0,15$) das folhas. Como resultado, o número total de galhas foi 20% maior ($t = 3,18$; $GL = 29$; $p = 0,003$) na superfície adaxial ($12,44 \pm 7,28$) que na superfície abaxial ($11,26 \pm 8,11$), resultando em maior proporção de galhas por folha naquela superfície (Fig. 2).

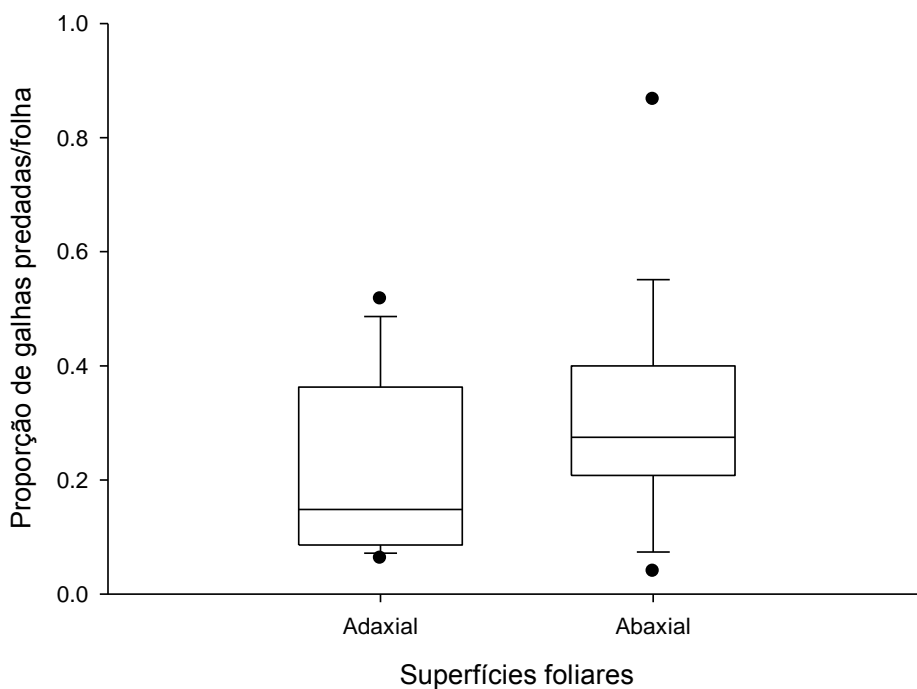


Figura 1. Proporção de galhas predadas em cada superfície foliar de *Cnidoscolus quercifolius*. O gráfico mostra a mediana (linha), o 25 e 75 percentis (caixa), o 10 e 90 percentis (barra de erro) e o 5 e 95 percentis (pontos).

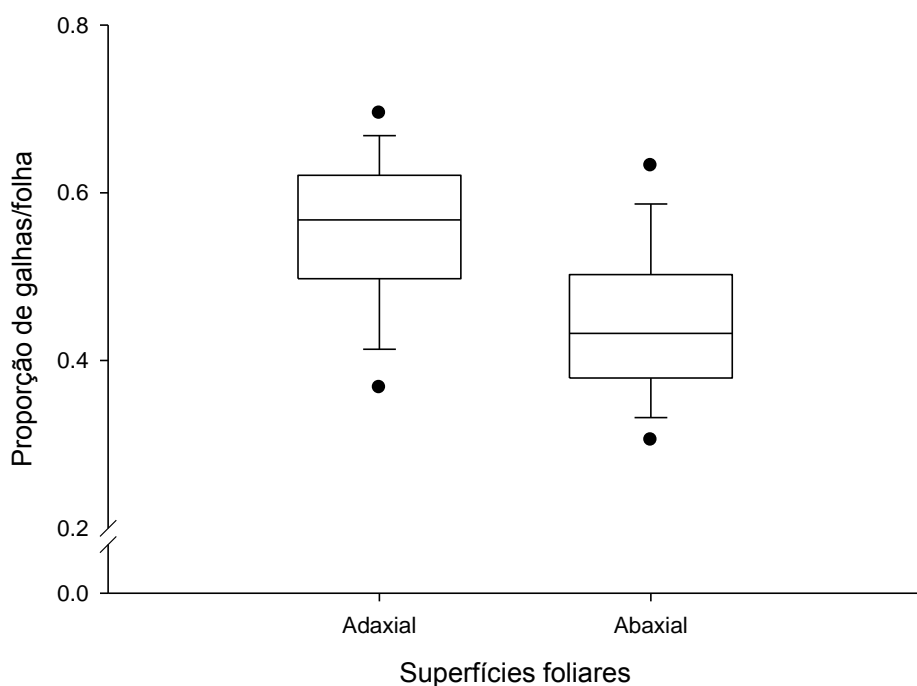


Figura 2. Proporção de galhas total por folhas em cada superfície foliar de *Cnidoscolus quercifolius*. O gráfico mostra a mediana (linha), o 25 e 75 percentis (caixa) e 10 e 90 percentis (barra de erro) e o 5 e 95 percentis (pontos).

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados corroboraram a hipótese de que há uma maior predação de galhas na superfície abaxial das folhas, bem como a hipótese de que existe uma diferença no número total de galhas na superfície adaxial e abaxial, sendo maior na superfície adaxial.

A maior predação nas galhas da face abaxial pode estar relacionada com o comportamento dos predadores. Estes parecem preferir a superfície abaxial das folhas de *Cnidoscolus quercifolius* por esta ser, provavelmente, mais protegida contra a dessecação do que a superfície adaxial que é mais exposta à incidência de luz e calor (Fernandes & Price 1992). Como consequência, há maior quantidade de galhas na superfície adaxial, pois as fêmeas dos insetos galhadores são capazes de inspecionar as plantas antes da oviposição, perceber a existência de predadores e selecionar a superfície mais adequada para garantir sobrevivência dos imaturos. Sendo assim, a superfície adaxial de *C. quercifolius* pode representar um ambiente mais hostil para o estabelecimento de predadores, resultando em uma oviposição preferencial das fêmeas dos insetos galhadores.

Outro fator que pode justificar a maior presença de galhas na parte adaxial das folhas é a preferência de insetos galhadores por ambientes mais hostis ou com condições mais restritivas e limitantes do que locais de condições ótimas e estáveis. A ocorrência de galhas é reportada como mais frequente e abundante em ambientes xéricos do que méxicos, o que também pode estar relacionado com o fato de que com o aumento da umidade as taxas de predação e parasitismo de galhas se elevam (Fernandes & Price 1992, Gonçalves-Avim & Fernandes 2000).

Esses resultados sugerem que a predação de galhas está fortemente associado às superfícies foliares, o que pode influenciar o padrão de oviposição dos galhadores e o sucesso do desenvolvimento dos imaturos. Sugerimos que estudos futuros avaliem a generalidade dos padrões encontrados para outras espécies da Caatinga submetidas às mesmas condições ambientais.

LITERATURA CITADA

BRONNER, R. 1992. The role of nutritive cells in the nutrition of cynipids and cecidomyiids. *In*: Shorthouse, J. D. e O. Rohfritsch. (eds.). *Biology of insect-induced galls*, pp 118-140. Oxford

University Press, Oxford.

- FERNANDES, G. W. E P. W. PRICE. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: test of hypotheses. *Oecologia* 76: 161-167.
- GONÇALVES-ALVIM, S. J. E W. FERNANDES. 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation* 10: 79-98.
- LIMA, D. A. 1989. *Plantas das Caatingas*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.
- LIMA, D. G. P. 2008. Mortalidade diferencial de insetos galhadores em áreas sucessionais da Caatinga. In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos. 2008. *Ecologia da Caatinga – curso de campo 2008*, pp 94-102. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- MAGALHÃES, C. H. P. 2008. Vigor de *Cnidoscolus quercifolius* Pohl. (Euphorbiaceae) e performance de um inseto galhador em uma área de Caatinga, Parnamirim, PE. In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos. 2008. *Ecologia da Caatinga – curso de campo 2008*, pp 74-78. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- MAIA, G. N. 2004. *Caatinga: árvores, arbustos e suas utilidades*. D & Z Editora, São Paulo.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- ROSADO, B. H. P., E. G. MARTINS, F. T. COLPAS, M. G. FONSECA E S. V. ROJAS. 2004. Efeito de um predador de topo sobre a herbivoria em *Hirtella myrmecophila* (Chrysobalanaceae). In <http://pdbff.inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2004/PDFs/po7g1.pdf>. Acesso em 2 de julho de 2010.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Fourth ed. Prentice Hall Inc., New Jersey.

TAMANHO DO NINHO INFLUENCIA A DIETA DE *PHEIDOLE FALLAX* (MYRMICINAE)?

Marina Peres Portugal¹, Kátia Fernanda Rito², Artur Maia Wanderley²,

Maria Joana da Silva Specht², Marcos Gabriel Figueiredo Mendes²

RESUMO – Colônias de formigas exploram o ambiente ao seu redor social e eficientemente, enviando diferente número de operárias de acordo com a quantidade, qualidade e distância do recurso alimentar. Sendo assim, colônias de tamanhos diferentes de uma mesma espécie podem forragear a diferentes distâncias em relação aos ninhos e incluir itens alimentares com diferentes quantidades e qualidades. O objetivo deste trabalho foi avaliar se colônias de *Pheidole fallax* maiores incluem um maior número de itens alimentares em sua dieta e uma maior proporção de itens animais, uma vez que estes seriam mais rentáveis energeticamente. Para tal, o tamanho dos ninhos de 15 colônias de *P. fallax* foi estimado (i.e. a área do murundu determinada como uma elipse) e suas lixeiras coletadas ao longo de uma estrada de terra de 2 km na fazenda Quixadá, em Parnamirim, Pernambuco. Foram feitas regressões lineares entre o número de itens alimentares e a proporção de itens animais com o tamanho da colônia. Foi observada uma grande variedade de itens alimentares nas lixeiras de *P. fallax*, mas a área do ninho não explicou o número de itens coletados, nem a proporção de itens animais na dieta das colônias estudadas. Essa falta de relação significativa entre o tamanho das colônias e os itens incluídos na sua dieta pode ter ocorrido porque todas as colônias amostradas eram adultas e estavam localizadas em ambientes similares, não havendo influência da ontogenia e da qualidade do ambiente na diversidade da dieta. Contudo, houve grande variação no tamanho das colônias, a qual pode ter sido devida a diferenças na declividade do terreno que geram diferenças no tamanho dos murundus sem necessariamente haver diferenças no tamanho real das colônias.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; formigas; forrageamento ótimo; itens alimentares; lixeiras.

Relatório do Projeto Orientado 2 do Grupo 3 – 08/04/2010

Orientador: Inara Roberta Leal

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

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

COLÔNIAS DE FORMIGAS SÃO MUITO EFICIENTES NA EXPLORAÇÃO DO AMBIENTE AO REDOR DE SEUS NINHOS, enviando diferente número de operárias de acordo com a qualidade do alimento (Hölldobler & Wilson 1990). Isso se deve ao forrageamento do tipo ponto central, no qual o as

operárias se deslocam até a fonte de recurso e voltam com este para o ninho, onde formas jovens e reprodutivas se encontram e recebem parte do alimento (Hölldobler & Wilson 1990). O forrageamento de ponto central também responde aos princípios do forrageamento ótimo, onde o custo energético gasto para o forrageamento (i.e. o número de operárias recrutadas) é ajustado de acordo com o benefício recebido com um determinado recurso (i.e. a quantidade, qualidade e distância) (Pyke 1984). Quando o alimento é encontrado, as formigas o carregam-no para o ninho, consumindo as partes nutritivas dentro das câmaras internas e descartando os restos em lixeiras, que podem estar localizadas dentro do ninho, em câmaras especializadas para conter rejeitos, ou fora, nas proximidades dos montículos de terra externos conhecidos como murundus (Hölldobler & Wilson 1990).

O tamanho da colônia muda de acordo com a sua ontogenia (i.e. colônias jovens são menores que colônias adultas), mas também pode sofrer influência da qualidade do ambiente (Hölldobler & Wilson 1990), e colônias com tamanhos diferentes apresentam diferentes estratégias de forrageamento para garantir a melhor relação custo-benefício (Pyke 1984). Por exemplo, Wetterer (1994) demonstrou que colônias pequenas da formiga cortadeira *Atta cephalotes* tem uma força de operárias pequenas, que forrageiam dentro de um pequeno raio ao redor do ninho, cortando plantas herbáceas efêmeras e, por isso, mudando de recurso constantemente. Já colônias grandes têm um número de forrageadoras maior, que percorrem grandes distâncias e utilizam grandes árvores por muito tempo (Wetterer 1994).

Uma vez que colônias maiores podem forragear a distâncias maiores, estas podem ter acesso a uma maior variedade de recursos e, com isso, ter chances de achar recursos de melhor qualidade que colônias pequenas. Seguindo esse raciocínio, esse trabalho teve por objetivo, avaliar se (1) o número de itens alimentares e (2) a proporção de itens de maior qualidade, como itens animais, são função do tamanho das colônias de uma espécie de formiga generalista área da Caatinga.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na Fazenda Quixadá (8°5'26"S; 39°34'41"O) localizada em Parnamirim, Pernambuco. A vegetação dominante é a Caatinga, que engloba aproximadamente 800.000 km² da Região nordeste do Brasil (IBGE 1985). A região possui altitude média de 431 m e clima tropical semi-árido (BswH'), com temperaturas médias de 26°C, pluviosidade anual de 569 mm e estação chuvosa de novembro a abril (CPRM 2005). O solo predominante da área é o bruno-não-cálcico e a fitofisionomia é de caatinga arbustivo-arbórea hiperxerófila (CPRM 2005).

ESPÉCIE FOCAL – A espécie de formiga selecionada como modelo para o estudo foi *Pheidole fallax*, uma espécie amplamente dispersa na região neotropical, da Costa Rica até a Argentina, especialmente em florestas secas (Wilson 2003). Na Caatinga, *P. fallax* é muito frequente (Leal 2003a) e utiliza sementes de várias espécies de Euphorbiaceae (Leal 2003b, Leal *et al.* 2007, Lôbo *et al.* 2011), bem como outros recursos animais (observação pessoal), constituindo uma espécie com hábito bastante generalista (Leal 2003a).

COLETA DE DADOS – Foram amostradas 15 colônias de *Pheidole fallax* ao longo de 2 km de uma estrada de terra. Para estimar o tamanho dos ninhos, foi calculada a área externa de abrangência do monte de terra encontrado do lado de fora do formigueiro (i.e. a área do murundu) a partir da fórmula de uma elipse ($AN = \frac{1}{2}D_{\text{máx}} \times \frac{1}{2}D_{\text{mín}}$), onde, AN representa a área externa do ninho, $D_{\text{máx}}$ o diâmetro máximo e $D_{\text{mín}}$ o diâmetro mínimo (Hölldobler & Wilson 1990). *Pheidole fallax* deposita seu rejeitos do lado de fora dos ninhos, formando lixeiras externas conspícuas, cujo conteúdo foi coletado e levado para o laboratório para a triagem e contagem dos morfotipos animais e vegetais.

ANÁLISE DOS DADOS – A normalidade dos dados foi testada utilizando o teste Shapiro-Wilk (Zar 1999). Para analisar se o número de itens alimentares e a proporção de itens animais variam em função do tamanho da colônia, foram realizadas regressões lineares simples (Zar 1999) no Software STATISTICA 6.0 (Wilkinson 1996).

RESULTADOS

Nas lixeiras das 15 colônias de *Pheidole fallax* amostradas foi encontrada uma grande variedade de itens animais e vegetais. A maior parte dos itens alimentares ($80 \pm 10\%$; média \pm desvio padrão) foram de origem animal, incluindo formigas, coleópteros, ortópteros, hemípteros, gastrópodes terrestres e aranhas, com uma média de $18,2 \pm 7$ itens por ninho. Foi possível distinguir 16 morfoespécies de coleópteros e quatro gêneros de formigas: *Dinoponera*, *Camponotus*, *Cephalotes* e *Pheidole*, sendo esta última uma espécie distinta da espécie analisada neste estudo. Em média foram encontrados $4,47 \pm 2,85$ itens de origem vegetal por ninho, compreendendo sementes de várias espécies mirmecocóricas como *Cnidoscolos*, *Croton*, *Jatropha* e *Manihot*, além de sementes de *Commiphora*, *Tacinga* e outras espécies não identificadas, bem como restos de frutos de Poaceae. O número de itens alimentares não foi explicado pelo tamanho das colônias ($N = 15$; $R^2 = 0,0005$; $F = 0,93$; $p = 0,9$) assim como a proporção de itens animais na dieta ($N = 15$; $R^2 = 0,22$; $F = 3,66$; $p = 0,078$; Fig. 1A e B), não corroborando as hipóteses levantadas.

DISCUSSÃO

Apesar da grande variedade de itens alimentares na dieta de *Pheidole fallax*, o tamanho da colônia não explicou o número de itens alimentares nem a proporção de itens animais. Essa falta de relação pode ter ocorrido porque todas as colônias amostradas eram adultas não havendo influência da ontogenia na diversidade de itens coletados. Colônias adultas podem possuir uma eficiência no recrutamento de operárias para o forrageamento semelhante, resultando em uma riqueza de itens

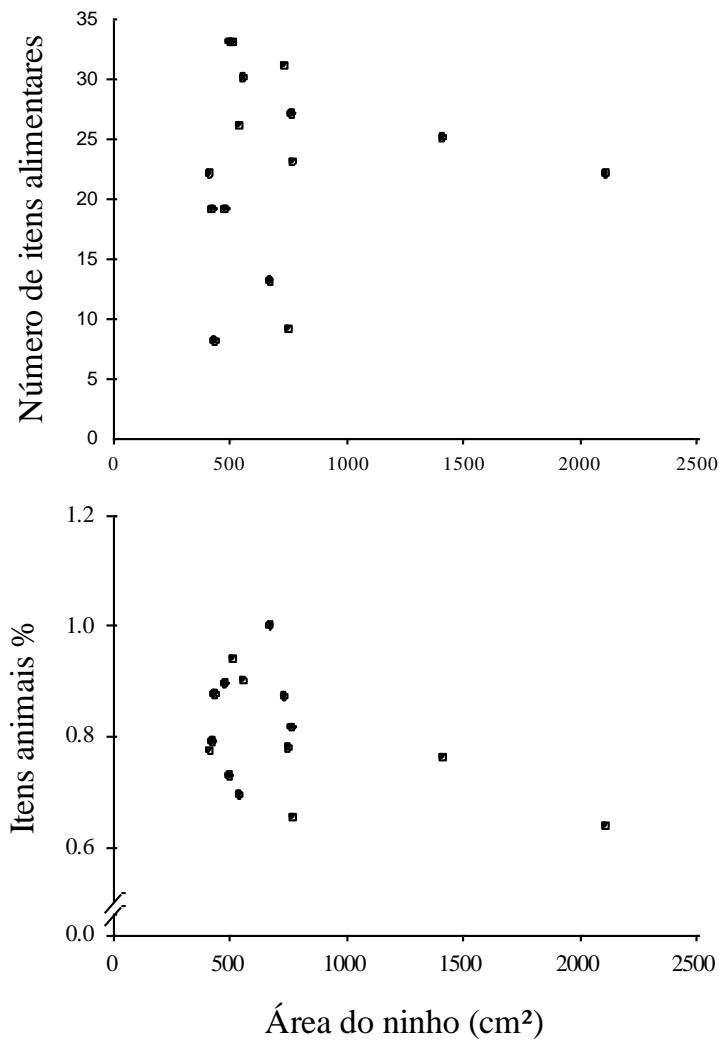


Figura 1. Variação do número de itens alimentares total (acima) e a porcentagem de itens animais (abaixo) presentes na lixeira em função da área do ninho de *Pheidole fallax* em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

alimentares capturados também semelhante (Hölldobler & Wilson 1990). Da mesma forma, as colônias estudadas devem estar localizadas em ambientes similares, não sendo possível detectar diferenças na qualidade do ambiente no número de itens coletados. De fato, todas as colônias estudadas estavam localizadas nas margens de uma estrada de terra. Estradas, por serem ambientes estressados, tendem a ter uma menor riqueza de espécies (Odum 2008). Como a riqueza de recursos alimentares coletada pelas colônias está relacionada à riqueza da comunidade do entorno

(Hölldobler & Wilson 1990), colônias localizadas em estradas podem encontrar recursos mais homogêneos devido à apenas uma parte da biota de uma área estar adaptada a ocorrência em ambientes mais perturbados (Odum 2008). Dessa maneira, as colônias de *Pheidole fallax* na área estudada coletam números de itens similares porque estão localizadas em ambientes similares.

Contudo, fica a pergunta: se as colônias estudadas são todas adultas e ocorrem em ambientes similares e perturbados, porque observamos uma diferença tão grande nos seus tamanhos? É possível que a medida de tamanho das colônias que utilizamos – o tamanho do murundu – não seja muito precisa. De fato, o relevo do terreno pode modificar o tamanho e/ou a disposição dos murundus dos ninhos, gerando estimativas do tamanho das colônias bastante diferentes, mesmo que essas possuam número de operárias semelhantes. Por exemplo, ninhos localizados em terrenos acidentados terão murundus mais espalhados e, conseqüentemente, a estimativa do tamanho das colônias será maior. Já ninhos localizados em terrenos mais planos terão murundus mais concentrados e próximos às entradas dos ninhos, resultando em tamanho de colônias menores. Sendo assim, a melhor medida para estimar o tamanho da colônia seria contar o número de operárias que a constitui e não simplesmente medir o tamanho do murundu do seu ninho, apesar de que estas duas variáveis são frequentemente correlacionadas (Autuori 1941, Fowler *et al.* 1986, Hölldobler & Wilson 1990).

LITERATURA CITADA

- AUTUORI, M. 1941. *Contribuição para o conhecimento da saúva (Atta spp.- Hymenoptera: Formicidae). I. Evolução do saúveiro (Atta sexdens rubropilosa Forel, 1908)*. Secretaria da Agricultura. São Paulo.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- FOWLER, H., L. DA-SILVA, C. FORTI, E N. SAES. 1986. Population dynamics of leaf-cutting ants. In S. Logfren e R. Vander Meer (Eds.). *Fire and leaf-cutting ants: biology and management*, pp 123-145. Westview Press, Boulder.

- HÖLLDOBLER, B. E. O. WILSON. 1990. *The ants*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge.
- IBGE. 1985. *Atlas Nacional do Brasil. Região Nordeste*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- LEAL, I. R. 2003A. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da Caatinga. *In* Leal, I. R., M. Tabarelli, e J. M. C. Silva. *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp. 593-624. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- LEAL, I. R. 2003B. Dispersão de sementes por formiga na Caaatinga. *In* Leal, I. R., M. Tabarelli e J. M. C. Silva. *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp. 435-461. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- LEAL, I. R., R. WIRTH & M. TABARELLI, M. 2007. Seed dispersal by ants in the semi-arid Caatinga of Northeast Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- LÔBO, D., M. TABARELLI & I. R. LEAL. 2011. Relocation of *Croton sonderianus* Müll.Arg (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants? *Neotropical Entomology* (no prelo).
- ODUM, E. P. 2008. *Fundamentos de ecologia*. Cengage Learning, São Paulo.
- PYKE, G. H. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 523-575.
- WETTERER, J. K. 1994. Ontogenetic changes in a forager polymorphism and foraging ecology in the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*. *Oecologia* 98: 235-238.
- WILSON, E. O. 2003. *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus*. Harvard University Press, Cambridge.
- WILKINSON, L. 1996. *SYSTAT, version 6.0*. SPSS, Chicago.
- ZAR, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

INFLUÊNCIA DA ASSIMETRIA FOLIAR NA HERBIVORIA EM *CNIDOSCOLUS QUERCIFOLIUS* POLH (EUPHORBIACEAE)

Fernanda Maria Pereira de Oliveira¹, Marcel Serra Coelho², Patrícia Barbosa Lima³,
Talita Câmara⁴, Marcos Gabriel Figueiredo Mendes⁴

RESUMO - A assimetria flutuante (AF) pode ser causada em muitas espécies por uma resposta ao estresse ambiental, e é sabido que folhas mais assimétricas possuem uma qualidade nutricional maior quando comparadas com folhas simétricas. Logo, folhas com maior AF seriam mais susceptíveis ao ataque de herbívoros. Buscando entender como a AF, em folhas de *Cnidocolus quercifolius*, responde ao estresse ambiental sob diferentes intensidades, e se a herbivoria apresenta relação com a AF, coletamos 290 folhas de 29 indivíduos de *C. quercifolius*, sendo 14 indivíduos localizados no topo de um lajedo e 15 indivíduos em uma área plana com solo arenoso. Medimos os índices de herbivoria e assimetria foliar e contamos o número de galhas para cada folha. Não houve diferenças significativas na AF de folhas de *C. quercifolius* entre os habitats estudados, e o índice de herbivoria e a abundância de galhas não apresentaram uma relação significativa com a AF. Em *C. quercifolius*, a assimetria nas folhas pode estar associada a outros fatores genéticos, bióticos ou ambientais. Além disso, o uso da assimetria foliar como indicador de susceptibilidade ao ataque por herbívoros, pode não ser aplicável para a espécie estudada.

PALAVRAS CHAVE: assimetria flutuante; Caatinga; estresse ambiental; faveleira; insetos galhadores.

Relatório do Projeto Orientado 3 do Grupo 1 – 9/04/2010

Orientador: Geraldo Wilson Fernandes

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco.

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

³Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

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

A ASSIMETRIA FLUTUANTE (AF), REPRESENTADA PELO DESVIO ALEATÓRIO NO PADRÃO DE SIMETRIA bilateral de uma determinada característica morfológica é utilizada para medir alterações no desenvolvimento ontogenético em plantas e animais (Diaz *et al.* 2004) sendo frequentemente tratada como um indicador de estresse genético e/ou ambiental. A AF pode ser causada em muitas espécies por uma resposta a fatores ambientais (condições climáticas, poluição, salinidade), fatores

bióticos (competição, predação, herbivoria) e fatores genéticos (mutação, hibridização; Hódar 2002), e sua utilização como um indicador ambiental pode ser evidenciada em alguns trabalhos que a relacionam com a susceptibilidade ao ataque por herbívoros, o que pode ser explicado pela alta qualidade nutricional de folhas assimétricas quando comparadas a folhas simétricas (Lempa *et al.* 2000). Por outro lado, os insetos galhadores, herbívoros especialistas, são conhecidos por manipularem geneticamente a planta hospedeira drenando seus nutrientes (Zvereva *et al.* 1997), podendo causar estresse severo nas folhas e, conseqüentemente, induzir a AF.

Os lajedos ou afloramentos rochosos presentes na Caatinga, possuem características próprias que são diferentes de um substrato arenoso ou do solo propriamente dito. O substrato rochoso, típico de afloramentos, possui uma série de fatores limitantes ao estabelecimento e crescimento vegetal (escassez de água, nutrientes, dureza do substrato e temperaturas elevadas; Porembski 2007). Dessa maneira, os lajedos podem ser considerados ambientes desfavoráveis e sob um maior estresse ambiental quando comparados às áreas que não possuem substrato rochoso, o que nos levou a testar as seguintes hipóteses: (1) a assimetria flutuante é influenciada por tipos diferentes de habitat, (2) folhas mais assimétricas são mais atacadas por herbívoros generalistas e (3) por insetos galhadores.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em uma área de Caatinga na fazenda Olho D'Água e em um lajedo no Serrote do Tom Feio, ambos no município de Parnamirim, localizado no sertão do Estado de Pernambuco, a 560 quilômetros de Recife (CPRM 2005). O clima da região é considerado tropical semi-árido com precipitação anual média de 509 mm (CPRM 2005). A vegetação é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia e apresenta uma fisionomia predominantemente arbustiva-arbórea, com a presença mais representativa das herbáceas na estação chuvosa (CPRM 2005). Os solos são arenosos na fazenda Olho D'Água, com predominância do tipo regossolo (CPRM 2005). O lajedo no Serrote do Tom

Feio possui características diferenciadas de solo e vegetação, sendo um ambiente de afloramento rochoso, com pouca quantidade de solo e número reduzido de espécies vegetais. Sendo assim, ele foi considerado um ambiente desfavorável, sob forte estresse ambiental, quando comparado à área na fazenda Olho D'Água.

DESCRIÇÃO DO SISTEMA – *Cnidoscolus quercifolius* (Euphorbiaceae), conhecida popularmente como faveleira, é uma árvore decídua, heliófita, pioneira, típica da Caatinga e de outras matas xerófilas (Lima 1989). Possui espinhos e pêlos urticantes nos ramos novos e folhas e é rica em látex (Lima 1989). É usada como alimento para caprinos e como remédio e madeira pelos humanos (Magalhães *et al.* 2008). Suas folhas apresentam frequentes danos causados por insetos herbívoros generalistas, além de um morfotipo de galha globosa, glabra, de cor verde, unilocular, podendo estar presente tanto na face adaxial quanto na abaxial da folha. A larva do inseto galhador foi identificada como da família Cecydomiidae.

COLETA DE DADOS – Foram coletadas, aleatoriamente, cinco folhas com e sem de galhas em 15 indivíduos de *C. quercifolius* na área da Fazenda Olho D'Água e em 14 indivíduos na parte mais alta do lajedo do Tom Feio. Para cada folha, contamos o número de galhas e medimos o (1) Índice de assimetria foliar ($IA = L_{\text{Esq}} - L_{\text{Dir}} / C_{\text{médio}}$), onde L_{Esq} é o tamanho do lado esquerdo da folha, L_{Dir} é o tamanho do lado direito e $C_{\text{médio}}$ é o comprimento médio das folhas por indivíduo, medidos a partir da nervura central da folha, e o (2) Índice de herbivoria ($IH = Ni.i/N$), onde Ni é o número de folhas por categoria, i é a categoria de herbivoria relacionada a porcentagem de perda de área foliar e N é o número total de folhas por indivíduo (Dirzo & Rodrigues 1995).

ANÁLISE ESTATÍSTICA – Através de uma ANOVA aninhada (Nested-ANOVA, ZAR 1999) analisou-se se o habitat (favorável e desfavorável) influenciaria o índice de assimetria foliar. Duas correlações de Spearman (ZAR 1999) também foram feitas, uma para testar a relação entre o índice

de assimetria foliar e a abundância de galhas e a segunda para testar a relação entre o índice de assimetria foliar no indivíduo e o índice de herbivoria. Por fim, para verificar a frequência de galhas nas folhas, foi utilizado o teste de frequências de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999). As análises foram feitas através do programa JMP 6 (SAS).

RESULTADOS

Não foram encontradas diferenças significativas entre os valores médios do índice de assimetria foliar de folhas de *Cnidoscolus quercifolius* em habitat favorável e desfavorável ($F = 0,967$; $p = 0,576$; Fig. 1). da mesma forma, foram evidenciadas diferenças significativas nas frequências do índice de assimetria foliar entre os dois habitats. A figura 2 mostra as maiores frequências do índice de assimetria em torno de zero.

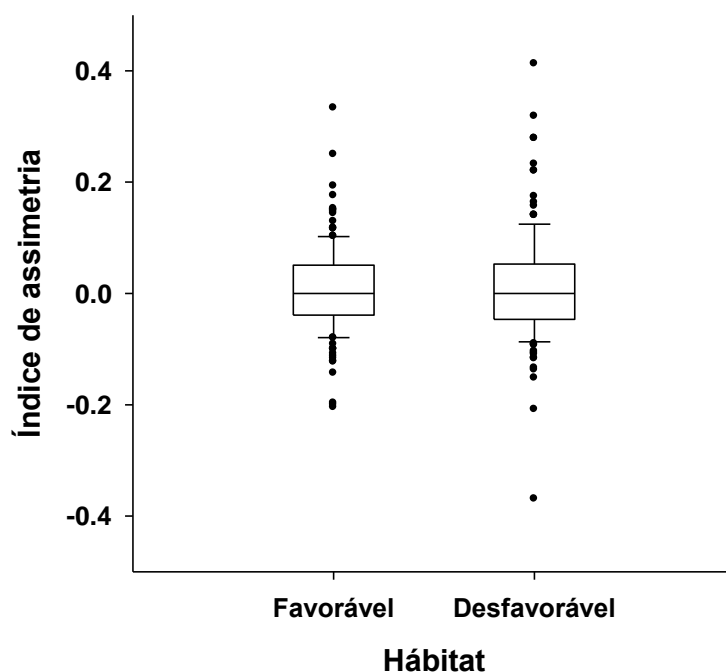


Figura 1. Índice de assimetria foliar (média \pm desvio-padrão) das folhas de *Cnidoscolus quercifolius* nos habitats favorável e desfavorável ($n = 29$) em uma área de Caatinga em Parnamirim, Sertão Pernambucano.

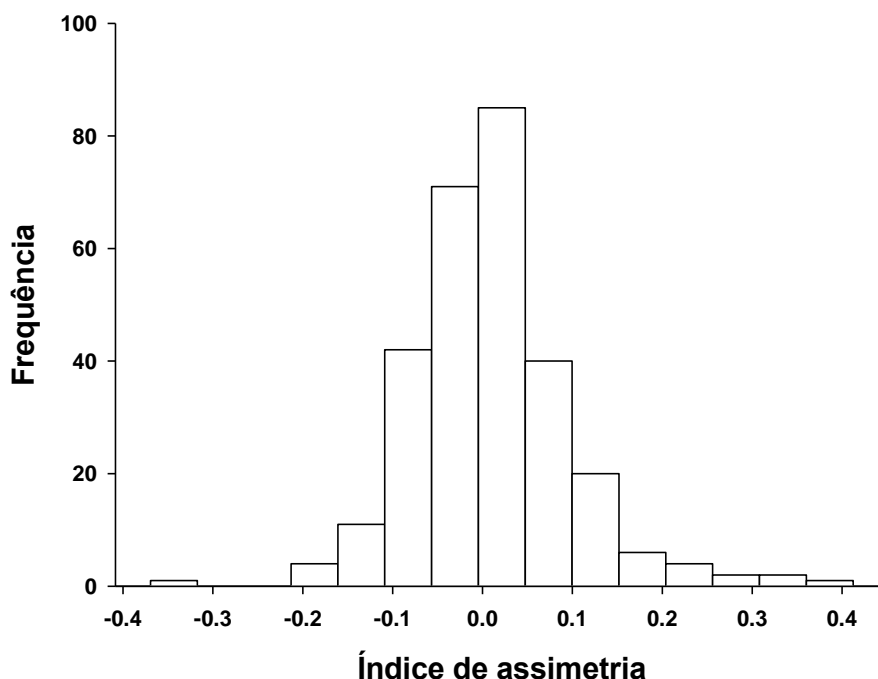


Figura 2. Distribuição de frequência do índice de assimetria foliar em folhas de *Cnidoscolus quercifolius* nos habitat favorável e desfavorável ($n = 290$) em uma área de Caatinga no município de Parnamirim, Sertão Pernambucano.

O índice de herbivoria não apresentou correlação com o índice de assimetria foliar ($\rho = 0,033$; $p = 0,573$; $N = 290$; Fig. 3), assim como a abundância de galhas também não foi correlacionada ao índice de assimetria ($\rho = 0,045$; $p = 0,815$; $N = 29$; Fig. 4).

DISCUSSÃO

Apesar de muitos estudos indicarem que o estresse ambiental aumenta o nível de assimetria foliar (Cornelissen & Stiling 2005) e que essa assimetria aumentaria o ataque por herbívoros (Lempa *et al.* 2000), nossos resultados não corroboram esses estudos. Em ambientes expostos a várias fontes de estresse ambiental e sob diferentes níveis de perturbação, como a Caatinga (Casteleti *et al.* 2004), as diferenças na topografia e na quantidade de solos nos habitats que escolhemos para testar nossas hipóteses podem não ser uma fonte de estresse apropriada para provocar uma variação na

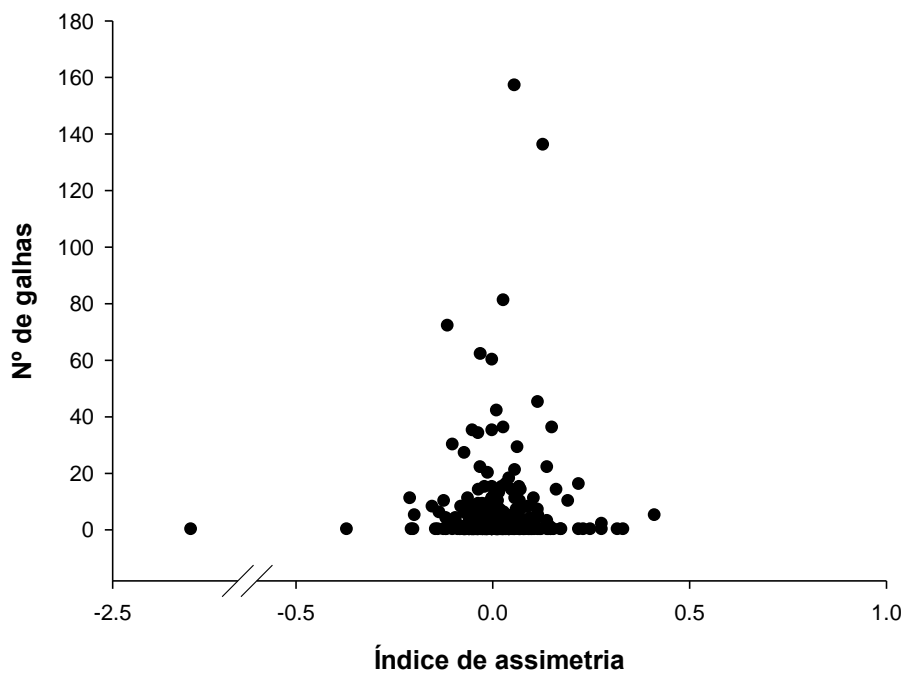


Figura 3. Relação entre o índice de herbivoria por indivíduo e o índice de assimetria flutuante em folhas de *Cnidoscolus quercifolius* amostradas no município de Parnamirim, Sertão Pernambucano.

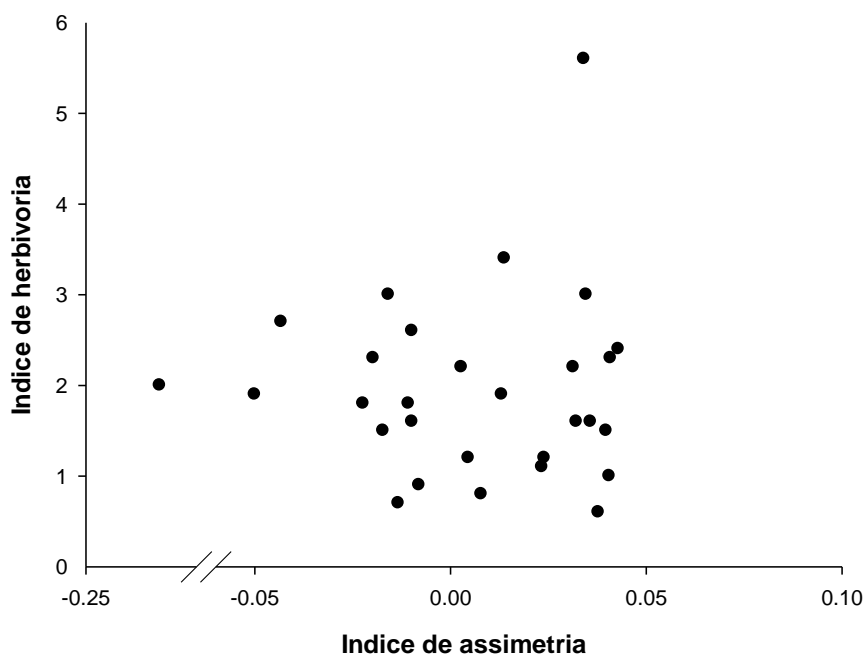


Figura 4. Relação entre o número de galhas por folha e o índice de assimetria flutuante em folhas de *Cnidoscolus quercifolius* amostradas no município de Parnamirim, Sertão Pernambucano.

assimetria foliar entre esses dois ambientes. Além disso, as plantas nos dois habitats podem estar sujeitas à mesma intensidade de estresse ambiental quando somamos todas as fontes de estresse.

Adicionalmente, a espécie estudada pode não obedecer aos padrões descritos e testados em outros trabalhos em relação à AF, visto que eles foram executados principalmente em regiões temperadas (Telhado *et al.* 2010) com características vegetacionais próprias e diferentes das da Caatinga. Sendo assim, o uso da assimetria foliar como indicador de resposta ao estresse ambiental e susceptibilidade ao ataque por herbívoros pode não ser aplicável para todas as espécies, porque diferentes espécies apresentam diferentes respostas a fatores ambientais (e.g. Banuelos *et al.* 2004, Cornelissen & Stiling 2005).

Em estudo anterior, também em Parnamirim, Magalhães *et al.* (2008) demonstraram uma relação positiva entre a AF folhas de *Cnidoscolus quercifolius* e a presença de galhas, explicada pelo dreno que as galhas em formação exercem sobre as folhas jovens causando assim AF durante o desenvolvimento das folhas. Porém, nós não encontramos relação significativa entre a AF e a abundância de galhas foliares, assim como Telhado *et al.* (2010) estudando *Coccoloba cereifera* no Parque Nacional da Serra do Cipó em Minas Gerais.

Recomendamos que mais estudos sejam executados para testar a influência de outras fontes de estresse ambiental sob *C. quercifolius* e investigar melhor se a qualidade nutricional das folhas varia com a AF em diversos habitats.

LITERATURA CITADA

- CASTELETTI, C. H. M., J. M. C. SILVA, M. TABARELLI E A. M. M. SANTOS. 2004. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In Silva, J. M. C., M. Tabarelli, M. Fonseca e L. Lins (Eds.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação*, pp. 91-100. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- CORNELISSEN, T. E P. STILING. 2005. Perfect is best: low leaf fluctuating asymmetry reduces herbivory by leaf miners. *Oecologia* 142: 46-56.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F.

- Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- DIAZ, M., F. J. PULIDO, E A. P. MOLLER. 2004. Herbivore effects on developmental instability and fecundity of holm oaks. *Oecologia* 139: 224-234.
- HÓDAR, J. A. 2002. Leaf fluctuating asymmetry of Holm oak in response to drought under contrasting climatic conditions. *Journal of Arid Environments* 52: 233-243.
- LEMPA, K., J. MARTEL, J. KORICHEVA, E. HAUKIOJA, V. OSSIPOV, S. OSSIPOVA E K. PIHLAJA. 2000. Covariation of fluctuating asymmetry, herbivory and chemistry during birch leaf expansion. *Oecologia* 122: 354-360.
- LIMA, D. A. 1989. *Plantas das Caatingas*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.
- MAGALHÃES, C. H. P., M. O. T. MENEZES, U. A. S. COSTA E S. POREMBSKI. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 579-586.
- TELHADO, C., D. ESTEVES, T. CORNELISSEN, G. W. FERNANDES E M. A. CARNEIRO. 2010. Insect herbivores of *Coccoloba cereifera* do not select asymmetric plants. *Environmental Entomology* 39: 849-855.
- WIGGINS, D. A. 1997. Fluctuating asymmetry in *Colophospermum mopane* leaves and oviposition preference in an African silk moth *Imbrasia belina*. *Oikos* 79: 484-488.
- ZAR, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- ZVERA, E., M. KOZLOV E E. HAUKIOJA. 1997. Stress responses of *Salix borealis* to pollution and defoliation. *Journal of Applied Ecology* 34: 1387-1396.

A ZOOCORIA COMO PROMOVEDORA DE NUCLEAÇÃO

Tate Correa Lana¹, Gabriela Burle Arcoverde², Paulo Vitor de Albuquerque Portes²,

Severino Rodrigo Pinto²

RESUMO – A nucleação representa um processo relacionado à capacidade de uma espécie atuar como núcleo de estabelecimento de outras. Nesse estudo, investigamos se espécies zoocóricas representam sítios mais favoráveis à nucleação que espécies com dispersão abiótica. Como espécie com dispersão zoocórica foi selecionada a imburana-de-cambão (*Commiphora leptophloeos*) e como dispersão abiótica, o angico-de-carço (*Anandenathera colubrina*). Foram selecionados 10 indivíduos de cada espécie e sob suas copas foram montados um plot de 30 cm x 30 cm para a obtenção da riqueza de sementes. Em média, riqueza de sementes abaixo da sua copa da imburana-de-cambão (12 espécies) foi três vezes maior que o angico-de-carço (4 espécies). Foram encontradas sementes com dispersão abiótica (e.g. *Poincianella pyramidalis*) e diplocóricas (i.e. dispersão balística seguida de mirmecocoria, e.g. *Cnidoscolus quercifolius* e *Croton sonderianus*) sob a copa das duas espécies estudadas. Porém, sementes com dispersão exclusivamente zoocórica (e.g. várias espécies de Cactaceae) foram encontradas apenas sob a copa da imburana-de-cambão. Os dados corroboram a hipótese que das espécies zoocóricas apresentam um banco de sementes mais rico que as espécies dispersas abioticamente, sendo sítios mais favoráveis à nucleação. Espécies zoocóricas determinam mosaicos de riqueza de espécies na Caatinga e sua conservação está ligada à manutenção da diversidade nesse ecossistema.

PALAVRAS CHAVE: banco de sementes; Caatinga; conservação; dispersão biótica; poleiros.

Relatório do Projeto Orientado 3 do Grupo 2 – 09/04/2010

Orientadora: Inara Roberta Leal

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

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

A NUCLEAÇÃO É PROCESSO RELACIONADO À CAPACIDADE DE UMA ESPÉCIE FAVORECER O estabelecimento de outras (Yarranton & Morrison 1974). Elas aceleram o processo de sucessão ecológica, pois alteram as condições microclimáticas e edáficas sob a sua copa (Yarranton & Morrison 1974). As condições ambientais mais favoráveis criadas por estas espécies facilitam a ocupação de outras, havendo mais recursos para animais dispersores de sementes, aumentando, assim, a probabilidade de outras espécies ocuparem esse ambiente (Yarranton & Morrison 1974).

De forma geral, a dispersão de diásporos pode ocorrer de forma abiótica, como por água ou vento, ou de forma biótica, com invertebrados e especialmente vertebrados como vetores (i.e. zoocoria). A zoocoria é a forma mais eficiente de movimento de sementes, tanto vertical como horizontalmente (Stiles 2000). Entre os animais as aves são um dos grupos de dispersores mais eficientes, pois ingerem os frutos e sementes e levam-nos em seu trato digestivo para áreas distantes das plantas parentais onde as defecam (Christianini & Oliveira 2009). Várias espécies de plantas possuem seus diásporos dispersos por aves, e, em troca, oferecem não apenas frutos para alimentação, mas também materiais para construção de ninho e poleiros para descanso (Debussche & Isenmann 1994). Quando nos poleiros, as aves podem defecar sementes de outras espécies das quais se alimentam e essas áreas podem vir a constituir núcleos de estabelecimento de espécies vegetais (McDonnell & Stiles 1983, Reis *et al.* 2003).

As espécies com dispersão abiótica, ao contrário das zoocóricas, não dependem dos animais para sua dispersão, exercendo menor influência sobre a avifauna já que estas não oferecem recursos alimentares, provavelmente sendo mais utilizadas apenas como locais de descanso e eventualmente como fonte de materiais para construção de ninhos (Debussche & Isenmann 1994). Dessa forma, é razoável esperar que sob a copa de espécies zoocóricas haja maior riqueza de sementes que sob a copa de espécies abióticas devido à intensa chuva de sementes promovida pela defecação regurgitação ou derrubada de sementes pelas aves (McDonnell & Stiles 1983), levando com que as áreas tornem-se núcleos de vegetação diversificada (Reis *et al.* 2003).

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo testar a hipótese de que espécies zoocóricas apresentam maior riqueza de sementes sob a sua copa que espécies com dispersão abiótica em uma área de Caatinga.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em uma área da Caatinga na Fazenda Olho D'Água, município de Parnamirim (8°79'00"S; 39°57'00"W), sertão Pernambucano. A área está localizada a

560 km da cidade do Recife e é caracterizada por um clima tropical seco, com estação chuvosa nos meses de novembro a abril, e precipitação média anual de 509 mm (CPRM 2005). O solo predominante da região é o podzólico arenoso (i.e. regossolo) com afloramentos de rochas graníticas (CPRM 2005). A vegetação é classificada como caatinga hiperxerófila (CPRM 2005).

ESPÉCIES ESTUDADAS – Para o estudo, foram selecionadas duas espécies arbóreas porém com diferentes tipos de dispersão de sementes, uma com dispersão zoocórica, a *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett (Burseraceae), conhecida popularmente como imburana-de-cambão, e uma com dispersão abiótica, a *Anandenathera colubrina* (Fabaceae – Mimosoideae), conhecida como angico-de-carço. A imburana-de-cambão é uma árvore decídua e heliófita, pioneira, típica de Caatinga, atingindo até 10 m de altura. É de fácil reconhecimento devido a seus ramos tortuosos, presença de espinhos e seu tronco de casca lisa descamante (Maia 2004). Seus frutos, que produzem uma grande quantidade de sementes viáveis, amadurecem no final da estação chuvosa (março-maio) e são consumidos por pássaros, que também dispersam suas sementes (Maia 2004). O angico-de-carço é uma árvore decídua e heliófita, pioneira, com ampla distribuição geográfica, podendo atingir 15 m de altura. Seus frutos produzem grandes quantidades de sementes viáveis. Ao secarem, os frutos se abrem dispersando as sementes de forma autocórica. Para que nenhuma espécie exerça atração adicional à avifauna, foram selecionados indivíduos que apresentavam altura e arquitetura semelhantes e que não estivessem parasitados por erva-de-passarinho (*Psittacanthus bicalyculatus*, Loranthaceae), uma vez que esta parasita pode agir como nucleadora (Meiado 2008).

DESENHO EXPERIMENTAL – Foram selecionados 10 indivíduos adultos de cada espécie. Sob a copa de cada indivíduo, foi estabelecido de forma aleatória um plot de 30 cm x 30 cm. Dentro desse plot foi coletada toda a serapilheira e a camada superficial de solo de aproximadamente 1 cm de profundidade. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos. No laboratório, o material

foi levado à estufa para secagem por 10 min. Após esse período, as amostras passaram por uma primeira triagem realizada por duas peneiras com malhas grandes (2 cm e 1 cm). Posteriormente, as sementes foram triadas manualmente, separadas em morfoespécie e identificadas até a categoria taxonômica mais baixa possível obtendo-se a riqueza de sementes por indivíduo das espécies com dispersão zoocórica e abiótica.

ANÁLISE DE DADOS – Verificamos a normalidade dos dados através do teste Shapiro-Wilk (Zar 1999). O número de sementes abaixo das copas de indivíduos com dispersão zoocórica e abiótica foi comparado com o teste t (Zar 1999). As análises estatísticas foram executadas pelo programa Systat 6.0 (Wilkinson 1996).

RESULTADOS

A imburana-de-cambão apresentou uma riqueza de sementes abaixo da sua copa (12 espécies) três vezes maior ($t = 4,46$; $GL = 18$; $p = 0,0001$; Fig. 1) que o angico-de-carço (4 espécies), corroborando a hipótese testada. Adicionalmente, foram encontradas sementes com dispersão abiótica (e.g. *Poincianella pyramidalis*) e diplocóricas (i.e. dispersão balística seguida de mirmecocoria, e.g. *Cnidoscolus quercifolius*, *Croton sonderianus*) sob a copa das duas espécies focais. Contudo, sementes com dispersão exclusivamente zoocórica (e.g. várias espécies de Cactaceae) foram encontradas apenas sob a copa da imburana-de-cambão.

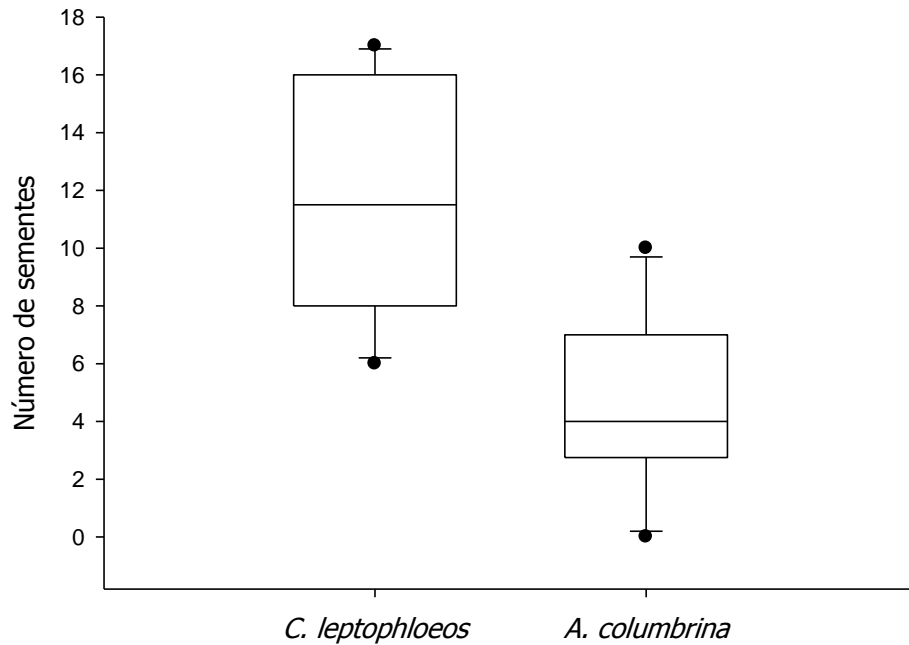


Figura 1. Número de espécies cujas sementes foram encontradas abaixo das copas de indivíduos de *Commiphora leptophloeos* que possuem dispersão zoocórica e de indivíduos de *Anadenanthera columbrina* que possuem dispersão abiótica em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco. A linha representa a mediana, as caixas representam o 25° e 75° quartis e as barras representam o 5° e 95° percentis.

DISCUSSÃO

Os nossos achados indicam que espécies zoocóricas incrementam a riqueza de espécies no banco de sementes sob as suas copas quando comparadas com espécies com dispersão abiótica. Isso sugere que essas espécies criam sítios de recrutamento diferenciado, podendo agir como espécies nucleadoras.

Segundo Yarranton & Morrison (1974), espécies nucleadoras formam mosaicos de riqueza de espécies em meio à vegetação, o que as tornam espécies de alta relevância para a manutenção da dinâmica sucessional e manutenção biodiversidade do ambiente onde estão presentes. Provavelmente, os animais que utilizam os frutos da imburana-de-cambão para alimentação estejam transportando e defecando sementes provenientes de indivíduos de outras espécies vegetais que

visitaram previamente, incorporando-as ao banco de sementes sob a copa da imburana. A presença de sementes de dispersão abiótica ou de sementes de espécies mirmecocóricas indica uma chegada horizontal dos diásporos via dispersão balística ou via formigas. Contudo, a presença de sementes com dispersão exclusivamente zoocórica apenas na imburana-de-cambão sugere que o maior número de sementes encontrado sob as copas dessa espécie seja oriundo de uma chegava vertical, via dispersores primários. É importante ressaltar, entretanto, que muitas espécies cujas sementes foram coletadas nas duas espécies focais não foram identificadas.

Nossos resultados sugerem que *Commiphora leptophloeos* é uma espécie com importante papel para a conservação da biodiversidade e restauração da Caatinga. O declínio populacional desta espécie pode acarretar em um declínio de populações de espécies ligadas a ela pelo processo de nucleação. Portanto, estratégias que visem a sua conservação são de muita relevância para a preservação da comunidade arbórea e dos processos sucessionais da Caatinga. Ainda segundo Reis *et al.* (2010), técnicas de restauração florestal baseadas na utilização de organismos e ou estruturas que viabilizem o processo de facilitação e nucleação representam técnicas bem sucedidas de reflorestamento a longo prazo, onde a *C. leptophloeos* se enquadraria nesse contexto para áreas de Caatinga.

DIRECIONAMENTOS FUTUROS

Como complementaridade ao nosso trabalho, a identificação de todas as espécies cujas sementes foram observadas seria de extrema valia para estudos futuros. Isso permitiria testar se as espécies encontradas sob a copa dos indivíduos dispersos abioticamente representam um subconjunto das espécies encontradas sob a copa das espécies zoocóricas, fato este que indicaria que o angico-de-carço recebe em sua maior parte sementes provindas de dispersão anemocórica, autocórica ou diplocórica (balística+formigas) e a imburana-de-cambão receberia, além destas espécies, sementes provindas das espécies zoocóricas que são transportadas pelos dispersores que delas se alimentam.

Outra importante hipótese gerada pela identificação das espécies deste estudo seria verificar

se o efeito da nucleação encontrada no presente estudo, para uma espécie zoocórica, reflete na diversidade de espécies em outros estágios ontogenéticos como plântulas, juvenis e quem sabe adultos. Isso porque a maior riqueza de sementes não garante que haja um maior recrutamento de novos indivíduos, uma vez que o sucesso da dispersão depende do encontro de sítios de germinação adequados, livres de predação e competição (Campos & Ojeda 1997).

LITERATURA CITADA

- CAMPOS, C. M. E R. A. OJEDA. 1997. Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. *Journal of Arid Environments* 35: 707-714.
- CHRISTIANINI, A. V. E P. S. OLIVEIRA. 2009. The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. *Oecologia* 160: 735–745.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- DEBUSSCHE, M. E P. ISENMANN. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean region. *Oikos* 69: 414-426.
- MAIA, G. N. 2004. *Caatinga. árvores e arbustos e suas utilidades*. D & Z Computação Gráfica e Editora, São Paulo.
- MCDONNELL, M. J. E E. W. STILES. 1983. The structural complex of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56:109-116.
- MEIADO, M. V. 2008. Erva-de-passarinho aumenta o processo de nucleação em uma área de Caatinga? In Leal, I. R., J. Almeida-Cortez e J. C. Santos. *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2008*, pp. 142-150. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- REIS, A., F. C. BECHARA E D. V. TRES. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67: 244-250.
- STILES, E. W. 2000. Animal as seed dispersers. In M. Fenner (Ed.). *Seed: the ecology of regeneration in plant communities*, pp. 111-124. CABI Publishing, Oxon.
- WILKINSON, L. 1996. *SYSTAT, version 6.0*. SPSS, Chicago.
- YARRANTON, G. A. E R. G. MORRISON. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62: 417-428.
- ZAR, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

A TEORIA DA BIOGEOGRAFIA DE ILHAS SE APLICA ÀS ILHAS DE UMIDADE NA CAATINGA?

Kátia Fernanda Rito¹, Artur Maia Wanderley¹, Maria Joana da Silva Specht¹,

Marina Peres Portugal², Edgar Alberto do Espírito Santo Silva¹

RESUMO - A Teoria de Biogeografia de Ilhas afirma que o tamanho e o isolamento de ilhas oceânicas influenciam a sua riqueza de espécies. Árvores na Caatinga podem minimizar a incidência solar no solo abaixo de sua copa e reduzir a evapotranspiração local, criando ilhas de umidade. O objetivo deste trabalho foi responder se a Teoria de Biogeografia de Ilhas se aplica a ilhas de umidade encontradas em ambientes de Caatinga. Desta forma, espera-se que ilhas de umidade com maior área e mais próximas a fonte de diásporos apresentem uma maior riqueza de espécies. As ilhas de umidade foram identificadas a partir da presença de *Selaginela convoluta* (Selaginellaceae), tiveram seu comprimento e largura medidos para determinação da área e a proximidade foi definida a partir da escolha de uma espécie zoocórica (imburana-de-cambão, considerada ilha próxima) e outra anemocórica (pau-pereiro, ilha distante). O número de espécies foi contabilizado em cada ilha. Ilhas de umidade mais próximas possuíram áreas maiores ($196,71 \pm 380,17 \text{ m}^2$; média \pm desvio padrão) e maior número de espécies ($20,14 \pm 6,82$) do que ilhas mais distantes (área: $81,04 \pm 27,59 \text{ m}^2$; número de espécies: $13,67 \pm 5,96$). Foi demonstrado que existe uma relação entre a área de ilha de umidade e a riqueza de espécies, entretanto, não há relação entre distância e número de espécies. Os resultados sugerem que o modelo testado não responde à Teoria de Biogeografia de Ilhas, pois a riqueza de espécies não variou em função da distância.

PALAVRAS CHAVE: Área; colonização; isolamento; relação espécie-área; riqueza.

Relatório do Projeto Orientado 3 do Grupo 3 – 09/04/2010

Orientador: Felipe Pimentel Lopes de Melo

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

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

A TEORIA DA BIOGEOGRAFIA DE ILHAS, PROPOSTA POR MACARTHUR & WILSON (1967), AFIRMA QUE o tamanho e o grau de isolamento de ilhas possuem forte influência na riqueza de espécies que ela possui (Begon 2006). De acordo com esta teoria, a riqueza está correlacionada positivamente ao tamanho da ilha, porque ilhas maiores possuem populações maiores e, assim, menores taxas de extinção, e inversamente à distância para o continente, já que oceano constituiria uma barreira para

a migração das espécies desde o continente, a área doadora. Assim, ilhas pequenas e distantes teriam uma riqueza de espécies menor devido a uma maior taxa de extinção e menor taxa de colonização, e, conseqüentemente, ilhas grandes e próximas teriam uma riqueza maior. Embora o desenvolvimento desta teoria tenha sido feito para ilhas oceânicas, do ponto de vista biogeográfico, o número de espécies de qualquer tipo de ilha deveria estar sujeito a esses processos, desde que como ilha entenda-se qualquer ambiente que possua um grau de isolamento da paisagem que a cerca, como por exemplo, lagos continentais, clareiras em florestas, topos de montanhas, ou áreas com diferentes tipos de solo ou diferentes fitofisionomias (Begon 2006).

Em ambientes de Caatinga, ilhas podem surgir como manchas de umidade em meio à aridez. Este ecossistema é um mosaico de florestas com predominância de espécies vegetais de porte arbustivo-arbóreo, de clima semi-árido e com alta incidência luminosa, altas temperaturas médias e elevada evapotranspiração (Prado 2003). Sendo assim, as árvores nestes locais podem atuar minimizando a incidência solar no solo abaixo de sua copa e, conseqüentemente, reduzido a evapotranspiração local. Neste contexto, estas ilhas de umidade podem ser encontradas como áreas mais úmidas localizadas embaixo da copa de algumas árvores, pois estas oferecem um microclima diferenciado quando comparados com os habitats ao seu redor.

Assim, o objetivo deste trabalho foi responder se a Teoria de Biogeografia de Ilhas se aplica a ilhas de umidade encontradas em ambientes de Caatinga. Desta forma, espera-se que ilhas maiores e mais próximas às áreas doadoras de espécies apresentem uma maior riqueza de espécies quando comparadas com ilhas pequenas e distantes.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na fazenda Olho D'Água (8°8'38"S; 39°35'48"O) localizada no município de Parnamirim, no estado de Pernambuco (CPRM 2005). A região possui altitude média de 431 m e clima tropical semi-árido (Bsh') de acordo com a classificação de Köppen. A estação seca é bem definida, com temperaturas médias de 26°C e pluviosidade anual de

569 mm (CPRM 2005). Os solos predominantes são os regossolos e a vegetação é hiperxerófila, predominantemente arbustiva-arbórea (CPRM 2005).

DESENHO EXPERIMENTAL – Pteridófitas possuem uma maior dependência de água que angiospermas, principalmente devido à sua necessidade de água para reprodução, o que as torna bons indicadores de umidade. Na região estudada *Selaginela convoluta* (Selaginellaceae) apresenta-se em manchas embaixo da copa de outras plantas, com estas manchas possuindo limites bem definidos e sendo comumente restritas à abrangência da copa. Deste modo, as ilhas de umidade foram caracterizadas pela ocorrência de manchas de *S. convoluta*.

O critério utilizado para caracterização do grau de isolamento das ilhas foi o tipo de dispersão da árvore que cobria a ilha de umidade. Este critério foi estabelecido com base no pressuposto que espécies dispersas por animais teriam diferentes probabilidades de imigração para as ilhas quando comparadas a espécies anemocóricas. Portanto, ilhas de umidade situadas abaixo de espécies zoocóricas se comportariam de maneira semelhante a ilhas próximas à área doadora de espécie, uma vez que, existe a uma maior probabilidade de imigração de novas espécies colonizadoras. Isto se deve ao fato que dispersores animais que se alimentam dos frutos podem levar sementes de indivíduos de outras espécies das quais se alimentaram previamente, defecando-as ou regurgitando-as, o que representaria um incremento de sementes abaixo da copa das espécies zoocóricas (McDonnell & Stiles 1983, Reis *et al.* 2003). Espécies anemocóricas proporcionariam condições semelhantes à de ilhas distantes uma vez que a chegada de sementes ao local estaria condicionada apenas a fatores estocásticos. Deste modo, neste estudo foram consideradas ilhas próximas as ilhas de umidade formadas embaixo da copa de imburana-de-cambão (*Commiphora leptophoeos* Mart., Burseraceae), espécie zoocórica, e ilhas distantes às ilhas encontradas debaixo da copa de pau-pereiro (*Aspidosperma pyrifolium* Mart. Apocynaceae), espécie anemocórica.

Para estimar o tamanho das ilhas, com auxílio de uma trena, foram obtidas as medidas de comprimento e largura de acordo com a área de abrangência de *S. convoluta* e em seguida a área foi

calculada utilizando a fórmula de uma elipse: $A = \pi (\frac{1}{2} L * \frac{1}{2} C)$. Onde: A corresponde à área da elipse, π corresponde à constante $\pi=3,14$, L corresponde à largura e C ao comprimento. O número de espécies vegetais, com exceção das monocotiledôneas, foi contabilizado em cada ilha de umidade.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS – Para testar se o número de espécies varia em função da área e da distância (perto ou longe) da ilha, foi utilizado um teste de GLM (Modelos Lineares Gerais). Para verificar a normalidade dos dados foram realizados testes de Shapiro-Wilk. Todas as análises foram feitas no programa STATISTICA 7 com índice de significância igual a 0,05 (Zar 1999).

RESULTADOS

As ilhas próximas possuíram em média áreas maiores ($196,71 \pm 380,17 \text{ m}^2$; média \pm desvio padrão) e maior número de espécies ($20,14 \pm 6,82$) do que ilhas mais distantes (área: $81,04 \pm 27,59 \text{ m}^2$; número de espécies: $13,67 \pm 5,96$). Os resultados da análise de GLM demonstraram que existe uma relação significativa entre a área de ilha de umidade e riqueza de espécies ($GL = 10$; $F = 7,49$; $p = 0,021$; Fig. 1). Entretanto, não foi detectada nenhuma relação entre distância das ilhas e o número de espécies ($GL = 10$; $F = 0,07$; $p = 0,793$; Fig. 2). Aproximadamente 47% da variância entre o número de espécies presentes nas ilhas de umidade foi explicada pelas variáveis testadas ($R^2 = 0,47$).

DISCUSSÃO

Embora a área tenha explicado a riqueza de espécies vegetais na ilha de umidade, o isolamento destas ilhas (i.e. se estavam abaixo de uma espécie zoocórica ou anemocórica) não influenciaram o número de espécies encontradas. Ilhas de umidade maiores possuem uma maior disponibilidade de habitats, o que sugere uma maior probabilidade de conter mais espécies do que em uma ilha de umidade menor.

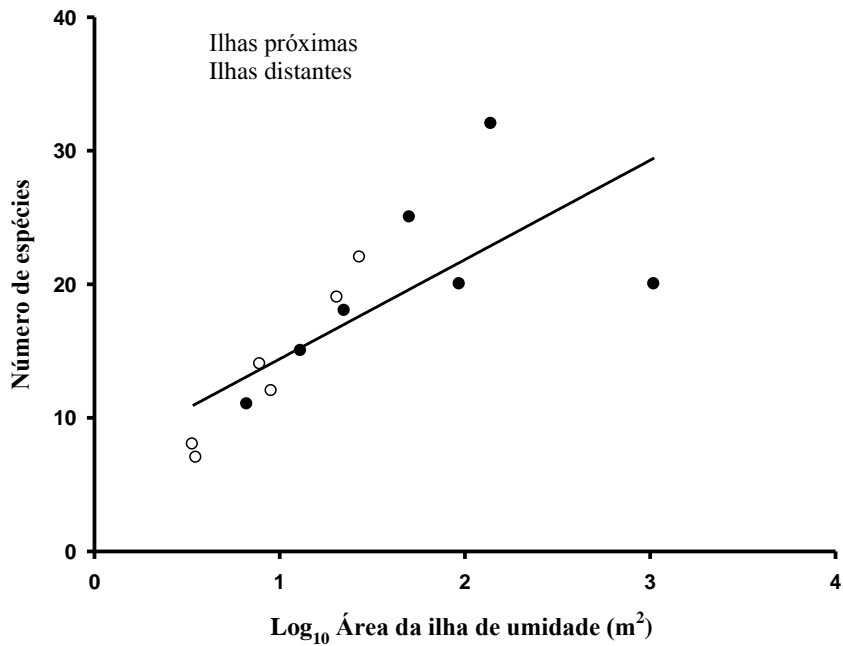


Figura 1. Número de espécies vegetais em ilhas de umidade próximas a áreas doadoras (abaixo de espécies zoocóricas) e distantes (abaixo de espécies anemocóricas) em função da sua área (m²) em uma localidade de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

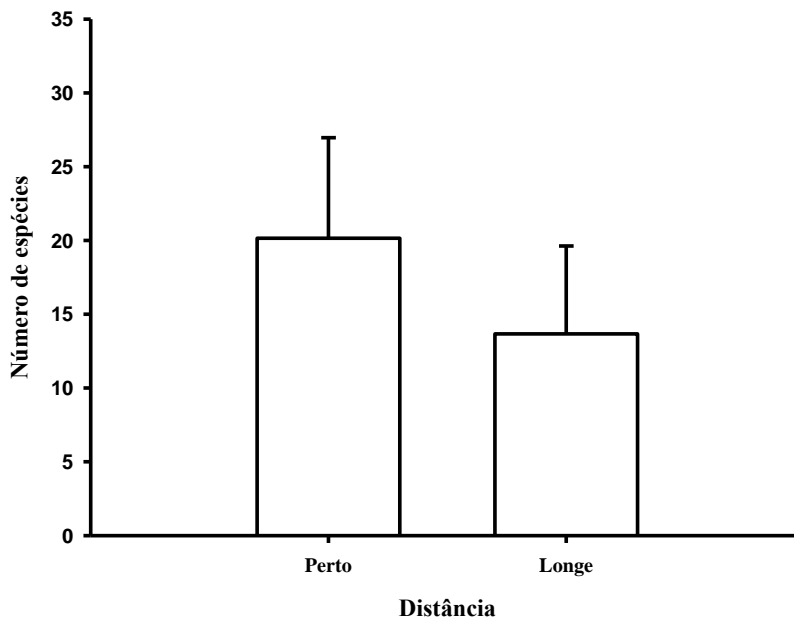


Figura 2. Número de espécies vegetais em ilhas de umidade próximas a áreas doadoras (abaixo de espécies zoocóricas) e distantes (abaixo de espécies anemocóricas) em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco. Dados apresentados como média ± erro padrão.

Sabe-se que os padrões de riqueza de comunidades localizadas em ilhas em relação à sua área são bem estabelecidos para diversos ambientes, como foi também para nosso estudo na Caatinga. A Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967) já foi testada com outros modelos de ilhas ecológicas (que não ilhas oceânicas), tais como: núcleos de vegetação em afloramentos rochosos na Caatinga (Sá 2008), ilhas formadas por copas de árvores em áreas inundadas da Amazônia, áreas de capões no pantanal Mato-grossense (Zucco 2005) e para o entendimento da dinâmica de fragmentos florestais (Ross 2002).

Segundo Laurance (2008), a Teoria de Biogeografia de Ilhas dá a base conceitual para a realização de vários estudos em habitats fragmentados, pois revela a forte influência da área e do isolamento na riqueza de espécies em fragmentos. No entanto, o estudo de fragmentação transcendeu a teoria, revelando que existem outros efeitos que influenciam a riqueza de espécies como o efeito de borda, alterações de origem antrópica (eg. caça, corte de madeira seletivo, queimadas), trocas em nível de comunidade e modificação de matriz (Laurance 2008). Para Ricketts (2001), a modificação na matriz é o fator de maior influência na conectividade entre as ilhas. A matriz pode ser inóspita à movimentação de propágulos, agindo como filtro seletivo para o movimento destes e gerando efeitos na composição de espécies (Laurance 2008) e a chuva de sementes recebida da matriz circundante, gera padrões de regeneração com forte influência da composição de espécies presente nela (Nascimento *et al.* 2006).

Como para fragmentos florestais, em ilhas de umidade na Caatinga, a composição de espécies da matriz circundante pode ter grande influência na riqueza de espécies encontradas nestas ilhas. Isto provavelmente ocorre porque na Caatinga há uma alta riqueza de espécies com dispersão abiótica (Vicente *et al.* 2003), o que poderia influenciar mais a composição de espécies encontrada nas ilhas do que propriamente a medida de distância adotada (dispersão zoocória versus abiótica). Tanto ilhas próximas quanto distantes possuiriam a mesma probabilidade de colonização por espécies de dispersão abiótica pela entrada de diásporos lateralmente nestas ilhas. Portanto, o modelo para simular uma ilha próxima do continente parece não funcionar, e isto provavelmente

ocorre porque a dispersão zoocórica não contribuiria de forma significativa com o incremento de espécies.

Deste modo, nossos resultados sugerem que o modelo testado não responde à Teoria de Biogeografia de Ilhas, pois a riqueza de espécies não variou em função da distância. É importante ressaltar a importância de se testar outros modelos que mensurem a riqueza nas ilhas de umidade, incluindo outras métricas de distância das ilhas para área fonte de diásporos, além de considerar os efeitos de outros fatores como composição da matriz.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., C. R. TOWNSEND. E J. L. HARPER. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4a ed. Blackwell Publishing, Malden.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- LAURANCE, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- MCDONNELL, M. J. E E. W. STILES. 1983. The structural complex of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109-116.
- NASCIMENTO, H., A. ANDRADE, J. CAMARGO, W. F. LAURANCE, S. G. LAURANCE E J. RIBEIRO. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian Forest fragments. *Conservation Biology* 20: 835-860.
- PRADO, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp 3-74. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- REIS, A., F. C. BECHARA E D. V. TRES. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67: 244-250.
- RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87-99.
- ROSS, K. A., B. J. FOX E M. D. FOX. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749-765.
- SÁ, C. E. M. 2008. Aspectos da Teoria de Biogeografia de Ilhas em núcleos de vegetação sobre um lago em uma área de Caatinga em Parnamirim (PE). In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C.

- Santos (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2008*, pp 69-73. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- VICENTE, A., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI. 2003. *In* I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga* pp 565-592. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3a ed. Prentice-Hall International Editions, New Jersey.
- ZUCCO, C. A. 2005. Capões representam ilhas biogeográficas para formigas de solo do Pantanal do Abobral? *In* T. N. Lima, P. F. Dutra, S. Frison, A. C. Araújo, E. A. Fischer, G. Graciolli e J. Raizer (Orgs.). *Ecologia do Pantanal: Curso de Campo 2005*, pp 245-256. Mestrado em Ecologia e Conservação – UFMS, Campo Grande.

INFLUÊNCIA DA UMIDADE NA COMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA

Talita Câmara dos Santos Bezerra, Paulo Vitor de Albuquerque,

Maria Joana da Silva Specht, Severino Rodrigo Pinto

RESUMO – A serapilheira é bastante importante para o funcionamento do ecossistema, visto que controla a entrada de nutrientes no solo, e sua formação pode ser influenciada pelos fatores abióticos. Sendo assim, este trabalho teve como objetivo verificar se a umidade influencia a composição e biomassa da serapilheira. O experimento foi realizado em dois tipos de ambiente, úmido e seco, onde foram coletadas 10 amostras da serapilheira em parcelas circulares com raio de 0,5 m cada. O material coletado foi separado por diferentes frações: material lenhoso, material reprodutivo, folhas e miscelânea. Em ambos os ambientes estudados, pôde-se observar uma dominância de material lenhoso, com 34% da biomassa da serapilheira do ambiente úmido e 70% da biomassa da serapilheira do ambiente seco, porém sem diferença entre os ambientes. O material reprodutivo foi o menos representativo, constituindo apenas 8% da biomassa total da serapilheira no ambiente úmido e 7% no ambiente seco, mas também sem diferença entre os ambientes. Por outro lado, a fração de folhas do ambiente úmido foi 4,5 vezes maior que a do ambiente seco e a de miscelânea 2,5 vezes. A dominância do material lenhoso em ambos os habitats estudados pode ser atribuída à sazonalidade, juntamente, com os atributos da vegetação dominante no ecossistema de Caatinga. Já as diferenças na biomassa de folhas e de miscelânea dos ambientes podem estar correlacionadas com a composição florística encontrada em cada tipo de habitat, assim como os fatores abióticos que regem a disponibilidade de umidade nos ambientes.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; florestas secas; liteira; solos; matéria orgânica.

Relatório do Projeto Orientado 4 do Grupo 1 – 15/04/2010

Orientadora: Jarcilene Almeida Cortez

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

O FUNCIONAMENTO DE UM SISTEMA ECOLÓGICO SE DÁ PELA ALTERNÂNCIA DE ENTRADA E SAÍDA DE energia (Garcia *et al.* 2005). Essa energia é expressa por vários níveis tróficos, bem como, pelo acúmulo de matéria orgânica morta presente no solo (Olson 1963). A serapilheira representa o material acumulado no solo pela biota (Araújo 2002). Esta pode ser constituída de material lenhoso (i.e. cascas e ramos de árvores e arbustos), reprodutivo (i.e. flores, frutos e sementes), excrementos e resíduos de animais, e, na sua maior parte, folhas (Garcia *et al.* 2005). A diversidade e a quantidade desses componentes estocados sob o solo dependem das variações climáticas, das

estruturas florestais e da fenologia das espécies vegetais, assim como nas taxas de deposição e decomposição dos materiais (Araújo 2002).

A serapilheira é bastante importante para o sistema, uma vez que controla a entrada e saída de nutrientes no solo, constituindo um importante processo na determinação dos diferentes tipos de solo (Araújo 2002). Por exemplo, a alta abundância de folhas de coníferas torna os solos ácidos, a alta acidez degrada a argila, que é a parte dos solos que retém a matéria orgânica e assim são formados os solos podzólicos e pobres em nutrientes das florestas temperadas do hemisfério Norte (Ricklefs 2003). Solos com mais ou menos nutrientes determinam o crescimento e desenvolvimento das plantas, e conseqüentemente, influenciam todo o ecossistema (Townsend *et al.* 2003). Além disso, a serapilheira sobre o solo cria condições microclimáticas, como sombra e retenção de umidade, que influenciam a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas (Campos *et al.* 2008).

Em florestas secas, a estocagem e decomposição da serapilheira são reconhecidas como vias cruciais de fluxo de nutrientes e energia, uma vez que os solos destas florestas recebem pouco incremento de nutrientes quando comparados com solos de florestas úmidas (Xuluc-Tolosa *et al.* 2003). Todavia, a produção e a decomposição da serapilheira nessas florestas são bastante influenciadas pela sazonalidade, ocorrendo maior crescimento de plântulas e desenvolvimento dos microorganismos na estação chuvosa, que, por conseguinte, aumenta a quantidade e diversidade de materiais estocados no solo e acelera a sua decomposição (Xuluc-Tolosa *et al.* 2003). Sendo assim, é razoável pensar que manchas de ambientes mais úmidos em florestas secas apresentem diferenças na serapilheira em relação a manchas mais secas. Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo investigar o papel da umidade na composição e biomassa da serapilheira em áreas de Caatinga.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na fazenda Olho D'Água (8°8'38"S; 39°35'48"O) localizada no município de Parnamirim, no estado de Pernambuco. A região possui altitude média de 431 m e clima tropical semi-árido (Bsh') de acordo com a classificação de Köppen (CPRM 2005). A estação seca é bem definida, com temperaturas médias de 26°C e pluviosidade anual de 569 mm (CPRM 2005). Os solos predominantes são os regossolos e a vegetação é hiperxerófila, predominantemente arbustiva-arbórea (CPRM 2005).

DESENHO EXPERIMENTAL – Foram selecionados dois tipos de ambientes: úmido (ambiente com a presença de uma nascente) e seco (ausência da nascente). A coleta do material foi realizada através do estabelecimento de 10 parcelas circulares com raio de 0,5 m em cada ambiente. No ambiente úmido, estas parcelas foram lançadas, aleatoriamente, à partir da margem até 36 m da nascente. Já para o ambiente seco, as parcelas foram lançadas, também aleatoriamente, a partir desses 36 m da nascente em direção oposta a esta (i.e. afastando-se da nascente). O material proveniente das amostras foi seco na estufa à 80 C° e, posteriormente, triado através do peneiramento duplo (2 cm e 1 cm), onde a serapilheira foi dividida em quatro categorias: (1) folhas, (2) material lenhoso (galhos e fragmentos vegetativos lenhosos), (3) material reprodutivo (flores, frutos e sementes) e (4) miscelânea (material em estágio avançado de decomposição não identificável). Após a triagem o material já categorizado foi pesado para aquisição de sua biomassa seca.

ANÁLISE DE DADOS – A biomassa dos diferentes componentes da serapilheira dos dois ambientes foi comparada com o teste de Mann-Whitney (Zar 1999), onde as variáveis dependentes foram folhas, material lenhoso, material reprodutivo e miscelânea, e as variáveis independentes foram os dois tipos de ambiente: úmido e seco. A normalidade foi testada com Shapiro-Wilk (Zar 1999). As análises foram executadas com o auxílio do programa STATISTICA 7.0 e os gráficos foram confeccionados com o auxílio do programa Sigma Plott.

RESULTADOS

A biomassa de serapilheira total não variou entre os ambientes úmido ($0,21 \pm 0,49$ g) e seco ($0,16 \pm 0,11$ g; $t = 1,01$; $GL = 16$; $p = 0,328$), apesar de alguma diferença entre as proporções dos dois ambientes poder ser observada (Fig. 1). Em ambos os ambientes pôde-se observar uma dominância de material lenhoso, com 34% da biomassa da serapilheira do ambiente úmido e 70% da biomassa da serapilheira do ambiente seco, porém sem diferença significativa entre os ambientes ($U = 0,09$; $GL = 16$; $p = 0,550$). O material reprodutivo foi o menos representativo, constituindo apenas 8% da biomassa total da serapilheira no ambiente úmido e 7% no ambiente seco, mas também não apresentou diferença significativa entre os ambientes ($U = 0,36$; $GL = 16$; $p = 0,428$).

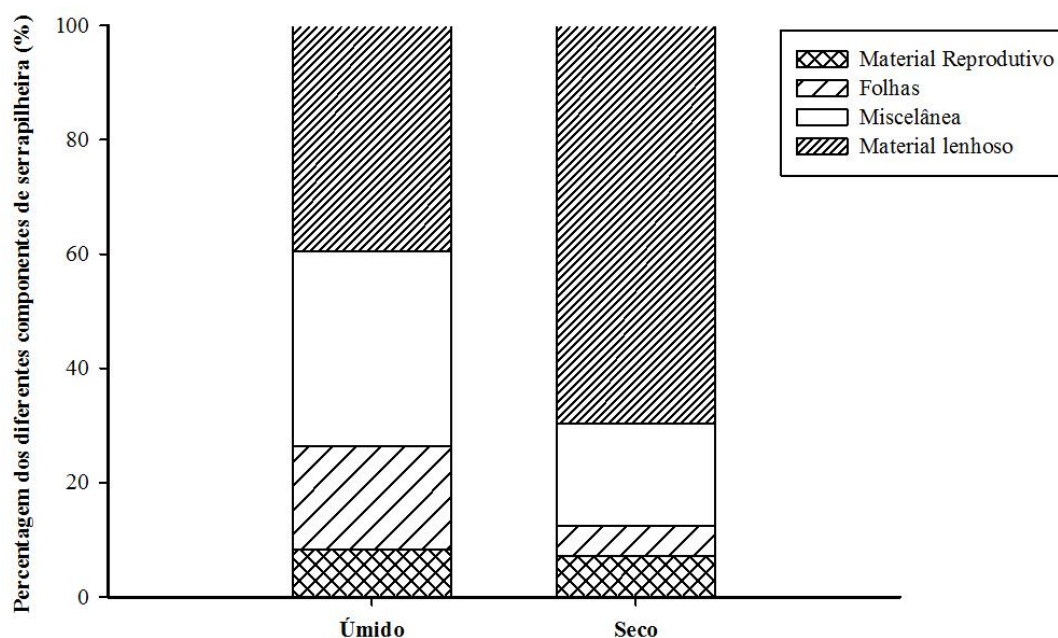


Figura 1. Percentagem (%) da biomassa total da serapilheira (g) representada por material lenhoso, material reprodutivo, folhas e miscelânea nos ambientes úmido e seco na fazenda Olho D'Água, Parnamirim, PE.

Por outro lado, a fração de folhas do ambiente úmido foi 4,5 vezes maior que a do ambiente seco ($U = 2,84$; $GL = 16$; $p = 0,005$; Fig. 2) e a de miscelânea 2,5 vezes ($U = 1,64$; $GL = 16$; $p = 0,033$; Fig. 3) maior no ambiente úmido que no seco.

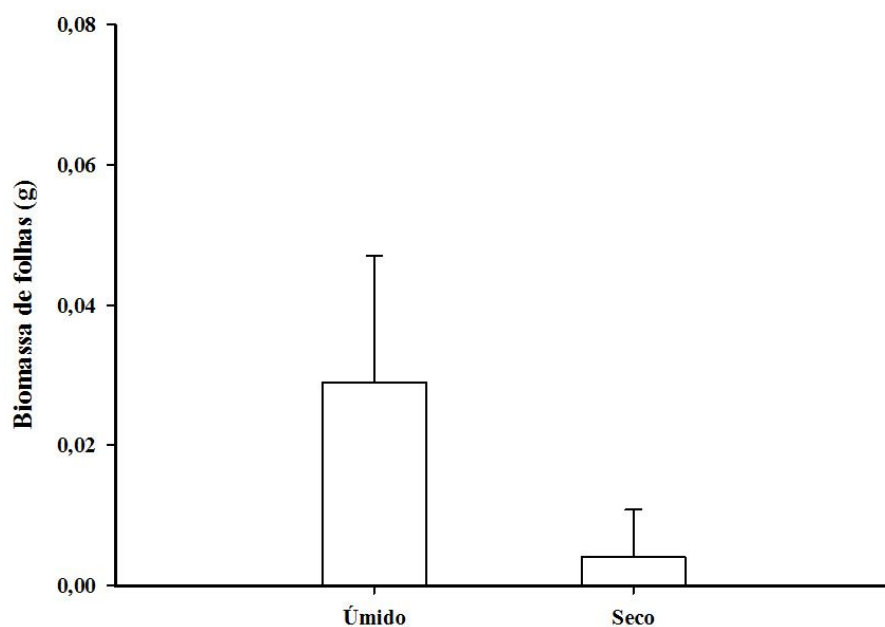


Figura 2. Biomassa (g) de folhas contida na serapilheira dos ambientes úmido e seco na fazenda Olho D'Água, Parnamirim, PE. As caixas indicam a mediana e as barras representam o erro padrão.

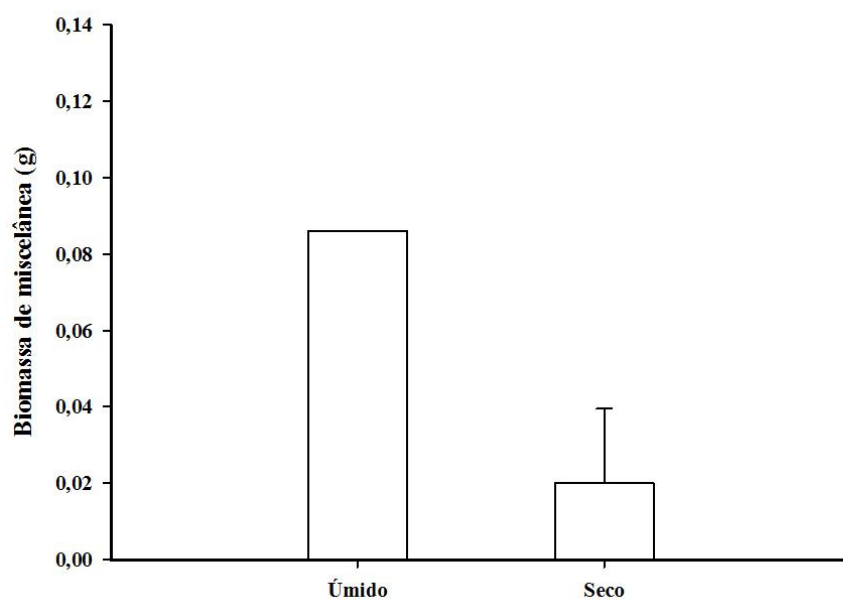


Figura 3. Biomassa (g) de miscelânea contida na serapilheira dos ambientes úmido e seco na fazenda Olho D'Água, Parnamirim, PE. As caixas indicam a mediana e as barras representam o erro padrão.

DISCUSSÃO

Verificamos nesse estudo que a umidade pode determinar a composição da serapilheira em uma área de Caatinga. O material lenhoso foi o mais representativo, seguido da miscelânea, folhas e material reprodutivo, contudo, observamos diferenças na biomassa dessas frações, com a serapilheira de áreas mais úmidas apresentando maior biomassa de folhas e de miscelânea.

A predominância do material lenhoso na serapilheira da Caatinga é um padrão diferente do encontrado na literatura para florestas úmidas (Campos *et al.* 2008) e savanas (Silva *et al.* 2007, Campos *et al.* 2008), cuja predominância é de folhas, no entanto, é consistente com os poucos dados para a Caatinga. Por exemplo, Alves *et al.* (2006), observar que a fração de folhas foi maior na estação seca, enquanto a fração de material lenhoso foi maior na estação chuvosa. Como nosso estudo foi realizado no período chuvoso, a predominância de material lenhoso é similar ao trabalho de Alves *et al.* (2006). A época chuvosa é caracterizada por apresentar uma menor ação dos ventos e menor estresse hídrico nos solos (Kramer & Koslowski 1979), contribuindo para uma menor representatividade da fração de folhas na composição da serapilheira. Já na estação seca, quando o estresse aumenta e a maioria das espécies perde suas folhas (Kramer & Koslowski 1979), estas constituem o maior componente da serapilheira.

Ao comparar os diferentes tipos de materiais que compõem a serapilheira dos diferentes habitats estudados, pôde-se observar que a fração de folhas e miscelânea foram maiores no ambiente úmido. No ambiente úmido, a vegetação era um pouco diferenciada em relação ao ambiente seco, apresentando em dossel mais fechado e de maior porte (observações locais). Este resultado corrobora o do estudo realizado por Werneck *et al.* (2001), os quais verificaram que a produção da serapilheira está relacionada com o grau de perturbação da área, e áreas mais perturbadas (i.e. mais abertas e mais baixas) apresentam menor biomassa de folhas. Áreas com dossel mais fechado e alto, como observado para o ambiente úmido estudado, apresentam maior queda de folhas devido à competição entre as plantas pela luminosidade, uma vez que há o aumento de sombra dentro e entre as copas (Janzen 1980).

No ambiente úmido também houve uma maior composição de miscelânea, material em estágio de decomposição não identificável. Esse fato pode estar correlacionado com a taxa de degradação da matéria orgânica, uma vez que a disponibilidade hídrica pode aumentar a ocorrência (riqueza e/ou biomassa) de organismos detritívoros e decompositores e, assim, acelerar a decomposição da serapilheira (Fernandes *et al.* 2006). No ambiente seco, por haver uma menor disponibilidade hídrica, deve haver menos detritívoros e decompositores, e o processo de decomposição da serapilheira deve ocorrer mais lentamente.

Diante da escassez de água na Caatinga, a simples presença de um corpo hídrico pode influenciar a composição e biomassa da serapilheira local, provavelmente por modificar o porte da vegetação e o processo de degradação da matéria orgânica. Estudos futuros devem avaliar a como composição florística influencia a produção de biomassa em ambientes diferentes graus de umidade.

LITERATURA CITADA

- ALVES, A. R., J. S. SOUTO, P. C. SOUTO E A. C. HOLANDA. 2006. Aporte e decomposição de serapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 6: 194-203.
- ARAÚJO, R. S. 2002. *Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço de Antas, Silva Jardim, RJ*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CAMPOS, E. H., R. R. ALVES, D. S. SERATO, G. S. DE C. S RODRIGUES E S. C. RODRIGOS. 2008. Acúmulo de serapilheira em fragmentos de mata mesofítica e cerrado stricto sensu em Uberlândia-MG. *Sociedade e Natureza* 20: 189-203.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- FERNANDES, M. M., M. G. PEREIRA, L. M. S. MAGALHÃES, A. R. CRUZ E R. G. GIÁCOMO. 2006. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) e Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na flora Mário Xavier, RJ.

Ciência Florestal 16: 163-175.

- GARCIA, P. C. M., M. O. MACEDO, A. S. RESENDE., E. F. C. CAMPELLO E A. A. FRANCO. 2005. Estoque e distribuição da serapilheira em diferentes sistemas florestais. *Revista da Universidade Rural: Série Ciências da Vida* 25: 12-17.
- JANZEN, D. H. 1980. *Ecologia vegetal nos trópicos*. Editora EPU-EDUSP. São Paulo.
- OLSON, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- KRAMER, P. J. E T. KOSLOWSKI. 1979. *Physiology of woody plants*. Academic Press, New York.
- SILVA, C. J., L. SANCHES, M. E. BLEICH, F. A. LOBO E J. S. NOGUEIRA. 2007. Produção de serapilheira no cerrado e floresta de transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste brasileiro. *Acta Amzônica* 4: 543-548.
- XULUC-TOLOSA, F. J., H. F. M. VESTER, N. RAMÍREZ-MARCIAL, J. CASTELLOS-ALBORES E D. LAWRENCE, D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary Forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174: 401-412.
- WERNECK, M. S., G. PEDRALLI E L. F. GIESEKE. 2001. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 195-198.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3a ed. Prentice-Hall International Editions, New Jersey.

MAXIMIZAÇÃO DA APTIDÃO EM PLANTAS: O EFEITO ALLEE NUMA POPULAÇÃO NATURAL DA CAATINGA

Marina Peres Portugal¹, Marcel Serra Coelho¹, Kátia Fernanda Rito²,
Fernanda Maria Pereira de Oliveira², Edgar Alberto do Espírito Santo Silva²

RESUMO - Relações denso-dependentes estão entre as principais forças reguladoras de populações. Algumas espécies apresentam altas taxas de crescimento intrínseco em densidades intermediárias e uma diminuição nas taxas de crescimento intrínseco em baixas e em altas densidades, dinâmica populacional conhecida como Efeito Allee. Testamos o efeito de Allee em uma espécie da Caatinga, predizendo que indivíduos em densidades intermediárias teriam maior aptidão. Foram amostrados aleatoriamente 50 indivíduos de *Sida* sp. (Malvaceae) em uma área de Caatinga e mensurados parâmetros de densidade (distância do indivíduo coespecífico mais próximo) e aptidão (número de flores e tamanho do indivíduo). A relação entre densidade e medidas de aptidão foi testada por meio de uma regressão quadrática. A hipótese do efeito de Allee prevê uma distribuição com pico máximo em valores intermerdiários. Não foi observada uma relação significativa entre o tamanho dos indivíduos e a distância para coespecíficos mais próximos. Entretanto, o número de flores apresentou relação positiva em função da distância para os coespecíficos mais próximos, sugerindo que *Sida* sp. possui uma dinâmica populacional tal qual o Efeito Allee prediz. A dinâmica populacional descrita neste estudo permite supor que indivíduos de *Sida* sp. podem ser encontrados mais frequentemente adensados que outras espécies que apresentem uma relação de crescimento populacional linear denso-dependente, uma vez que indivíduos próximos apresentaram maior fitness.

PALAVRAS CHAVE: densidade; herbácea; número de flores; *Sida*; tamanho da planta.

Relatório do Projeto Orientado 4 do Grupo 2 – 15/04/2010
Orientadora: Márcio Zikán Cardoso

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

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

RELAÇÕES DENSO-DEPENDENTES ESTÃO ENTRE AS PRINCIPAIS FORÇAS REGULADORAS DE POPULAÇÕES. As populações diminuem suas taxas de crescimento intrínseco com o aumento da densidade. Fatores restritivos como competição por recursos, predação e herbivoria estão entre os mecanismos que explicam essa relação (Ricklefs 2003). Entretanto, há populações que apresentam

uma dinâmica não linear entre a densidade populacional e suas taxas de crescimento. Nestes casos, as espécies apresentam uma diminuição nas taxas de crescimento intrínseco não somente em altas densidades, mas também em baixas densidades, tendo altas taxas de crescimento intrínseco em densidades intermediárias. Essa dinâmica populacional, conhecida como Efeito Allee (Allee 1931), foi primeiramente descrita para populações de grandes carnívoros, uma vez que populações menos densas teriam indivíduos com uma menor possibilidade de encontrar cônjuges. Estudos subsequentes ampliaram os mecanismos explicativos para essa dinâmica populacional, demonstrando uma menor diversidade genética em consequência das altas taxas de endocruzamento em pequenas populações de grandes carnívoros além de uma menor capacidade de manejarem presas (Ricklefs 2003).

Alguns estudos detectaram o Efeito Allee em populações de plantas (Groom 1998, Davis *et al.* 2005). Em baixas densidades, plantas podem ter seu crescimento diminuído devido a altas taxas de herbivoria, entre outros mecanismos. Indivíduos mais espaçados seriam mais atacados do que os agrupados, já que indivíduos isolados seriam a única fonte para os herbívoros, sofrendo ataques mais intensos do que aqueles em densidades maiores. Uma baixa densidade vegetal também pode levar a baixas taxas de polinização, pois, plantas espaçadas atrairiam menos polinizadores, diminuindo a sua aptidão. Já em altas densidades, populações vegetais teriam o crescimento limitado devido a uma competição por recursos tais como espaço, nutrientes e luz (Cappuccino 2004). O fenômeno da facilitação pode ser invocado para explicar baixas taxas de crescimento em populações menos densas (Gurevitch *et al.* 2009). A facilitação ocorreria quando indivíduos promoveriam maior sucesso de estabelecimento de outros indivíduos nas suas proximidades e, por meio de relações ecológicas sinérgicas, diminuiriam alguns efeitos restritivos para o crescimento populacional (Ricklefs 2003).

Na Caatinga, o componente herbáceo é abundante na época chuvosa e são comuns espécies de ervas distribuídas em diferentes densidades. Desta forma, foi avaliada a distribuição e as taxas de crescimento de uma espécie herbácea da Caatinga, avaliando se esta possui uma dinâmica

populacional tal qual o Efeito Allee prediz. A hipótese de trabalho é que indivíduos devem apresentar maior aptidão em densidades intermediárias.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em uma área de Caatinga na fazenda Olho D'Água (8°8'38"S, 39°35'48"O) localizada no município de Parnamirim, região Oeste do estado de Pernambuco. A área apresenta uma vegetação de Caatinga, ecossistema de floresta seca que engloba aproximadamente 800.000 km² da Região nordeste do Brasil (IBGE 1985). A região possui altitude média de 431 m e clima tropical semi-árido, com temperaturas médias de 26°C e pluviosidade anual de 569 mm, com uma estação seca bem definida (CPRM 2005). Há uma associação de solos na região, incluindo solos dos tipos podzólicos, latossolos, brunos-não-cálcicos, regossolos e litossolos que, em geral, possuem uma baixa fertilidade natural (Silva *et al.* 2000). A vegetação é predominantemente arbustivo-arbórea, hiperxerófila e com presença de muitas herbáceas anuais (CPRM 2005).

ESPÉCIE ESTUDADA – A espécie selecionada para a realização deste estudo foi *Sida* sp. (Malvaceae), uma herbácea amplamente encontrada na área de estudo, tanto em manchas como em indivíduos isolados. O gênero *Sida* é composto por plantas perenes, anuais e bianuais, possuindo cerca de 150 espécies que ocorrem nas Américas, África, Ásia e Austrália (Morato & Campos 2000).

COLETA DE DADOS – Foram amostrados aleatoriamente 50 indivíduos de *Sida* sp.. Considerou-se a distância de cada indivíduo para seu coespecífico mais próximo como medida de densidade. Distâncias menores entre plantas indicam uma densidade maior de *Sida* sp., enquanto distâncias maiores indicam locais menos densos. Para estimar a aptidão das plantas, foram analisados dois parâmetros: o tamanho da planta (vegetativo) e o número de flores (reprodutivo). O tamanho da

planta foi estimado usando-se uma medida de volume dos indivíduos. Foram medidos a altura, largura e comprimento da área ocupada por cada planta e os dados foram inseridos numa fórmula de volume de pirâmide ($\text{Volume} = \text{base} \times \text{altura}/3$), modelo que melhor se ajustou à arquitetura da planta. Para mensurar o número de flores foram incluídos tanto flores abertas como botões florais, sendo ambos indicativos do esforço reprodutivo.

ANÁLISE DE DADOS – A normalidade dos dados foi testada utilizando o teste Shapiro-Wilk (Zar 1999). Para avaliar se o número de flores e o volume do indivíduo variaram em função das medidas de densidade foram usados modelos de regressão quadrática (Zar 1999). O número de flores e volume do indivíduo foram logaritimizadas para atender aos pressupostos de normalidade. As análises foram realizadas no software Sigma Plot 10 com nível de significância de 0,05 (Zar 1999).

RESULTADOS

Os 50 indivíduos de *Sida* sp. amostrados apresentaram uma grande variação para as três medidas analisadas. O número de flores variou de zero a 530 flores por planta, com uma mediana de 75. Observou-se uma variação de 0,002 a 0,172 m³ para o volume da planta e uma mediana de 0,037 m³. A distância para os indivíduos coespecíficos mais próximos variou entre 0,1 a 3,6 m com uma mediana de 0,43 m. Não foi observada relação entre o volume dos indivíduos e distância para os coespecíficos mais próximos ($N = 50$; $R^2 = 0,074$; $F = 1,89$; $p = 0,161$). Contudo, foi encontrado um maior número de flores em distâncias intermediárias ($N = 50$; $R^2 = 0,125$; $F = 3,37$; $p = 0,042$; Fig. 1).

DISCUSSÃO

A variação do número de flores em função da densidade mostrou que indivíduos de *Sida* sp. em densidades intermediárias produzem um maior número de flores, comportando-se de acordo com a predição do Efeito Allee. Como a Caatinga é caracterizada por altos índices de radiação luminosa,

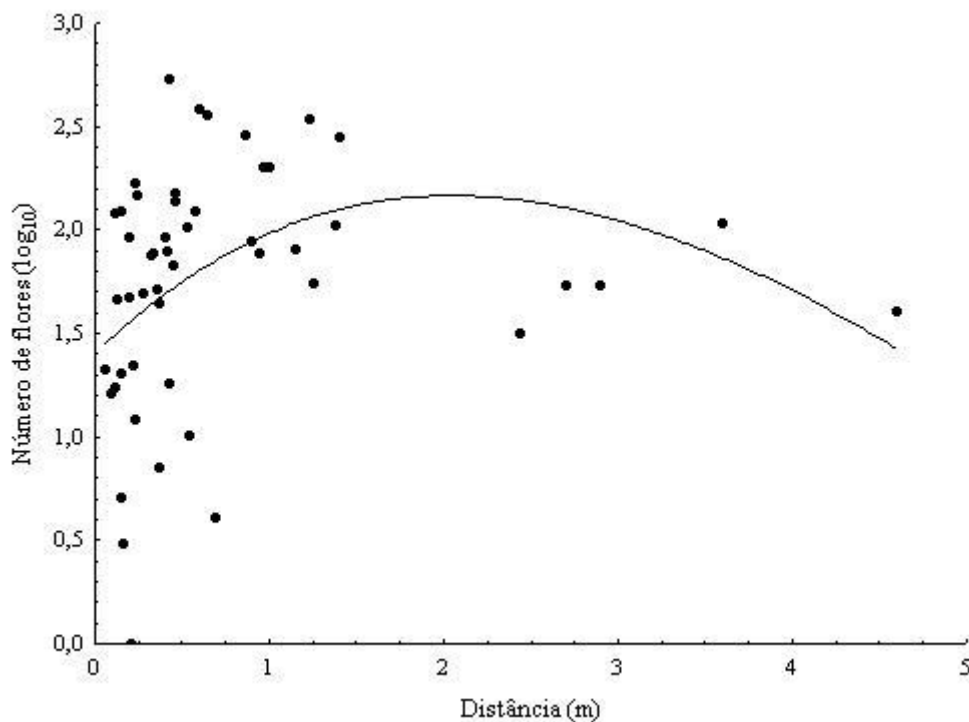


Figura 1. Regressão quadrática do número de flores (logaritmo na base 10) por indivíduo em função da distância ao coespecífico mais próximo em *Sida* sp. em uma área de Caatinga no município de Parnamirim, Pernambuco.

altas temperaturas e baixa umidade (Prado 2003), indivíduos mais distantes estariam mais sujeitos a fatores de estresse ambiental com consequências negativas para sua aptidão. O aumento da densidade de indivíduos pode ser um fator de relaxamento dessas restrições ambientais. Entretanto, há um ponto em que o aumento da densidade se torna restritivo, levando a um aumento na competição por recurso e causando uma diminuição do fitness.

A ausência de variação no volume em função da densidade dos indivíduos pode ser consequência do parâmetro vegetativo utilizado. Observamos que indivíduos mais adensados tinham uma relação altura/diâmetro maior que indivíduos espaçados. A competição por espaço, em indivíduos mais adensados, favorece um maior investimento em crescimento vertical. Já em locais com menor competição por espaço, crescimento horizontal pode ter sido favorecido uma vez que a alongação gera custos e não é essencial para a sobrevivência do indivíduo nesse ambiente

(Gurevitch *et al.* 2009). Como no cálculo do volume a variável altura e diâmetro têm o mesmo peso, a escolha desse parâmetro pode ter mascarado a variação dos caracteres vegetativos em função da densidade. Talvez biomassa seja um melhor parâmetro para testar a resposta vegetativa de *Sida* sp. em função do adensamento.

A dinâmica populacional descrita neste estudo permite supor que indivíduos de *Sida* sp. podem ser encontrados adensados mais frequentemente do que outras espécies que apresentem a relação linear de crescimento denso-dependente. De acordo com esse modelo, essas outras espécies apresentariam uma taxa de mortalidade crescente em relação ao aumento da densidade, favorecendo o estabelecimento de indivíduos isolados ao contrário dos adensados. Estudos com outras herbáceas seriam interessantes para avaliar se o Efeito Allee é um fenômeno comum na Caatinga, uma vez que o fator ambiental apontado como responsável pela menor aptidão em baixas densidades de *Sida* sp. é compartilhado por outras espécies desse bioma.

LITERATURA CITADA

- ALLEE, W. C. 1931. *Animal aggregations*. University of Chicago Press, Chicago.
- ARAÚJO, E. L. 2003. Diversidade de herbáceas na vegetação da Caatinga. In E. A. G. Jardim, M. N. C. Bastos e J. U. M. Santos (Eds.). *Desafios da Botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal*, pp. 82-84. Sociedade Botânica do Brasil, Belém.
- CAPPUCCINO, N. 2004. Allee effect in an invasive alien plant, pale swallow-wort *Vincentoxicum rossicum* (Asclepiadaceae). *Oikos* 106: 3-8.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- GROOM, M. J. 1998. Allee effects limit population viability of an annual plant. *American Naturalist* 151: 487-496.
- GURECITCH, J., S. M. SCHEINER E G. A. FOX. 2009. *Ecologia vegetal*. Artmed, Porto Alegre.
- DAVIS, H. G., C. M. TAYLOR, J. LAMBRINOS E D. STRONG. 2005. Pollen limitation causes an Allee effect in a wind-pollinated invasive grass (*Spartina alterniflora*). *Proceeding of the National Academy of Science* 101: 13804-13807.

- IBGE. 1985. *Atlas Nacional do Brasil. Região Nordeste*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- MORATO, E. F. E L. A. CAMPOS. 2000. Partição de recursos florais de espécies de *Sida* Linnaeus e *Malvastrum coromandelianum* (Linnaeus) Garcke (Malvaceae) entre *Cephalurgus anomalus* Moure & Oliveira (Hymenoptera, Andrenidae, Panurginae) e *Melissoptila cnecomala* (Moure) (Hymenoptera, Apidae, Eucerini). *Revista Brasileira de Zoologia* 17: 705-727.
- PRADO, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli, e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp. 435-461. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- VEGA, S. L. E W. C. FERREIRA JR. 2008. Dispersão de longo alcance e o Efeito Allee. *Biomatemática* 18: 149-171.
- ZAR, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

COMMIPHORA LEPTOPHLOEOS (MART.) J.B. GILLET (BURSERACEAE)

SÃO POLEIROS FAVORECEDORES DE NUCLEAÇÃO NA CAATINGA?

Patrícia Barbosa Lima¹, Artur Maia Wanderley², Gabriela Burle Arcoverde²,

Tate Correa Lana³, Marcos Gabriel Figueiredo Mendes²

RESUMO – O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que espécies zoocóricas podem promover nucleação, uma vez que atraem organismos frugívoros que defecam ou regurgitam sementes alóctones. Para tal, foram comparadas as proporções de espécies com síndromes zoocóricas ocorrentes nos bancos de semente abaixo das copas de *Commiphora leptophloeos* (espécie zoocórica) e de *Anadenanthera columbrina* (espécie autocórica) em uma área de Caatinga no Município de Parnamirim, PE. No total, foram observadas 50 morfoespécies de sementes sob as copas de *C. leptophloeos* e 14 sob as copas de *A. columbrina*. Contudo, não houve diferença significativa na frequência de sementes de espécies zoocóricas sob a copa das árvores estudadas (26% para *C. leptophloeos* e 25% para *A. columbrina*). Portanto, não podemos aceitar a hipótese de há nucleação abaixo de espécies zoocóricas por causada do uso das árvores como poleiros. O predomínio de sementes de dispersão abiótica na Caatinga e a dispersão secundária por parte das formigas aumentam a chegada de sementes por via horizontal, podendo explicar a baixa contribuição de espécies zoocóricas sob as plantas estudadas.

PALAVRAS CHAVE: Banco de sementes; dispersão secundária; sucessão ecológica; mirmecocoria; zoocoria.

Relatório do Projeto Orientado 4 do Grupo 3 – 15/04/2010

Orientador: Enrico Bernard

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

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

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

AS ÁRVORES PODEM PROPICIAR MICRO-CLIMAS AO SEU REDOR, ALÉM DE SERVIREM DE REFÚGIO E alimento para diferentes grupos animais como, por exemplo, as aves, que também as utilizam como poleiros e fontes de materiais para a construção de ninhos (Debussche & Isenmann 1994). Dessa forma, espécies arbóreas, principalmente aquelas que oferecem frutos comestíveis, atraem grande número de aves frugívoras, as quais, ao pousarem nesses poleiros defecam ou regurgitam sementes alóctones, caracterizando o processo de dispersão biótica. Nesse processo há um aumento na

riqueza do banco de sementes sob as copas, ambientalmente amenas, dessas árvores, o que as tornam sítios favoráveis para o estabelecimento de outras plantas. Esse processo é conhecido por nucleação e tem papel importante na sucessão ecológica (Yarranton & Morrison 1974).

A Caatinga, devido às suas altas temperaturas e pouca precipitação, é um ecossistema hostil na maior parte do ano, dificultando o recrutamento e estabelecimento de plantas, assim como a disponibilidade de alimento para grupos animais. Portanto, a nucleação por aves frugívoras pode ser um importante fator estruturador das comunidades vegetais desse ecossistema. Uma vez que as aves selecionam seus poleiros de acordo com o recurso que estão em busca, árvores frutíferas devem ser mais visitadas quando comparadas àquelas cuja dispersão dos frutos é abiótica. Portanto, a maior frequência desses vertebrados deve aumentar a riqueza dos bancos de sementes sob as copas de árvores produtoras de frutos carnosos (Maia 2004).

Em um estudo prévio desse volume, Lana *et al.* (2011) testaram a idéia de que espécies zoocóricas promovem nucleação em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE. Os autores verificaram que abaixo de indivíduos de *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillet (Burseraceae), uma espécie zoocórica, havia maior riqueza de espécies no banco de sementes que em *Anadenanthera columbrina* (Benth.) Brenan (Fabaceae – Mimosoideae), uma espécie com dispersão abiótica. No entanto, estes autores não identificaram a maior parte das espécies de plantas cujas sementes foram encontradas, questão crucial para a hipótese testada. Nesse contexto, buscamos identificar as espécies de plantas cujas sementes foram coletadas por Lana *et al.* (2011) para obter mais informação sobre a capacidade de nucleação de espécies zoocóricas quando comparadas com espécies de dispersão abiótica.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na Fazenda Olho D'Água (8°79'00"S; 39°57'00"O), em uma área de Caatinga situada no município de Parnamirim, localizado no sertão pernambucano e distando 570 km da cidade de Recife (Silva *et al.* 2000). O clima da região é do tipo tropical muito

seco, com precipitação média anual de 509 mm, sendo a estação chuvosa ocorrente entre os meses de janeiro e abril (Baldauf 2008). O solo é do tipo podzólico arenoso com afloramentos de rochas graníticas (Maia 2004). A vegetação é classificada como caatinga hiperxerófila (Silva *et al.* 2000) com trechos de Floresta Caducifólia, havendo abundância de baraúnas (*Schinopsis brasiliensis* Engler; Anacardiaceae), umbuzeiros (*Spondias tuberosa* Arr. Cam; Anacardiaceae), facheiros (*Pilosocereus pachycladus* Ritter; Cactaceae) e faveleiras (*Cnidosculus quercifolius* Polh.; Euphorbiaceae) (Maia 2004).

SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES – *Commiphora leptophloeos* e *Anadenanthera columbrina* foram selecionadas a partir de um estudo prévio realizado na área (Lana *et al.* 2011). Os indivíduos selecionados, de ambas as espécies estavam no período de frutificação, apresentavam altura e arquitetura similar e não estavam parasitados por *Psittacanthus bicalyculatus* Mart. (Loranthaceae), conhecida por erva-de-passarinho, a qual atua como espécie nucleadora (Meiado 2008), podendo influenciar as análises. Assim, reduziram-se as possibilidades de outras variáveis (além do modo de dispersão) afetarem o banco de sementes abaixo das copas dos indivíduos das duas espécies (Lana *et al.* 2011). A espécie *C. leptophloeos*, popularmente conhecida como imburana-de-cambão ou imburana-vermelha, é uma árvore decídua, heliófita, secundária, com até 8 m de altura (Siqueira-Filho 2009) e apresenta dispersão biótica por pássaros (Maia 2004). A espécie *A. columbrina*, popularmente conhecida como angico-de-carçoço, é uma árvore decídua, heliófita, pioneira, com até 15 m de altura e possui dispersão abiótica do tipo autocórica (Lorenzi 1998).

COLETA E ANÁLISE DOS DADOS – As sementes analisadas foram coletadas a partir de amostras de solo de até um centímetro de profundidade, localizadas sob 10 indivíduos de *C. leptophloeos* e 10 de *A. columbrina* (Lana *et al.* 2011). As amostras foram obtidas em parcelas de 30 cm x 30 cm dispostas aleatórias sobre a copa das árvores (Lana *et al.* 2011). Para a identificação e morfotipagem das sementes, o material foi seco na estufa por 10 minutos e, em seguida, peneirado, para separar

galhos e folhas (Lana *et al.* 2011). As sementes obtidas foram então morfotipadas e a síndrome de dispersão das mesmas, determinada. Para testar a hipótese, comparou-se, através de um teste G de frequência, a proporção de sementes com síndromes de dispersão biótica e abiótica coletadas sob as árvores amostradas. Para esta análise utilizou-se o *software* Biostat (5.0).

RESULTADOS

Foram encontradas 50 morfoespécies de sementes sob as copas de *C. leptophloeos* e 14 sob as copas de *A. columbrina*. Das sementes obtidas, foi possível identificar 18 táxons, sendo sete determinados até espécie (Tabela 1). No total, apenas 18% das espécies de sementes ocorrentes embaixo de *C. leptophloeos* estavam sob as copas de *A. columbrina*, enquanto 64% das encontradas sob esta última eram comuns às que estavam embaixo da primeira espécie. As morfoespécies comuns a *C. leptophloeos* e *A. columbrina* foram nove, sendo 60% zoocóricas e 40% abióticas. Não houve diferença significativa ($GL = 1$; $G = 0,13$; $p = 0,71$) na frequência de sementes de espécies zoocóricas sob a copa das árvores estudadas (26% *C. leptophloeos* e 25% para *A. columbrina*).

DISCUSSÃO

Apesar de *C. leptophloeos* apresentar uma riqueza de espécies de sementes abaixo das suas copas quase quatro vezes mais alta que a *A. columbrina* (50 versus 14), não houve diferença significativa na frequência de espécies zoocóricas abaixo das duas espécies (26% e 25%, respectivamente). Espécies dispersas de maneira abiótica, assim como as dispersas secundariamente por formigas foram os componentes mais importantes dos bancos de sementes localizados sob a copa de ambas as espécies. Sendo assim, não podemos aceitar a hipótese de que a zoocoria promove nucleação em área de Caatinga.

Tabela 1. Táxons e síndromes de dispersão das sementes encontradas sob indivíduos de *Commiphora leptophloeos* e *Anandeanthera columbrina* em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

Táxon	Síndrome de dispersão	<i>Commiphora leptophloeos</i>	<i>Anandeanthera columbrina</i>
<i>Anandeanthera columbrina</i>	Abiótica		X
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	Abiótica		X
<i>Commiphora leptophloeos</i>	Zoocórica	X	X
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	Abiótica	X	
<i>Jatropha ribifolium</i>	Abiótica	X	X
<i>Poincianella pyramidales</i>	Abiótica		X
<i>Poincianella microphyllum</i>	Abiótica	X	
<i>Croton</i> sp. 1	Abiótica	X	
<i>Croton</i> sp. 2	Abiótica	X	X
<i>Sapium</i> sp.	Zoocórica	X	X
Cactaceae sp. 1	Zoocórica	X	
Cactaceae sp. 2	Zoocórica	X	
Cactaceae sp. 3	Zoocórica	X	
Leguminosae sp. 1	Abiótica		X
Leguminosae sp. 2	Abiótica	X	
Leguminosae sp. 3	Abiótica	X	
Leguminosae sp. 4	Abiótica	X	
Leguminosae sp. 5	Abiótica	X	

Tabela 2. Análise da riqueza, proporção de síndromes de dispersão e sobreposição das espécies ocorrentes sob as copas de indivíduos de *Commiphora leptophloeos* e *Anandeanthera columbrina* em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

	Nº de morfoespécies de sementes	% de sementes com a síndrome determinada	% de sementes zoocóricas	Sobreposição das morfoespécies
<i>Commiphora leptophloeos</i>	50	60	26	18
<i>Anandeanthera columbrina</i>	14	57	25	64

Espécies com dispersão abiótica foram mais frequentemente observadas abaixo das copas das duas espécies estudadas (74% para *C. leptophloeos* e 75% *A. columbrina*). Isso se deve ao fato de cerca de 70% das espécies lenhosas da Caatinga possuem dispersão por meios abióticos (Vicente *et al.* 2003). Sendo assim, é razoável esperar que a maioria dos diásporos encontrados em qualquer área de Caatinga tenha essa síndrome de dispersão. Essas sementes estariam chegando horizontalmente (i.e. via dispersão autocórica ou anemocórica) e não horizontalmente (i.e. via dispersores de sementes).

Além da chegada de sementes por métodos abióticos, a dispersão secundária promovida por formigas parece ter um papel relevante na introdução de sementes por via horizontal. As formigas são dispersores de dezenas de espécies de Euphorbiaceae (Leal 2003, Leal *et al.* 2007). Estas espécies têm um sistema diplocórico de dispersão de sementes, com dispersão balística, seguida de dispersão mirmecocórica (Leal 2003, Leal *et al.* 2007). Além das Euphorbiaceae, as formigas podem atuar como dispersoras secundárias de 16 espécies de plantas da Caatinga que são dispersas primariamente por outros animais como aves e morcegos (Leal 2003, Leal *et al.* 2007), movendo as sementes dessas espécies também horizontalmente, e, portanto, para baixo das duas espécies estudadas – i.e. *C. leptophloeos* e *A. columbrina*.

Sendo assim, ainda que mais sementes sejam encontradas sob copa *C. leptophloeos*, a frequência de espécies com síndrome zoocórica nessa espécie é baixa e similar a de *A. columbrina*. Sendo assim, não podemos aceitar a hipótese de que a zoocoria promove a nucleação. Mais estudos devem ser realizados na tentativa de esclarecer quais mecanismos estão levando a proporções semelhantes de espécies de dispersão abiótica e zoocórica, nas sementes comuns aos bancos de ambas as espécies de árvores estudadas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Tate Correa Lane, Gabriela Burle Arcoverde, Paulo Vitor de Albuquerque Portes, Severino Rodrigo Pinto e Inara R. Leal por terem cedido os dados que possibilitaram esse trabalho.

LITERATURA CITADA

- BALDAUF, C. 2008. Co-ocorrência de espécies vegetais em uma área de Caatinga. In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Org.). *Ecologia da Caatinga: Curso de campo de 2008*, pp 169-181. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- DEBUSSCHE, M. E P. ISENMANN. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean region. *Oikos* 69: 414-426.
- LANA, T. C., G. B. ARCOVERDE, P. V. A. PORTES, S. R. R. PINTO E I. R. LEAL. 2011. A Zoocoria como promotora de nucleação. In I. R. Leal, W. R. Almeida, A. V. Aguiar, M. V. Meiado e J. A. Siqueira-Filho (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2010*, pp 52-57. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LEAL, I. R. 2003. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli, e J. M. C. Silva. *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp 593-624. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LEAL, I. R., WIRTH, R. E M. TABARELLI. 2007. Seed dispersal by ants in Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- LORENZI, H. 1998. *Árvores brasileiras. Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Volume 2. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltd., Nova Odessa.
- MAIA, G. N. 2004. *Caatinga. árvores e arbustos e suas utilidades*. D & Z Computação Gráfica e Editora, São Paulo.
- MEIADO, M. V. 2008. Erva-de-passarinho aumenta o processo de nucleação em uma área de caatinga? In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2008*, pp 142-150. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- VERDÚ, M. E GARCIA-FAYOS, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.
- VICENTE, A., A. M. M. SANTOS E M. TABARELLI. 2003. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no nordeste do Brasil. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp 565-592. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- YARRANTON, G. A. E MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation.

Journal of Ecology 62: 417-428.

COMPLEXIDADE AMBIENTAL E PREDACÃO DE OVOS NA CAATINGA

Maria Joana da Silva Specht, Talita Câmara dos Santos Bezerra,

Paulo Vitor de Albuquerque Portes, Edgar Alberto do Espírito Santo Silva

RESUMO – A predação de ovos é uma das principais causas das alterações estruturais nas populações de pássaros. Além das características do próprio ovo, as estratégias de nidificação, incluindo a escolha do local, podem influenciar as taxas de predação. Este trabalho teve como objetivo identificar experimentalmente se a predação de ovos na Caatinga é influenciada pela complexidade ambiental. Três ovos foram depositados em 14 locais de dois tratamentos, ambientes de maior e de menor complexidade. Foram desenvolvidos três métodos para mensurar a complexidade ambiental, para predadores que atacam verticalmente, horizontalmente e diagonalmente. Apenas um ovo foi predado, portanto foram discutidos cenários hipotéticos e prováveis causas da ausência de predação dos ovos. Pressupõe-se que existam diversos fatores que possam ter contribuído para a ausência de predação dos ovos, dentre eles o baixo tempo de duração do experimento e a afugentamento da fauna local. Sugerem-se como direcionamentos futuros a elaboração de trabalhos que visem outras metodologias, como a utilização de ovos confeccionados com massa de modelar ou ovos cozidos, e amostragem em outros estratos da vegetação como no dossel.

PALAVRAS CHAVE: Aves; forrageio; heterogeneidade ambiental; oviposição.

Relatório do Projeto Orientado 5 do Grupo 1 – 16/04/2010

Orientador: Enrico Bernard

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

PREDACÃO É UMA INTERAÇÃO BIOLÓGICA DE ANTAGONISMO ENTRE PREDADOR E PRESA, EM QUE O forrageio do primeiro ocasiona a morte do segundo, afetando a estrutura de ambas as populações e a comunidade como todo (Pinto-Coelho 2000). Segundo Ricklefs (1969), a principal causa do insucesso na reprodução de aves que nidificam em ninhos abertos é a predação. Ao longo da evolução, várias espécies de aves desenvolveram estratégias para nidificação, como a seleção dos habitats para ovipor, conspicuidade e textura das cascas e tamanho dos ovos, maximizando a reprodução das presas (Maier & Degraaf 2000 *apud* Padilha 2009).

Estudos têm demonstrado que o padrão de oviposição de aves não é aleatório, uma vez que

o sítio de oviposição pode determinar o acesso dos predadores aos ovos e, conseqüentemente, afetar negativamente seu sucesso reprodutivo (Clark & Shutler 1999). Desta forma, características da vegetação, como a presença de espinhos, densidade e altura da folhagens, podem influenciar na taxa de predação de ovos uma vez que podem dificultar a visualização e também atuar como barreira física contra predadores, comprometendo a eficiência de forrageamento dos mesmos (Clark & Shutler 1999, Li & Martin 1991).

Na Caatinga, há diversos animais que ovipositam na superfície do solo, por exemplo, o bacurau (*Chordeiles acutipennis*), a codorna-do-nordeste (*Nothura boraquira*), o uru-capoeira (*Odontophorus capueira*), como também, os possíveis predadores de seus ovos, como cobras (*Crotalus durissus*) lagartos, (*Tupinambis sp.*) e marsupiais (*Didelphis albiventris*). A Caatinga é um mosaico heterogêneo de florestas secas com predominância de espécies vegetais de porte arbustivo e arbóreo e clima semi-árido (Prado 2003), podendo oferecer habitats com diferentes gradientes de complexidade ambiental.

Diante do cenário acima descrito, este trabalho teve como objetivo identificar experimentalmente se a predação de ovos na Caatinga é influenciada pela complexidade estrutural do ambiente. Assim foi testada a hipótese que ambientes mais complexos apresentam menor predação quando comparados a ambientes com menor complexidade.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na fazenda Olho D'Água (8°8'38"S, 39°35'48"O), localizada no município de Parnamirim no estado de Pernambuco. A altitude média da região é de 431m e o clima segundo a classificação de Köppen é tropical semi-árido e quente, com chuvas de verão (Bsh'), com temperaturas médias de 26°C e pluviosidade anual de 569 mm (CPRM 2005). Os solos predominantes são regossolos, bruno-não-cálcicos e solos litólicos e a vegetação é de caatinga hiperxerófila, predominantemente arbustiva-arbórea (CPRM 2005).

COLETA DE DADOS – Foram estabelecidos arbitrariamente dois tratamentos, um ambiente de complexidade alta e outro de complexidade baixa, de acordo com a presença ou ausência de possíveis obstáculos para predadores (i.e. galhos, folhas, troncos e rochas). Seleccionamos 14 locais em cada tratamento (i.e. 28 locais) onde foram distribuídos três ovos de codorna agrupados.

MENSURAÇÃO DA COMPLEXIDADE AMBIENTAL – Diante da ausência de métodos para mensurar o grau de complexidade ambiental dos locais selecionados arbitrariamente, desenvolvemos três instrumentos para simular ataques de predadores de ovos verticalmente, horizontalmente e diagonalmente. Para predadores que observam os ovos diagonalmente, foi utilizada uma grade constituída por 16 quadrículas de 3 cm x 3 cm para a mensuração da complexidade ambiental realizada por um único observador, distante 1 metro dos ovos, posicionando a grade diagonalmente e formando um ângulo de cerca de 45° com o solo, a fim de se padronizar a amostragem. Os ovos foram posicionados na quadrícula central da grade e, posteriormente, foram analisadas quantas quadrículas estavam preenchidas por obstáculos visuais. Para predadores que visualizam verticalmente os ovos, foi mensurada a intensidade de luz incidente por unidade de lux com o auxílio do luxímetro em uma distância de um metro a partir dos ovos para as quatro direções cardeais, uma vez que ambientes mais complexos apresentariam uma menor intensidade luminosa. E para predadores com visualização de ovos horizontalmente, utilizou-se uma vareta de madeira com comprimento de 50 cm, onde mensuramos em quantos obstáculos a vareta, em posição vertical, encostava ao se deslocar dos ovos até a distância de um metro nas direções cardeais.

Para validar os critérios estabelecidos subjetivamente de alta e baixa complexidade ambiental, testamos estatisticamente (teste *t* pareado) as três metodologias relativas à mensuração de complexidade (grade de quadrículas, intensidade luminosa e vareta de obstáculos), utilizando como variável independente a complexidade ambiental. A variável intensidade luminosa foi desconsiderada devido a instabilidade de nuvens observada no dia. Sendo assim, encontramos que as metodologias de vareta e grade representam variáveis que respondem a complexidade ambiental

($t = 12,02$; $GL = 26$; $p < 0,001$), ou seja, as categorias de complexidade, alta e baixa para predadores visuais diagonalmente e horizontalmente, podem ser mensuradas pelo número de obstáculos e ou a proporção de quadrados preenchidos. As análises foram executadas pelo *software* STATISTICA 7.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apenas um ovo sofreu predação e por formigas, pois poderia haver uma pequena abertura na casca deste ovo, o que favoreceu a entrada destes animais. A ausência de dados tornou inviável a execução de análises estatísticas, portanto foram discutidos os cenários hipotéticos e as prováveis causas da ausência de predação dos ovos.

Pressupõe-se que existam dois principais fatores que contribuíram para a ausência de predação dos ovos. Primeiro, a duração do experimento talvez não tenha sido suficiente para que a predação acontecesse. Padilha (2009) comparou a predação de ovos de codorna ao longo de dois dias em habitat antropizado e região de floresta úmida e encontrou predação. Segundo, não foram observados animais predadores de ovos durante a implantação e revisão do experimento o que pode remeter afugentamento da fauna local, por existir uma pedreira próximo com explosões diárias a cerca de dois meses. Segundo Joner & Ribeiro (2009), um dos principais problemas para estudos das taxas de predação em ninhos na região tropical é o baixo nível de conhecimento sobre a identidade dos predadores.

Se a hipótese que ambientes mais complexos apresentam menor predação fosse corroborada, ficaria comprovado que a complexidade ambiental é um fator que propicia a maior proteção dos ovos. Isso aconteceria porque, em ambientes mais simples, os ovos estariam mais visíveis e conseqüentemente mais susceptíveis a predação, tanto por animais de orientação horizontal dos ovos, como para os que sobrevoam. Se a hipótese fosse refutada, os ambientes mais complexos representariam um sítio desfavorável para a proteção. Isto poderia ser explicado pelo fato da complexidade ambiental atuar como um fator de proteção para os predadores de ovos contra seus próprios predadores. A complexidade ambiental poderia não conferir uma barreira física contra os

predadores ou talvez não facilitariam a camuflagem dos ovos. Pelo fato da Caatinga ser um ecossistema que é composto por árvores e arbusto esparsos, com baixa densidade de serapilheira, troncos e galhos (Prado 2003), quando comparada com florestas quentes e úmidas, o ambiente complexo poderia não ser contrastante ao ponto de conferir proteção para os ovos ou predadores.

Sugere-se que o experimento seja replicado, porém com mais dias de exposição dos ovos, atrelado a realização de um censo populacional para avaliar a densidade de animais que possivelmente predam ovos em regiões de Caatinga. Outras metodologias podem ser empregadas, como a utilização de ovos confeccionados com massa de modelar ou ovos cozidos, pois pode-se identificar se há marcas de animais que tentem remover ou predação os ovos. Outros estratos da vegetação, como no dossel, podem ser também amostrados, uma vez que a pressão de predação pode estar concentrada nestes habitats.

LITERATURA CITADA

- CLARK, R. G. E D. SHUTLER, D. 1999 Avian habitat selection: pattern from process in nest site use by Anatidae? *Ecology* 80: 272–287.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- JONER, D. C. E L. F. RIBEIRO. 2009. Perspectivas de projetos de pesquisa sobre predação de ninhos artificiais no bioma Cerrado. *Natureza on line* 7 (2): 74-79. [on line] <http://www.naturezaonline.com.br>
- LI, P. E T. E. MARTIN. 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity nesting birds in high elevation forest drainages. *Auk* 108: 405-418.
- MAIER, T. J. E R. M. DEGRAAF. 2000. Predation on japanese quail vs. house sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *The Condor* 102: 325-332.
- PINTO-COELHO, R. M. 2000. *Fundamentos em ecologia*. Editora Artmed, Porto Alegre.
- PADILHA, J. C. 2009. Avaliação da predação de ovos em ninhos artificiais por *Callithrix* spp. em Paraty-RJ. *Revista Controle Biológico* (on-line) 1.
- PRADO, D. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva. (Eds).

Ecologia e conservação da Caatinga, pp 3-73. Editora Universitária da UFPE, Recife.

RICKLEFS, R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-48.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4 edition. Prentice Hall, New Jersey.

RESPOSTAS REPRODUTIVAS DE *CEREUS JAMACARU* DC. SUBSP.

JAMACARU EM DIFERENTES HABITATS NA CAATINGA

Kátia Fernanda Rito¹, Fernanda Maria Pereira de Oliveira², Marcel Serra Coelho³,

Marina Peres Portugal³, Marcos Gabriel Figueiredo Mendes¹

RESUMO – Os organismos podem responder às modificações no ambiente alterando seu comportamento, fisiologia e/ou morfologia. Estas modificações estão relacionadas a fatores abióticos, mas também a interações ecológicas como a competição. Ambientes de estrutura vegetacional mais complexa podem promover uma maior competição entre as espécies, interferindo em atributos de crescimento vegetativo e reprodução. Em áreas de Caatinga, pode-se esperar que locais de maior e menor complexidade, exerçam diferentes influências no sucesso reprodutivo de algumas espécies pela diminuição da competição. O objetivo deste estudo foi verificar se, em áreas abertas, com uma menor complexidade estrutural, *Cereus jamacaru* apresenta maior produção de flores e frutos e maior proporção de frutos consumidos quando comparados a áreas fechadas. Utilizamos 15 indivíduos de *C. jamacaru* em cada área. Foram contabilizados o número de cladódios, flores, frutos e frutos com algum indício de consumo. A proporção de flores e frutos por cladódio foi significativamente maior em área aberta, indicando um maior sucesso reprodutivo dos indivíduos nesse local. No entanto, a proporção de frutos consumidos não foi diferente entre os dois habitats, o que indica que embora a área aberta tenha mais recurso disponível, o consumo é similar. Nossos resultados sugerem que a produção de flores e frutos dos indivíduos de *C. jamacaru* é melhor em área mais aberta, da mesma forma que os recursos disponíveis para os polinizadores. No entanto, a utilização de recursos por dispersores de sementes parece não diferir entre os ambientes.

PALAVRAS CHAVE: competição; crescimento; estrutura vegetacional; reprodução.

Relatório do Projeto Orientado 5 do Grupo 2 – 16/04/2010

Orientadora: Jarcilene Almeida-Cortez

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

²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco.

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

OS ORGANISMOS PODEM RESPONDER ÀS MODIFICAÇÕES NO AMBIENTE ATRAVÉS DE ALTERAÇÕES NO comportamento, fisiologia e morfologia (Ricklefs 2003). Estas modificações estão relacionadas a fatores abióticos (e.g. disponibilidade de luz, água, nutrientes, temperatura, umidade e pH), mas

também a fatores bióticos (Ricklefs 2003). Por exemplo, interações ecológicas como a competição podem influenciar o desempenho de plantas, devido ao uso compartilhado de um recurso que tem disponibilidade limitada, e deste modo, pode reduzir a biomassa vegetal e taxa de crescimento, bem como, diminuir a capacidade de sobrevivência e reprodução (Gurevitch *et al.* 2009).

Ambientes de estrutura vegetacional mais complexa podem promover uma maior competição entre as espécies por espaço e/ou outros recursos (Townsend 2006). Esta competição pode interferir em atributos de crescimento vegetativo e reprodutivo, de tal forma que, indivíduos de mesma espécie podem responder de forma diferenciada se estiverem presentes em locais de maior e menor complexidade.

Em áreas de Caatinga, a vegetação apresenta-se como um mosaico de fisionomias, caracterizadas, entre outros fatores, por variações na riqueza e porte de espécies, bem como adensamento intraespecífico (Prado 2003). Portanto, pode-se esperar que locais de maior ou menor complexidade exerçam diferentes influências no sucesso reprodutivo de algumas espécies pela diminuição da competição. Dessa maneira, procuramos investigar se *Cereus jamacaru* DC. subsp. *jamacaru* tem seu sucesso reprodutivo modificado quando presente em áreas de complexidade estrutural diferentes. Assim, esperamos que em áreas abertas, com uma menor complexidade estrutural, *C. jamacaru* apresentará maior proporção de flores e frutos e maior proporção de frutos consumidos quando comparados a áreas fechadas.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em uma área de Caatinga na Fazenda Olho D'Água, município de Parnamirim, Pernambuco. O clima é considerado tropical semi-árido com precipitação anual média de 569 mm (CPRM 2005). Os solos predominantes são os regossolos, bruno-não-cálcicos e solos litólicos (CPRM 2005). A vegetação é de caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia, com fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea, com a presença frequente de herbáceas na estação chuvosa (CPRM 2005).

ESPÉCIE ESTUDADA – *Cereus jamacaru*, pertencente a família Cactaceae, é uma planta xerofítica, áfila, com caules e ramos suculentos e espinhosos, flores solitárias, vistosas, noturnas e polinizadas por mariposas e morcegos e frutos carnosos tipicamente zoocóricos (Taylor & Zappi 2004). É uma espécie com ampla distribuição no Nordeste brasileiro, possuindo valor ornamental e sendo utilizada na alimentação da fauna local (Rocha & Agra 2002).

COLETA DE DADOS – A definição dos diferentes habitats foi feita através de observações subjetivas das vegetação circundante dos indivíduos de *C. jamacaru* amostrados. Áreas abertas foram aquelas que apresentaram uma predominância de vegetação herbácea e arbustiva e menor número de interespecíficos circundando o indivíduo amostrado. Já as áreas fechadas foram aquelas que apresentaram grande predominância de espécies arbóreas e maior número de interespecíficos. Foram amostrados 15 indivíduos de *C. jamacaru* em cada área, contabilizando o número de cladódios, flores, frutos, bem como o número de frutos com algum indício de consumo.

ANÁLISE DOS DADOS – Para avaliar a influência do tipo de habitat em relação à proporção de flores e frutos por cladódio utilizou-se o teste de Mann-Whitney e para analisar a proporção de frutos consumidos entre os habitats foi utilizado o teste *t* (Zar 1999). Os valores em proporção foram utilizados a fim de minimizar o efeito da quantidade absoluta de frutos nos diferentes habitats. Todas as análises foram realizadas no programa Statistica 7, com nível de significância de 0,05.

RESULTADOS

A quantidade de cladódios, flores e frutos variou de forma pronunciada entre as áreas amostradas (Tabela 1). A proporção de flores ($U = 11,0$; $p < 0,0001$; Fig. 1) e frutos ($U = 21,5$; $p < 0,0001$; Fig. 2) por cladódio foi significativamente maior em área aberta. No entanto, a proporção de frutos consumidos não foi diferente entre os dois habitats ($Z = 0,1866$; $p = 0,8519$; Fig. 3).

Tabela 1. Número de cladódios, flores e frutos de *Cereus jamacaru* em diferentes habitats de uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

Variáveis	Habitat			
	Aberto		Fechado	
	Amplitude	Mediana	Amplitude	Mediana
Número de cladódios	9-111	52	7-83	21
Número de flores	5-106	36	0-16	1
Número de frutos	1-64	11	0-12	2

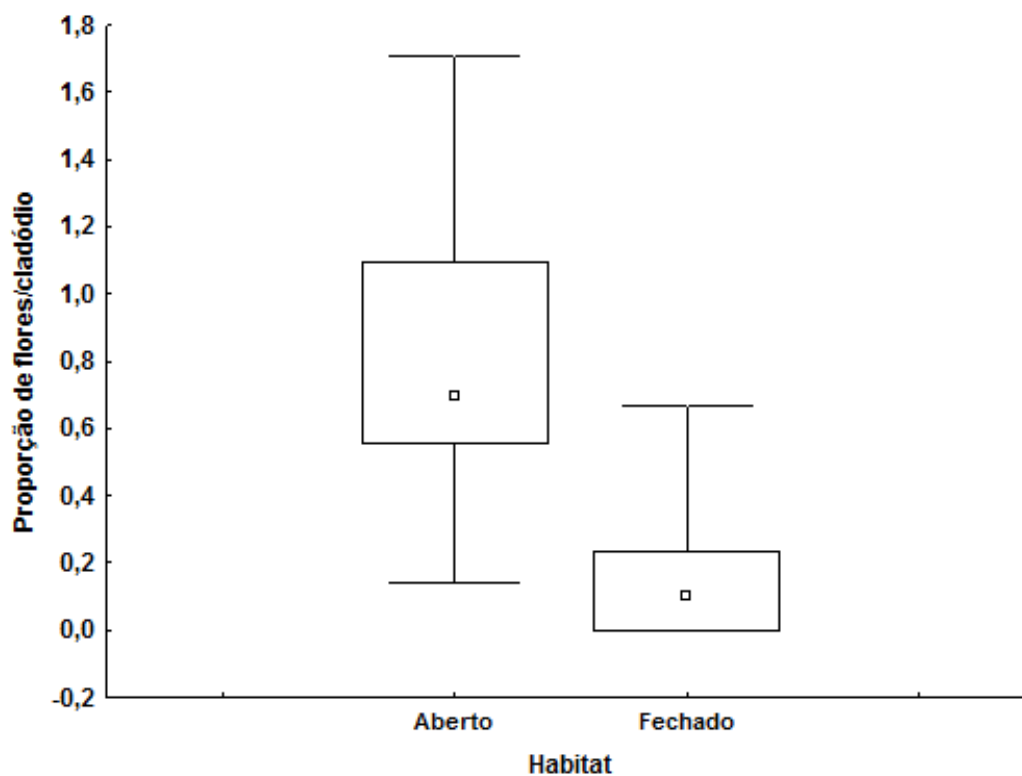


Figura1. Proporção de flores por cladódio de *Cereus jamacaru* entre diferentes habitats em uma área de Caatinga, Parnamirim, Pernambuco. Dados apresentados como: □ média; □ mín.-máx; ⊏ erro padrão.

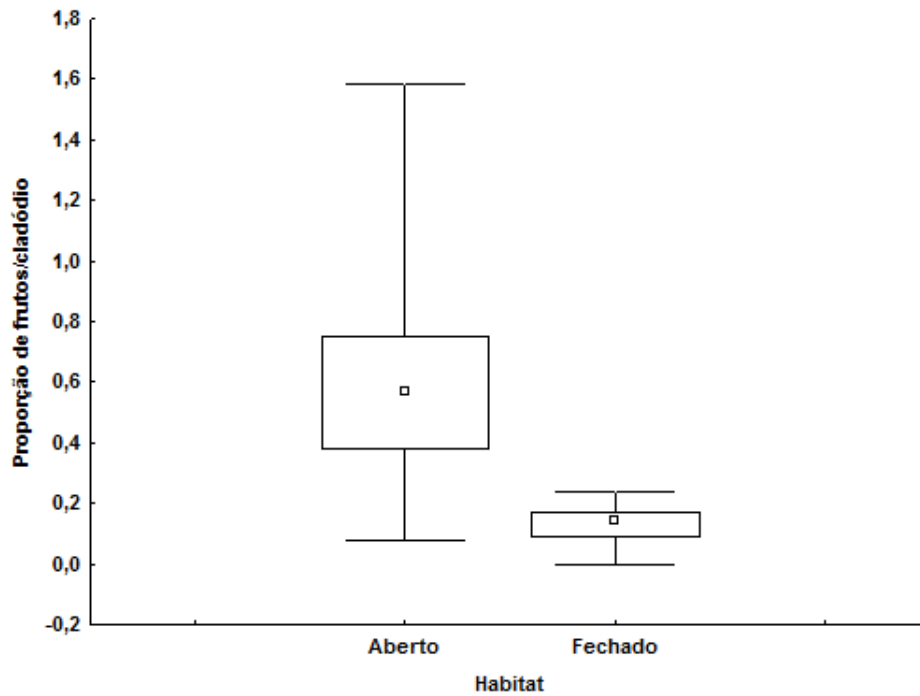


Figura2. Proporção de frutos produzidos por cladódio de *Cereus jamacaru* entre diferentes habitats em uma área de Caatinga, Parnamirim, Pernambuco. Dados apresentados como: □ média; □ mín.-máx; ⊏ erro padrão.

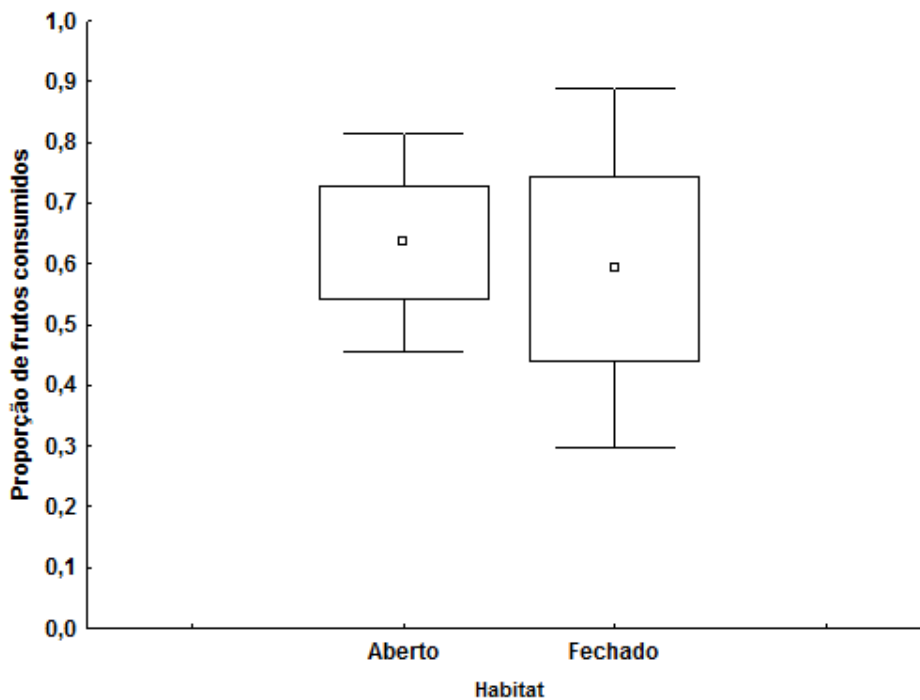


Figura3. Proporção de frutos consumidos de *Cereus jamacaru* entre diferentes habitats em uma área de Caatinga, Parnamirim, Pernambuco. Dados apresentados como: □ média; □ mín.-máx; ⊏ erro padrão.

DISCUSSÃO

A maior produção de flores e frutos em áreas abertas (de menor complexidade) provavelmente reflete a diminuição de forças competitivas atuando no crescimento do mandacaru, que teria uma maior quantidade de recursos para alocar na produção destas estruturas. A maioria das interações competitivas vivenciadas por plantas ocorrem localmente, como por exemplo, a sombra exercida por um indivíduo vizinho que reduz a capacidade fotossintética da planta ou raízes de plantas circundantes que podem absorver água e nitrogênio (Gurevitch *et al.* 2009). Para o mandacaru, o crescimento lateral de cladódios é pronunciado e a competição por espaço interferiria no crescimento destes, diminuindo área fotossintética e conseqüentemente o investimento nestas estruturas. Por outro lado, a dominância de herbáceas em áreas abertas diminuiria a competição por recursos hídricos e espaço, já que herbáceas possuem geralmente um sistema radicular que se entrelaça na camada superficial do solo (Silva *et al.* 2009). Dessa maneira o mandacaru teria mais espaço para desenvolver suas raízes profundas e não estaria competindo com outras árvores com a mesma característica.

A maior produção de flores pode refletir numa maior probabilidade de polinização uma vez que em áreas abertas há uma maior quantidade de recurso disponível, o que atrairia mais polinizadores, podendo garantir um serviço de polinização mais efetivo quantitativamente e qualitativamente. Além disso, *C. jamacaru* é polinizado por morcegos e estes animais voam mais facilmente em ambientes com menor quantidade de obstáculos, o que facilita a visualização e o acesso aos recursos (Rocha & Agra 2002). Se mais flores são polinizadas, mais frutos são formados aumentando o sucesso da produção de frutos em áreas abertas, o que é notado através da produção de frutos por cladódio. Portanto, seria razoável esperar que uma maior oferta de frutos atraísse, também, mais dispersores. No entanto, nossos resultados mostraram que embora a quantidade absoluta e proporcional de frutos disponível seja maior nas áreas abertas, o consumo é similar ao das áreas fechadas. Isso se deve provavelmente ao hábito de forrageio dos dispersores. Mandacaru é disperso por morcegos e aves (Meiado *et al.* 2010, no prelo), que possuem comportamento de

forrageio distintos. As aves durante o forrageio podem empoleirar, portanto, os obstáculos representados por galhos das árvores em áreas fechadas não seria efetivo (Debussche & Isenmann 1994), ao contrário do que acontece com os morcegos.

Deste modo, nossos resultados sugerem que a produção de flores e frutos dos indivíduos de *C. jamacaru* é maior em área mais aberta sob menor pressão competitiva e que os recursos disponíveis para o polinizador são mais acessíveis em áreas abertas. No entanto, a utilização de recursos por dispersores parece não diferir entre dois ambientes. Seria necessário o acompanhamento do processo de polinização e dispersão a fim de esclarecer quem são os visitantes e caracterizar padrões de forrageio.

LITERATURA CITADA

- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- DEBUSSCHE, M. E P. ISENMANN. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean region. *Oikos* 69: 414-426.
- GUREVITCH, J., S. M. SCHENER E G.A. FOX. 2009. *Ecologia vegetal*. Artmed, Porto Alegre.
- PRADO, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). 2003. *Ecologia e conservação da caatinga*, pp. 3-76. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- ROCHA, E. A. E M. F. AGRA. 2002. Flora do Pico do Jabre, Paraíba, Brasil: Cactaceae Juss. *Acta Botanica Brasilica* 16: 15-21.
- SILVA, K. A., E. L. ARAÚJO, E E. M. N. FERRAZ. 2009. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de Caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 23: 100-110.
- TAYLOR, N. P. E D. ZAPPI. 2004. *Cacti of eastern Brazil*. Kew: Royal Botanic Gardens, Londres.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3a ed. Prentice-Hall International Editions, New Jersey.

INVESTIMENTO REPRODUTIVO E TAXA DE ATAQUE POR HERBÍVOROS

Tate Correa Lana¹, Gabriela Burle Arcoverde², Patrícia Barbosa Lima³,

Artur Maia Wanderley², Severino Rodrigo Pinto²

RESUMO – Durante a fase reprodutiva as plantas ficam mais suscetíveis a ataque por herbívoros devido a uma realocação de recursos. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi observar se há uma diferença na frequência de ataque de herbívoros de ramos reprodutivos e vegetativos e se há uma diferença entre ramos com diferente número de flores. Para isso, foram contabilizadas as galhas de ramos vegetativos e reprodutivos e a quantidade de flores neles de 38 indivíduos de *Cnidoscolus quercifolius*. Foi encontrada uma média de 17,18 galhas ($\pm 32,55$) nos ramos com flores e 10,87 ($\pm 10,03$) nos ramos sem flores, entretanto, essa diferença não foi significativa. Por outro lado, houve diferença no número de galhas em ramos com diferente número de flores: ramos com três flores apresentaram cerca de oito vezes mais galhas por folha que os ramos com uma flor, seis vezes mais que ramos com duas flores e uma vez e meia mais que ramos com quatro a sete flores. Não podemos aceitar a hipótese de que o ataque de herbívoros é maior durante a fase reprodutiva das plantas. Para um melhor entendimento dos mecanismos de defesas durante a fase reprodutiva, recomendamos uma análise de nutrientes e compostos secundários nessas plantas.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; *Cnidoscolus quercifolius*; faveleira; herbivoria; sucesso reprodutivo.

Relatório do Projeto Orientado 5 do Grupo 3 – 16/04/2010

Orientador: Márcio Zikán Cardoso

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

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

³Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

A ALOCAÇÃO DE RECURSOS É O DESVIO DE FOTOSINTATOS PARA DIFERENTES PARTES DAS PLANTAS. Por exemplo, durante o estágio reprodutivo das plantas, ocorre uma maior alocação de recursos da raiz para as partes reprodutivas (Ricklefs 2003). Essa alocação pode ser encontrada não só entre órgãos da planta (i.e. raiz, folhas, flores e frutos), mas também entre os módulos da plantas, já que as plantas são indivíduos modulares, e esses módulos podem receber recursos diferenciados, sendo os módulos reprodutivos aqueles que mais recebem recursos e energia (Ricklefs 2003). Sendo assim, pode haver uma correlação positiva entre o número de estruturas reprodutivas produzidas em um

ramo e a quantidade de nutrientes alocados nessas áreas (Pitelli & Durigan 2001, Pedrinho Júnior *et al.* 2004).

Em espécies vegetais ocorre uma demanda conflitante de alocação de energia para o crescimento, reprodução e produção de compostos secundários de defesas contra herbívoros (Bazzaz *et al.* 1987, Elle *et al.* 1999). Desta maneira, a produção de estruturas reprodutivas pode implicar em uma redução na proteção contra herbívoros, resultando em uma elevação das taxas de herbivoria (Bazzaz *et al.* 1987, Elle *et al.* 1999). O aumento desta taxa de herbivoria em regiões reprodutivas pode reduzir o sucesso reprodutivo da planta, causando redução na produção de flores, frutos e sementes (Brown *et al.* 1987, Coley & Barone 1996).

Sendo assim, esse trabalho teve como objetivo avaliar se ramos reprodutivos são mais suscetíveis ao ataque de herbívoros que ramos vegetativos. Para tal, foi utilizada a espécie *Cnidoscolus quercifolius* como modelo e foram testadas as seguintes hipóteses (1) o número de galhas é maior em ramos com flores do que em ramos sem flores e (2) o número de galhas é diferente entre ramos com diferente número de flores.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na fazenda Olho D'Água situada no município de Parnamirim, a 560 km de Recife, no estado de Pernambuco (Silva *et al.* 2000). O clima da região é semi-árido, com temperatura média de 26°C e precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al.* 2000). Os solos predominantes são os regossolos e vegetação é caracterizada por uma caatinga hiperxerófila com trechos de floresta caducifólia (Silva *et al.* 2000).

ESPÉCIE FOCAL – *Cnidoscolus quercifolius* Pohl. (Euphorbiaceae), popularmente conhecida por faveleira, é encontrada em caatinga hiperxerófila com solo argilo-arenoso (Lima 1989). A espécie foi escolhida para o estudo por ser abundante na área, encontrar-se em período reprodutivo e por possuir forte infestação por galhas.

DESENHO EXPERIMENTAL – Foram selecionados 38 indivíduos de *C. quercifolius* em período de floração e acima de dois metros de altura. Em cada indivíduo foram selecionados, de maneira aleatória, dois ramos: um com flor e outro sem flor. Para a aleatorização dos ramos foi utilizada uma planilha no Excel onde foram gerados duas colunas de números aleatórios de 1 a 4. No campo, eram determinados quatro pontos ao redor da planta (1 a 4) e eram utilizados ramos dos lados determinados pela planilha. Para ambos os ramos foi contado o número de galhas presente nas folhas até a bifurcação anterior. Para os ramos reprodutivos foi contado também o número de flores, os quais foram categorizados em (1) 1 flor por ramo, (2) 2 flores por ramo, (3) 3 flores por ramo e (3+) acima de 3 flores por ramo.

ANÁLISE DOS DADOS – Para testar a diferença no número de galhas entre os ramos com flor e sem flor foi utilizado um teste *t* pareado (Zar 1999). Já para a quantidade de galhas entre ramos com diferentes categorias de quantidade de flores foi utilizada uma análise de variância não-paramétrica Kruskal-Wallis, com teste Dunn a posteriori. (Zar 1999). A normalidade dos dados foi verificada com Shapiro-Wilk (Zar 1999). Todas as análises foram realizadas no programa STATISTICA 7.0 com nível de significância de 0,05.

RESULTADOS

Foi encontrada uma média de 17,18 (\pm 32,55) galhas nos ramos com flores e 10,87 (\pm 10,03) galhas nos ramos sem flores, entretanto, essa diferença não foi significativa ($t = 1,03$; $GL = 37$; $p = 0,307$). Os indivíduos que apresentavam apenas uma flor por ramo foram os mais frequentes, seguidos dos que apresentaram duas flores e três flores; os menos frequentes foram aqueles com quatro até sete flores por módulo (Fig. 1). Quanto aos ramos reprodutivos, houve diferença no número de galhas em indivíduos com diferente número de flores por ramos ($H_{(3, 38)} = 10,93$; $p = 0,0121$; Fig. 2). Os indivíduos com três flores por ramo foram os mais atacados pelas galhas,

apresentando aproximadamente oito vezes mais galhas por folha que os indivíduos que apresentavam uma flor por ramo, seis vezes mais que os indivíduos que apresentavam duas flores por ramo e uma vez e meia mais que os indivíduos que apresentavam de quatro a sete flores por ramo (categoria 3+; Fig. 2). Adicionalmente, foi observada uma maior proporção de módulos não atacados pelos galhadores nos indivíduos com uma, duas e mais que quatro flores por ramo, enquanto todos os indivíduos com três flores por ramo apresentaram galhas (Fig. 3).

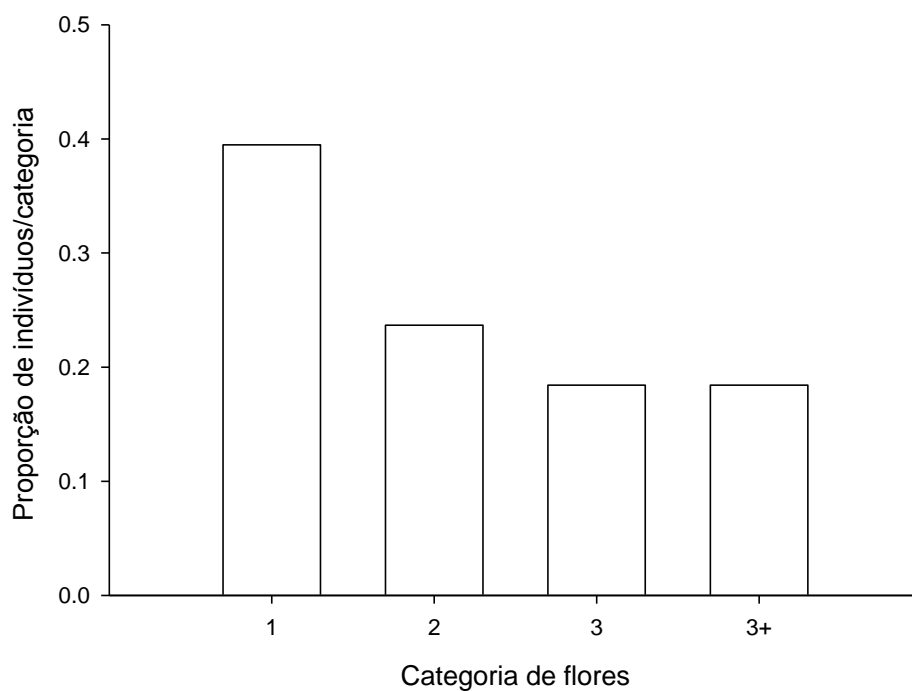


Figura 1. Frequência dos indivíduos de *Cnidoscolus quercifolius* distribuídos entre as categorias de número de flores por ramo em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

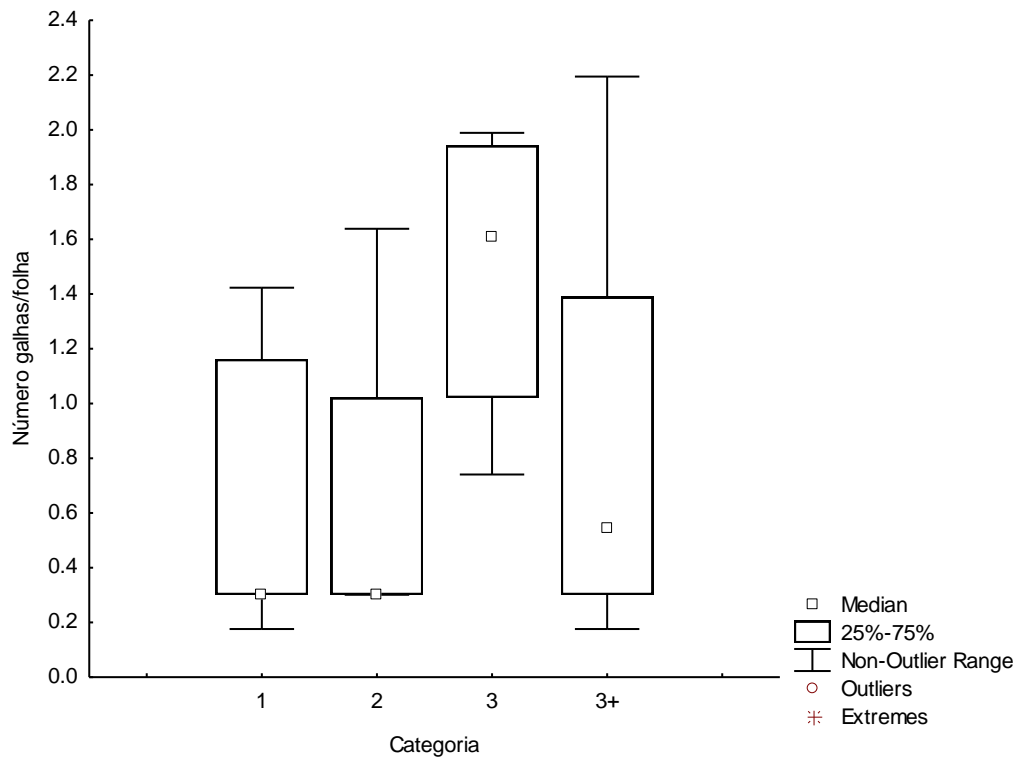


Figura 2. Número de galhas por folha observadas em indivíduos de *Cnidoscolus quercifolius* categorizados conforme o número de flores por ramo em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

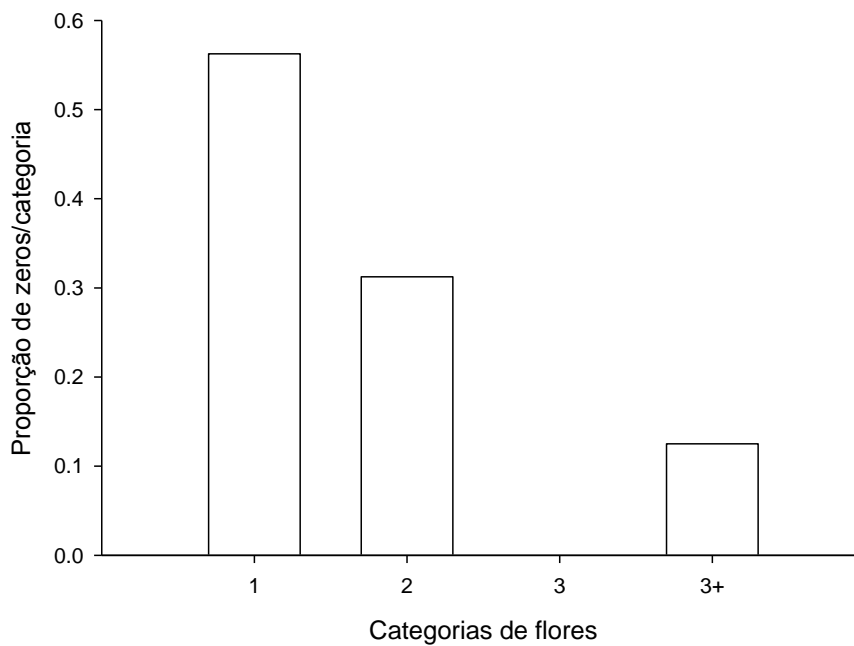


Figura 3. Proporção da ausência de galhas em indivíduos de *Cnidoscolus quercifolius* categorizados conforme o número de flores por ramo em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

DISCUSSÃO

A hipótese de a infestação por galhas seria maior em ramos com flores do que em ramos sem flores não foi corroborada. Contudo, observamos que o número de galhas é diferente em indivíduos com diferente número de flores por ramo, indicando que pode haver uma preferência pelos galhadores em ovipor em indivíduos com diferente intensidade reprodutiva.

Apesar da diferença na infestação de galhas nos ramos floridos e os ramos sem flores não ter sido estatisticamente significativa, foi observado um número de galhas aproximadamente 60% maior nos ramos com flores. De fato, era esperado um maior número de galhas nesses ramos, pois, no período reprodutivo, há um maior investimento da planta no deslocamento de nutrientes para esses locais de produção das estruturas reprodutivas (Price 1991, Elle *et al.* 1999). Sendo assim, nos módulos onde emergem as flores, deveria haver uma menor quantidade de compostos secundários, fazendo com que estes ficassem mais vulneráveis a herbivoria (Price 1991, Elle *et al.* 1999). No entanto, existem estudos que demonstram que a diferença na herbivoria pode estar mais relacionada com a idade da folha do que com a produção de estruturas reprodutivas (Fecchio *et al.* 2005), e isso pode estar acontecendo com *C. quercifolius*.

Apesar de não verificarmos uma diferença no número de galhas entre os ramos com e sem flores, documentamos que indivíduos com diferentes números de flores por ramo podem conter diferentes números de galhas por folha. Contudo, essa relação não é linear e ramos com três flores foram mais intensamente infestados. Esses achados indicam que, de fato, essas áreas com maior produção de estruturas reprodutivas estariam menos protegidas contra os herbívoros (Price 1991). Para um melhor entendimento da relação entre produção de estruturas reprodutivas e o mecanismo de herbivoria, sugerimos que sejam realizados estudos fisiológicos e fitoquímicos sobre a quantidade de nutrientes e compostos secundários nas folhas de *C. quercifolius*.

LITERATURA CITADA

BAZZAZ, F. A., N. R. CHIARIELLO, P. D. COLEY E L. F. PITELKA. 1987. Allocating resources to reproduction and defense. *BioScience* 37: 58-67.

- BROWN, V. K., A. C. GANGE, I. M. EVANS E A. L. STORR. 1987. The effect of insect herbivory on the growth and reproduction of two annual *Vicia* species at different stages in plant succession. *Journal of Ecology* 75: 1173-1189.
- COLEY, P. D., E J. A. BARONE. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305-335.
- ELLE, E., N. M. VAN-DAM E D. HARE. 1999. Cost of glandular trichomes, a “resistance” character in *Datura wrightii* Regel (Solanaceae). *Evolution* 53: 22-35.
- FECCHIO, A., A. M. FRANCO, A. P. AMORIM E C. KRIECK. 2005. Herbivoria de *Piper* sp. (Piperaceae): ataque diferencial em folhas e impacto na reprodução. In *Ecologia e Conservação da Floresta Atlântica na Reserva Natural Salto Morato*. Disciplina Ecologia de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná.
- LIMA, D. A. 1989. *Plantas das caatingas*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.
- PEDRINHO JÚNIOR, A. F. F., S. BIANCO E R. A. PITELLI. 2004. Acúmulo de massa seca e macronutrientes por plantas de *Glycine max* e *Richardia brasiliensis*. *Planta Daninha* 22: 53-61.
- PITELLI, R. A. & J. C. DURINGAN. 2001. Ecologia de plantas daninhas no sistema de plantio direto. In R. D. Rosselio (ED.). *Siembra directa em el Cono-Sur*. PROCISUR, Montevideo.
- PRICE, P. W. 1991. The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos* 62: 244-251.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A Economia da natureza*. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- SILVA, F.B.R., G.R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N.C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semiárido, Petrolina.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 6^o edition. Prentice Hall Inc., New Jersey.

PARTE 2

RELATÓRIOS DOS PROJETOS INDIVIDUAIS

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DE FATORES FÍSICOS E ESPACIAIS SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DAS ILHAS DE VEGETAÇÃO DE UM *INSELBERG* DA CAATINGA

Artur Maia Wanderley

RESUMO – Foram analisadas as relações entre a riqueza e composição florística das ilhas de vegetação de um *inselberg* e as características físicas e espaciais destas ilhas. As hipóteses foram: a riqueza de espécies de plantas vasculares das ilhas de vegetação está positivamente relacionada com a área e a profundidade do solo das mesmas; a inclinação das ilhas de vegetação influencia a riqueza de plantas vasculares; ilhas com características físicas em comum e ocorrentes em um mesmo *inselberg* possuem maior similaridade tanto de espécies quanto de formas de vida. O *inselberg* estudado localiza-se na Caatinga hiperxerófila pernambucana. Para determinação da influência das variáveis abióticas das ilhas sobre a riqueza de espécies aplicou-se uma ANCOVA. Para determinar a influência da distância sobre a similaridade das ilhas realizou-se uma correlação entre as matrizes de similaridade de espécies e distância das ilhas. ANOSIMs foram empregadas para verificar a influência das características abióticas das ilhas sobre a similaridade vegetacional. A riqueza das ilhas aumentou com a área e diminuiu com o aumento da inclinação. Não houve relação entre profundidade do solo e riqueza de plantas. A distância explicou apenas 36,7% da similaridade florística e apenas a área e a inclinação causaram variações na similaridade vegetacional das ilhas. A relação espécie área está de acordo com o observado em outros estudos, entretanto a ausência de influência da profundidade do solo não é comum. Não havia sido anteriormente observada a influência da inclinação sobre a riqueza, apenas sobre a composição florística. Ambas observadas neste estudo. A correlação de 36,7 % entre distância e similaridade indica que outros fatores, tais como aspectos abióticos estejam interferindo na composição florística das ilhas.

PALAVRAS CHAVE: Afloramento rochoso; heterogeneidade ambiental; plantas rupícolas; similaridade florística.

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

INSELBERGS SÃO AFLORAMENTOS ROCHOSOS DE ORIGEM GRANÍTICA OU GNÁISSICA (BREMER & Sander 2000, Porembski 2007), cujos solos rasos, as altas temperaturas e a baixa retenção de água os tornam “ecossistemas hostis”. Apesar dessas características, uma vegetação específica é capaz de se estabelecer na rocha nua, frestas da rocha ou nas depressões em que há acúmulo de solo, estas

últimas também chamadas de ilhas de vegetação (Szarzynski 2000, Porembski 2007).

A riqueza de espécies vegetais e as formas de vida que ocorrem nas ilhas de vegetação de um inselberg podem variar de acordo com as características abióticas, tais como área da ilha e profundidade do solo. Vários estudos em afloramentos rochosos observaram um aumento no número de espécies de acordo com o aumento da área e da profundidade do solo nessas ilhas de vegetação (Uno & Collins 1987, Collins *et al.* 1989, Houle 1990, Michelangeli 2000, Oliveira *et al.* 2004, Gomes 2009). Já em relação a área, ilhas maiores possuem maior variedade de habitats e, portanto, maior riqueza (Williams 1964). Além disso, ilhas maiores mantêm maiores populações e menores taxas de extinção (MacArthur & Wilson 1963) e apresentam maior probabilidade de receber propágulos (Uno & Collins 1987, Houle 1990, Michelangeli 2000). Quanto aos solos, aqueles mais profundos seriam mais ricos em nutrientes, matéria orgânica e água, sendo mais heterogêneos (Collins *et al.* 1989, Houle 1990, Michelangeli 2000).

Para as formas de vida, Parmentier *et al.* (2005) observaram, nas ilhas de vegetação de inselbergs da África Central, que as formas de vida predominantes tanto nas ilhas com solos mais profundos quanto com solos mais rasos, de locais inclinados, eram caméfitas. As fanerófitas ocorreram apenas nas ilhas mais profundas, além de haver aumento na proporção de hemicriptófitas nas ilhas rasas e íngremes. Além dessas, outras formas de vida como geófitas, terófitas, epífitas e lianas também ocorreram em ambas as formações.

A despeito de vários estudos que analisaram a relação entre riqueza de plantas em função da área e da profundidade do solo em afloramentos rochosos, poucos autores investigaram a influência da inclinação do local onde as ilhas estão estabelecidas sobre a riqueza e composição de espécies (ex. Medina *et al.* 2006, Gomes 2009). Medina *et al.* (2006) e Gomes (2009) observaram variações na composição das comunidades de ilhas com diferentes inclinações. Entretanto, Gomes (2009) verificou que a riqueza não variava com a inclinação das ilhas, afirmando que esta variável ambiental determinava mais a composição das espécies de plantas das ilhas do que a riqueza. Uno & Collins (1987), por sua vez, sugeriram que em ilhas mais inclinadas haveria maior dificuldade

para o estabelecimento de sementes, uma vez que estas tenderiam a rolar e se estabelecer nas ilhas localizadas mais abaixo, na base do afloramento. Assim, ainda segundo esses autores, apesar de ilhas vizinhas servirem de fontes de sementes para ilhas ainda não colonizadas, a posição dessas ilhas (base ou topo do afloramento), mais do que a distâncias das ilhas fonte determinaria a composição das mesmas.

Em função das relações entre a riqueza de espécies e formas de vida com as características físicas das ilhas de vegetação e a pouca compreensão da influência da inclinação e distância das ilhas na composição florística, este trabalho buscou responder as seguintes perguntas: (1) a riqueza e similaridade das plantas vasculares das ilhas de vegetação variam em função da área, inclinação e profundidade do solo das mesmas? (2) a similaridade das plantas vasculares ocorrentes nas ilhas de vegetação está correlacionada com a distância entre as mesmas? As hipóteses foram: (1) A riqueza de espécies de plantas vasculares das ilhas de vegetação está positivamente relacionada com a área e a profundidade do solo das mesmas; (2) a inclinação das ilhas de vegetação influencia a riqueza de plantas vasculares das mesmas; (3) ilhas com características físicas em comum e ocorrentes em um mesmo *inselberg* possuem maior similaridade tanto de espécies quanto de formas de vida.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em um *inselberg* conhecido como “Pedra do Tom Feio”, localizado no município de Parnamirim, (8°8’38’’S; 39°34’41’’O; 431 m de altitude), sertão pernambucano. O clima da região é do tipo Tropical semi-árido (BSwh’), com temperatura e precipitação médias de 26°C e 569 mm, respectivamente (CPRM 2005). Os principais tipos de solo encontrados na região são os regossolos, planossolos e bruno-não-cálcico (CPRM 2005). A vegetação da matriz circundante ao *inselberg* é de caatinga hiperxerófila (CPRM 2005).

COLETA DE DADOS – Para avaliar a riqueza das plantas vasculares das ilhas de vegetação do *inselberg* foram amostradas 30 ilhas. Essas ilhas foram selecionadas para que fossem amostrados

números semelhantes de ilhas em locais com diferentes topografias: na base plana do *inselberg* (9); área intermediária da encosta (9); e encosta próxima ao topo, mais íngreme (12). Para cada ilha foram obtidas as seguintes informações: riqueza de espécies de plantas vasculares; área, calculada a partir dos maiores comprimento e largura da ilha, utilizando-se a fórmula da elipse; ângulo de inclinação da ilha (topografia); e profundidade do solo.

As plantas amostradas nas ilhas de vegetação foram morfotipadas e classificadas quanto à forma de vida, seguindo classificação de Raunkiaer (1934), exceto as trepadeiras, que foram classificadas segundo Gonçalves & Lorenzi (2007).

MEDIÇÃO DA DISTÂNCIA ENTRE AS ILHAS – A distância entre as ilhas de vegetação amostradas foi medida contando-se o número de passos necessários para ir de uma ilha à outra, os quais foram convertidos posteriormente em metros. Também foi medido, utilizando-se uma bússola e o norte magnético como referencial, o ângulo da direção entre uma ilha amostrada e a seguinte. Com esses dados foi possível determinar, pelo método azimute, a distância entre essas ilhas.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS – A normalidade e a homogeneidade de variâncias dos dados analisados foram determinadas, respectivamente, pelos testes Shapiro-Wilk e Levene. Para verificar a influência das variáveis independentes (área, topografia e profundidade) sobre a riqueza das ilhas (variável dependente), realizou-se uma análise de covariância (ANCOVA), sendo a variável “topografia” categórica. Para esta variável foram consideradas ilhas planas aquelas com 0 - 3° de inclinação; ilhas de inclinação moderada aquelas > 3° e ≤ 10° e íngremes as ilhas > 10° de inclinação. Essas análises foram realizadas utilizando-se o programa computacional “Statistica 7.0”.

Para determinar se havia correlação entre a similaridade das ilhas e a distância entre estas, foi aplicado o teste de correlação de Spearman entre a matriz de distância das ilhas e a matriz de similaridade da vegetação das mesmas. A partir desta correlação foi, portanto, possível determinar quanto da similaridade vegetacional das ilhas era explicada pela distância entre as mesmas e quanto

era explicado por outros fatores, tais como: área, inclinação e profundidade do solo. Para se comparar a similaridade de plantas vasculares entre ilhas com características abióticas distintas, as mesmas foram categorizadas de acordo com suas semelhanças em área (categorias: > 0 e $\leq 8 \text{ m}^2$; > 8 e $\leq 15 \text{ m}^2$; > 15 e $\leq 30 \text{ m}^2$; $> 30 \text{ m}^2$), topografia (categorias de inclinação acima mencionadas) e profundidade de solo (categorias: > 0 e $\leq 4 \text{ cm}$; > 4 e $\leq 8 \text{ cm}$; $> 8 \text{ cm}$). Para cada categorização a similaridade, determinada a partir do índice de Bray-Curtis, das ilhas foi comparada por uma ANOSIM. Essa análise foi igualmente empregada levando-se em conta as formas de vida. Também foram comparadas as frequências das formas de vida nas ilhas de diferentes categorias, utilizando para este fim o Teste G.

Para a determinação da similaridade de espécies e formas de vida e ANOSIM foi utilizado o programa computacional “Primer 6.0”. O Teste G foi realizado com o programa computacional “BioEstat 5.0”. Para todas as análises estatísticas o intervalo de confiança assumido foi de 95%.

RESULTADOS

ESTATÍSTICA DESCRITIVA – O número total de espécies amostradas foi igual a 64. As ilhas apresentaram riqueza de espécies igual a $10,53 \pm 4,42$ (média \pm DP), área igual a $25,33 \pm 20,2 \text{ m}^2$, inclinação média de $6,67 \pm 7,76^\circ$ e solos com profundidade de $6,5 \pm 3,48 \text{ cm}$. As formas de vida encontradas foram: terófitas (44,83%), fanerófitas (27,59%), caméfitas (18,96%), trepadeiras (5,17%), hemicriptófita e hemiparasita, estas duas últimas formas de vida representadas por apenas uma espécie cada (1,72%). Os dados de formas de vida são para 58 espécies, pois seis das 64 espécies amostradas estavam em estágio de plântula durante as análises de campo, não sendo possível determinar suas formas de vida.

RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES VEGETAIS E AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS – A ANCOVA revelou uma relação significativamente positiva entre a área das ilhas e a riqueza das mesmas ($F = 28,68$; $GL = 1$; $p < 0,0001$; Fig. 1A) e uma redução na riqueza com o aumento da inclinação

($F = 7,07$; $GL = 2$; $p = 0,003$; Fig 1B). Entretanto, para esta última relação foram encontradas diferenças significativas apenas para a riqueza entre as ilhas planas e moderadas ($MSE = 15,99$; $GL = 25$; $p = 0,002$) e planas e íngremes ($MSE = 15,99$; $GL = 25$; $p = 0,0002$), não havendo diferenças significativas entre as de inclinação moderada e íngreme ($MSE = 15,99$; $GL = 25$; $p = 0,43$; Fig 1B). A ANCOVA, por outro lado, não detectou relação significativa entre a profundidade do solo das ilhas e a riqueza de plantas ($F = 0,09$; $GL = 1$; $p = 0,43$; Fig 1C).

AS RELAÇÕES ESPACIAIS DAS ILHAS E A SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO – Foi detectada uma correlação positiva e significativa entre a distância e a similaridade de plantas vasculares das ilhas de vegetação ($r = 36,7$; $p = 0,001$). Entretanto, apesar da correlação ser significativa, o valor de Rho indica que a distância explica apenas 36,7 % da similaridade das ilhas de vegetação amostradas.

AS CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DAS ILHAS E A SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO – As ANOSIMs revelaram que as similaridades das ilhas de vegetação com diferentes inclinações são significativamente diferentes ($r = 0,26$; $p < 0,001$; Fig 2A; Tabela 3), assim como para aquelas com diferentes áreas ($r = 0,15$; $p < 0,05$; Fig 2B). A partir dos valores de “r” e “p” dessas duas comparações, nota-se que a inclinação parece ter maior influência na composição de espécies das ilhas, quando comparada à área. Correspondendo ao resultado da ANCOVA, que não revelou influência da profundidade do solo na riqueza de espécies, a ANOSIM não detectou diferenças significativas entre a similaridade de ilhas com diferentes profundidades de solos ($r = 0,023$; $p = 0,32$).

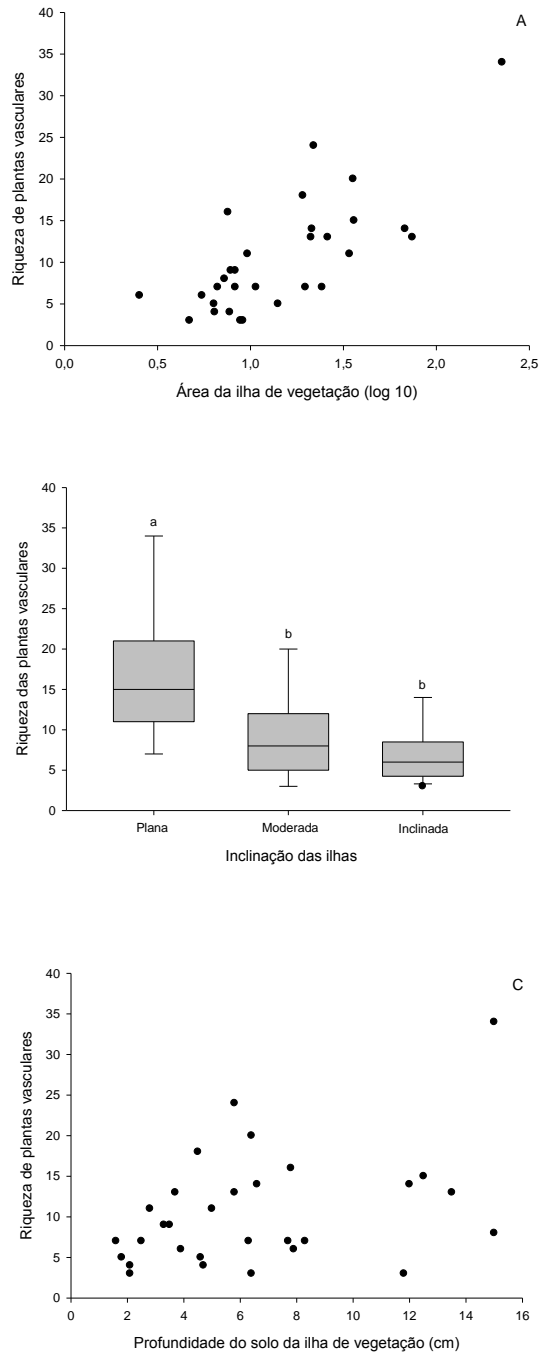


Figura 1. Relação entre a riqueza de plantas vasculares e as características abióticas das ilhas de vegetação do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE. (A) Relação positiva e significativa entre a área das ilhas a riqueza de plantas. (B) Relação negativa e significativa entre a topografia das ilhas de vegetação e a riqueza das mesmas. Notar a ausência de diferenças significativas entre a riqueza de plantas das ilhas de inclinação moderada e íngreme. (C) Ausência de relação entre a profundidade do solo das ilhas a riqueza de plantas. Categorização da topografia das ilhas: planas (0 - 3°), moderadas (> 3° e ≤ 10°) e íngremes (> 10°).

A similaridade das formas de vida entre ilhas com características físicas distintas seguiu o mesmo padrão encontrado para a similaridade entre espécies. A inclinação ($r = 0,27$; $p = 0,001$; Fig. 2C) e a área ($r = 0,17$; $p < 0,01$; Fig. 2D) das ilhas mostrou diferenças significativas nas similaridades de formas de vida, enquanto a profundidade não apresentou nenhuma relação ($r = 0,023$; $p = 0,32$). As diferenças na similaridade das formas de vida podem ser notadas a partir de variações significativas na frequência destas em ilhas com áreas e inclinações distintas (Tabela 1). Entretanto, nota-se, no NMDS da Figura 2, pouca segregação dos grupos de categorias limítrofes tanto para espécies quanto para formas de vida, devido a ausência de variações significativas na similaridade destes grupos (Tabelas 2 e 3). Ilhas menores apresentaram menor frequência de terófitas e maiores frequências de fanerófitas e as maiores apresentaram maior equilíbrio nas proporções das diferentes formas de vida, à exceção das trepadeiras (Fig. 3A). As ilhas mais íngremes possuem mais trepadeiras e menos as demais formas de vida (Fig. 3B).

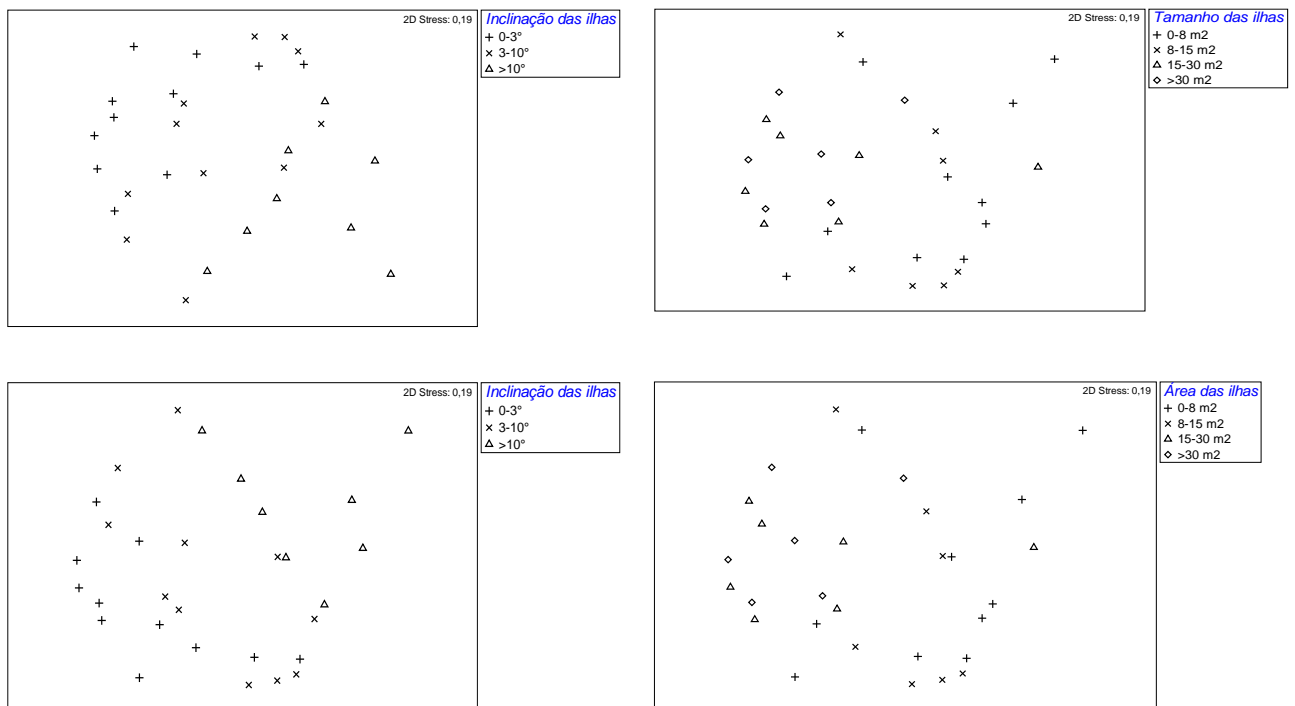


Figura 2. (A) Ordenação NMDS mostrando variações significativas na similaridade das plantas vasculares das ilhas de vegetação com diferentes inclinações do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE. (B) Áreas e variações na similaridade das formas de vida encontradas nas ilhas de vegetação com diferentes (C) inclinações e (D) áreas.

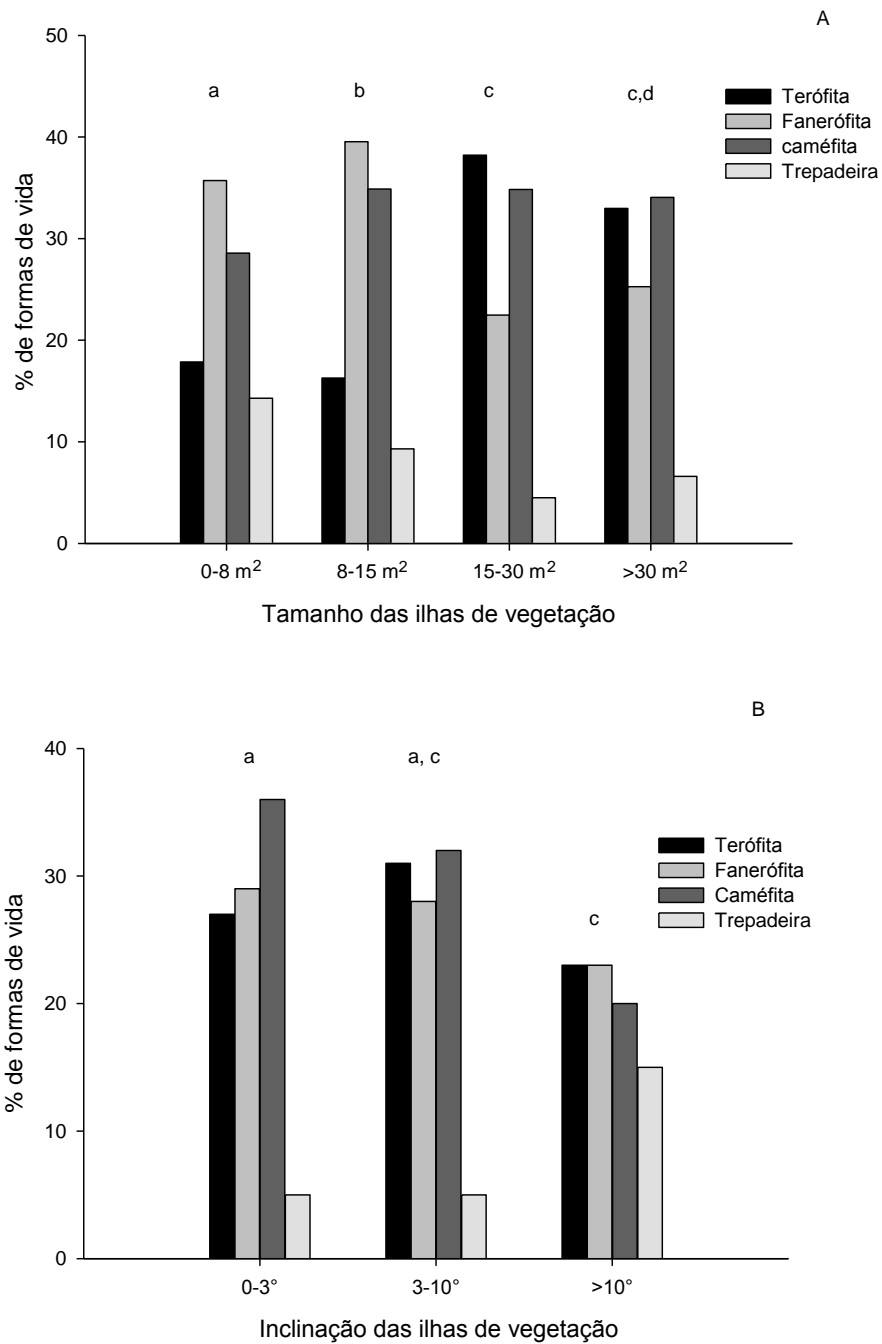


Figura 3. (A) Frequências das formas de vida (%) em ilhas de vegetação com diferentes tamanhos e (B) e diferentes inclinações do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE. Letras diferentes indicando diferenças significativas na frequência de formas de vida encontradas nas ilhas.

Tabela 1. Resultados do Teste G para ilhas de vegetação com diferentes tamanhos e inclinações do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE.

Categorias de tamanho	G (Williams)	g.l.	P
0-8 m ² , 8-15 m ²	1,86	3	0,6
0-8 m ² , 15-30 m ²	16,25	3	0,001
0-8 m ² , >30 m ²	9,56	3	0,02
8-15 m ² , 15-30 m ²	15,25	3	0,002
8-15 m ² , >30 m ²	9,23	3	0,03
15-30 m ² , >30 m ²	0,93	3	0,82
Categorias de inclinação			
0-3°, 3-10°	0,52	3	0,91
0-3°, >10°	8,8	3	0,03
3-10°, >10°	7,64	3	0,054

Tabela 2. Resultados das ANOSIMs para espécies e formas de vida ocorrentes em ilhas de vegetação com diferentes inclinações do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE.

ANOSIM entre categorias de tamanho	Espécies		Formas de vida	
	R	P	R	p
0-8 m ² , 8-15 m ²	-0,032	0,59	-0,014	0,5
0-8 m ² , 15-30 m ²	0,219	0,03	0,222	0,03
0-8 m ² , >30 m ²	0,337	0,004	0,371	0,002
8-15 m ² , 15-30 m ²	0,292	0,02	0,313	0,01
8-15 m ² , >30 m ²	0,232	0,055	0,271	0,03
15-30 m ² , >30 m ²	-0,147	0,94	-0,142	0,96

Tabela 3. Resultados das ANOSIMs para espécies e formas de vida ocorrentes em ilhas de vegetação com diferentes inclinações do *inselberg* Pedra do Tom Feio, Parnamirim, PE.

ANOSIM entre categorias de inclinação	Espécies		Formas de vida	
	R	p	R	p
0-3°, 3-10°	0,112	0,07	0,115	0,06
0-3°, >10°	0,532	0,002	0,548	0,002
3-10°, >10°	0,188	0,03	0,218	0,01

DISCUSSÃO

RELAÇÃO ENTRE RIQUEZA DE ESPÉCIES VEGETAIS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS – Ao contrário da expectativa teórica, meu estudo não evidenciou nenhuma relação entre profundidade do solo e riqueza de vegetação. Já a maior riqueza das ilhas do *inselberg* estudado, em função da área, pode ser explicada por diferentes motivos não exclusivos, já que o aumento da riqueza de espécies vegetais em função da área das ilhas foi observado em afloramentos tanto graníticos, em ambientes temperados (e.g. Collins *et al.* 1989, Houle 1990) e tropicais (e.g. Oliveira *et al.* 2004, Gomes 2009), quanto em afloramentos de arenito na Venezuela (Michelangeli 2000). Segundo Williams (1964), ilhas maiores devem possuir maior gama de habitats, o que permite o estabelecimento de espécies com diferentes estratégias adaptativas. Além disso, a Teoria de Biogeografia de ilhas afirma que ilhas oceânicas possuem maiores populações e menores taxas de extinção (MacArthur & Wilson 1963), podendo o mesmo ocorrer nas ilhas de vegetação. Outra explicação para esta relação, proposta por Michelangeli (2000), diz que ilhas maiores têm maior probabilidade de serem alcançadas por diásporos, aumentando, assim, o número de espécies.

A ausência de relação significativa da riqueza das ilhas com a profundidade do solo se opõe ao encontrado pela maioria dos estudos em afloramentos rochosos (e.g. Collins *et al.* 1989, Houle 1990, Michelangeli 2000), estando de acordo apenas com o observado por Gomes (2009). Segundo os autores que detectaram a presença desta relação, solos mais profundos indicam ilhas em estágios sucessionais tardios. Além da maior quantidade de habitats oferecida por ilhas com solos profundos,

esses autores afirmam que essas ilhas são capazes de reter mais nutrientes, matéria orgânica e água. Nota-se, no entanto, que, nos trabalhos onde foi detectada relação positiva da riqueza com a profundidade, os solos atingiam até 40 cm de profundidade em alguns afloramentos (Michelangeli 2000, Oliveira *et al.* 2004) e até 66 cm em outros (Houle 1990). Entretanto, na “Pedra do Tom Feio”, assim como nos afloramentos graníticos estudados por Gomes (2009), a maioria das ilhas amostradas possuíam profundidade de até 10 cm. Portanto, essa baixa variação não deve ser suficiente para influenciar de maneira significativa a riqueza das ilhas.

A inclinação das ilhas, por sua vez, mostrou ser uma importante característica abiótica, dentre as estudadas, a explicar a riqueza de plantas vasculares. No entanto, esta relação foi negativa. A relação significativa entre essas duas variáveis ainda é pouco relatada na literatura. Medina *et al.* (2006) relataram que as ilhas dos afloramentos rochosos do maciço do Itatiaia (Sudeste brasileiro) com diferentes inclinações variavam quanto à composição de espécies, mas não analisaram a relação da inclinação com a riqueza. Gomes (2009), estudando afloramentos graníticos localizados em matas serranas de Pernambuco, não encontrou relação significativa entre a inclinação e a riqueza das ilhas. Talvez essa divergência de resultados se deva ao fato de, ao contrário de uma matriz de floresta Tropical Úmida como são as matas serranas (Andrade-Lima 1960), nas matrizes de florestas tropicais secas como a Caatinga, a riqueza de plantas é menor, o que pode diminuir a gama de espécies capazes de ocupar ilhas mais íngremes. Além disso, Uno & Collins (1987) propuseram que ilhas íngremes devem dificultar o estabelecimento de sementes, as quais tendem a se acumular na base do afloramento, diminuindo, portanto, a riqueza destas.

AS RELAÇÕES ESPACIAIS DAS ILHAS E A SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO – Embora tenha havido relação positiva e significativa entre distância e similaridade das ilhas, o valor do “Rho”, indica que a distância explica apenas cerca de 37% da similaridade vegetacional entre ilhas, o que sugere que a topografia das ilhas, mais do que a distância das populações fontes devem determinar sua colonização, havendo maior estabelecimento de espécies na base do afloramento, corroborando as

idéia proposta por Uno & Collins (1987).

AS CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DAS ILHAS E A SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO – Assim como para riqueza, apenas a área e a inclinação (e não a profundidade do solo) influenciaram a similaridade da vegetação das ilhas. Entretanto, enquanto a área foi o principal fator a influenciar a riqueza, a inclinação foi o fator que mais diferenças causou na similaridade das ilhas. Uma vez que ilhas com diferentes inclinações possuem similaridades significativamente diferentes, os resultados aqui apresentados assemelham-se a conclusão de Gomes (2009), a qual afirmou que a inclinação é importante na determinação da composição das espécies das ilhas. Para a similaridade de formas de vida entre ilhas, a inclinação também, mais do que a área, foi responsável por maiores diferenças. Essas diferenças se deram, principalmente, pelo aumento na proporção de trepadeiras nas ilhas mais íngremes, em detrimento das demais formas de vida. Isso pode estar relacionado ao fato de nas ilhas mais íngremes haver maior dificuldade de estabelecimento por parte das plantas, sendo a capacidade de se apoiar sobre outras plantas uma característica facilitadora neste tipo de topografia. O fato das ilhas maiores apresentarem, de maneira geral, proporções semelhantes de formas de vida pode se dever ao fato de áreas maiores oferecerem maior quantidade de nichos, permitindo a coexistência de diferentes formas de vida (Williams 1964).

CONCLUSÕES

Neste trabalho a relação positiva entre espécie e área foi observada, estando de acordo com outros trabalhos que observaram a mesma relação em diferentes ambientes, incluindo ilhas de vegetação de afloramentos rochosos. A inclinação das ilhas influenciou negativamente a riqueza de espécies, provavelmente pela dificuldade de estabelecimento das sementes em ilhas íngremes. Ao contrário do observado na maioria dos afloramentos rochosos já estudados, não foi encontrada relação entre a riqueza de espécies e a profundidade do solo, o que pode estar relacionado a pouca profundidade dos solos das ilhas amostradas neste estudo.

Embora tenha havido correlação entre distância e similaridade, a distância explicou apenas

37% da similaridade, o que pode estar relacionado à influência da topografia na capacidade de estabelecimento das sementes. Essa relação é reforçada com a observação de que a inclinação é o principal fator a influenciar a similaridade de espécies e formas de vida nas ilhas. Indicando que esta característica abiótica tem importante papel na determinação da composição vegetacional das ilhas.

LIITERATURA CITADA

- ANDRADE-LIMA, D. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. *Arquivos do Instituto de Pesquisas Agronômicas* 5: 305-341. 1960.
- BREMER, H. E H. SANDER. 2000. Inselbergs: Geomorphology and Geoecology. In: S. Ppremski e W. Bathlott (Eds.). *Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions*, pp. 7-34. Berlin: Ecological Studies 146.
- COLLINS, S. L., G. S. MITCHELL, E S. C. KLAHR. 1989. Vegetation-environment relationships in a rock outcrop community in Southern Oklahoma. *American Midland Naturalist* 122: 339-348.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- GOMES, P. R. 2009. *A vegetação em afloramentos rochosos no semi-árido: diversidade e resposta ao ambiente*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- GONÇALVES, E. G. E H. LORENZI. 2007. *Morfologia vegetal. Organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares*. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltd., Nova Odessa.
- HOULE, G. 1990. Species-area relationship during primary succession in granite outcrop plant communities. *American Journal of Botany* 77: 1433-1439.
- MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MEDINA, B. M. O., K. T. RIBEIRO E F. R. SCARANO. 2006. Plant-plant and plant topography interactions on a rock outcrop at high altitude in Southern Brazil. *Biotropica* 38: 27-34.
- MICHELANGELI, F. A. 2000. Species composition and species-area relationships in vegetation isolates on the summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 16: 69-82.
- OLIVEIRA, T. D., M. C. RIBEIRO, I. L. L. COSTA, F. S. FARIA E J. E. C. FIGUEIRA. 2004. Estabelecimento de espécies vegetais em um *inselberg* granítico da mata Atlântica. *Revista*

Estudos de Biologia 26: 17-24.

POREMBSKI, S. 2007. Tropical *inselbergs*: habitats types, adaptive strategies and diversity patterns.

Revista Brasileira de Botânica 30: 579-586.

CONVERGÊNCIA MORFOLÓGICA NA COMUNIDADE DE PLANTAS LENHOSAS EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA CAATINGA

Edgar Alberto do Espírito Santo Silva

RESUMO – Algumas teorias sobre a organização de comunidades vegetais afirmam que as espécies coexistentes em uma determinada comunidade apresentam requerimentos ecológicos similares, o que pode ocasionar uma convergência de atributos morfológicos. Esses padrões de convergência se devem às barreiras impostas pelas condições ambientais, que permitem apenas que espécies com certos atributos coexistam em uma determinada comunidade. O objetivo deste trabalho foi testar se, ao longo de uma encosta de um morro na Caatinga, existe uma convergência morfológica na comunidade de plantas lenhosas em função da distância para a base do morro. Foram analisados todos os indivíduos lenhosos com $DAS \geq 3$ cm dentro de 11 parcelas de 25 m^2 ($5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$) montadas em diferentes distâncias para a base do morro. Em cada indivíduo foram analisados o tipo de limbo da folha (simples ou composto), o tamanho e a espessura da menor unidade fotossintética (folha ou folíolo). Foi observada uma convergência morfológica ao longo da encosta do morro quando analisada a espessura da folha. Nas áreas mais próximas ao topo os indivíduos apresentaram folhas mais espessas que nas áreas próximas à base do morro. Entretanto, o tamanho e o tipo de limbo não demonstraram nenhuma relação com a distância para a base do morro. O padrão de convergência morfológica encontrado para a espessura das folhas indica que as comunidades vegetais no local de estudo não se organizam de forma aleatória, demonstrando que a topografia é um dos fatores responsáveis pela organização dessas comunidades.

PALAVRAS CHAVE: Convergência de atributos; espessura da folha; tamanho da folha; topografia.

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

NAS ÚLTIMAS DÉCADAS OS BIÓLOGOS TÊM GERADO ALGUMAS TEORIAS PARA ENTENDER OS processos que explicam a coexistência de espécies nas comunidades biológicas (*ver* Grime 2006, Kraft *et al.* 2008). Segundo Kraft *et al.* (2008), essas teorias de coexistência podem ser divididas em duas categorias: (1) aquelas que afirmam que a coexistência de espécies é explicada por processos estocásticos e (2) aquelas que afirmam que a coexistência de espécies é explicada pelas estratégias ecológicas das espécies. A primeira, conhecida como teoria neutra, assume que a abundância das estratégias ecológicas dos indivíduos ou espécies coexistentes em uma determinada comunidade é

gerada aleatoriamente (Hubbell 2001), enquanto que o segundo grupo, conhecido como teorias de coexistência baseadas no nicho, assume que a coexistência é propiciada pelo conjunto de estratégias das espécies da comunidade (Silvertown 2004, Grime 2006).

As teorias de coexistência baseadas no nicho das espécies apresentam duas tendências paradoxais. A primeira afirma que as espécies que coexistem em uma comunidade apresentam requerimentos ecológicos similares, o que pode ocasionar uma convergência de atributos. Esses padrões de convergência se devem as barreiras impostas pelas condições ambientais (“filtros ambientais”), que permitem apenas que espécies com certos atributos coexistam em uma determinada comunidade (Grime 2006). Entretanto, a segunda tendência afirma que a coexistência de espécies pode ser restringida devido à similaridade das estratégias ecológicas, o que ocasionaria uma divergência de atributos. Esses padrões de divergência resultariam principalmente da competição entre as espécies, o que limita a coexistência de espécies com atributos similares (Silvertown 2004).

Alguns estudos demonstram que a topografia é um dos fatores que exercem uma forte influência sobre as comunidades vegetais (e.g. Ackerly *et al.* 2002). Isso se deve, principalmente, ao fato que variações na topografia resultam em variações no microclima (Geiger *et al.* 2003). Assim, é provável que a topografia funcione como um filtro ambiental, fazendo que em áreas próximas a topos de morros as comunidades vegetais sejam compostas principalmente por indivíduos mais adaptados a ambientes estressantes, tais como espécies com folhas pequenas e espessas (Fonseca *et al.* 2000, Klich 2000).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi testar a hipótese que existe uma convergência morfológica nas comunidades de plantas lenhosas ao longo de um gradiente topográfico na Caatinga. Mais especificamente, é esperado que ao longo de uma encosta de um morro áreas com distâncias para a base do morro mais similares apresentem indivíduos com maior similaridade de atributos morfológicos. Além disso, é esperado que em locais mais próximos do topo as comunidades sejam predominantemente compostas por indivíduos com folhas compostas e

com a menor unidade fotossintética (folha ou folíolo) pequena e espessa.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na fazenda Olho D'Água, uma área de Caatinga localizada no Município de Parnamirim, Pernambuco. O Município fica a uma altitude de 390 m acima do nível do mar e possui uma vegetação composta por caatinga hiperxerófila com trechos de floresta Caducifólia (CPRM 2005). O clima é Tropical Semi-Árido, com período chuvoso de novembro a abril, apresentando precipitação de aproximadamente 569 mm ao ano e temperatura média anual de 26 °C (CPRM 2005). Os solos predominantes são os regossolos (CPRM 2005).

LEVANTAMENTO DA FLORA E ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS – Em uma encosta de morro foram montadas 11 parcelas de 25 m² (5 m × 5 m), totalizando uma área de 275 m². As parcelas foram montadas no sentido da base para o topo do morro. A distância mínima entre as parcelas foi de 10 m, e a parcela mais próxima do topo estava a 187 m de distância da base do morro.

Em cada parcela foram analisados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do solo (DAS) \geq 3 cm. Em cada indivíduo foram analisados três atributos morfológicos: (1) tipo do limbo da folha (simples ou composto), (2) tamanho e (3) espessura da menor unidade fotossintética (folha ou folíolo). Para mensurar o tamanho e a espessura da menor unidade fotossintética foi selecionada aleatoriamente uma folha/folíolo em cada indivíduo. O tamanho foi mensurado pelo diâmetro da maior circunferência possível na área da folha/folíolo (Fonseca *et al.* 2000). A espessura foi mensurada no centro de cada folha/folíolo com o auxílio de um paquímetro digital.

ANÁLISE DOS DADOS – Para testar as hipóteses foram realizadas correlações entre uma matriz de similaridade baseada na distância das parcelas para a base do morro e três matrizes de similaridade baseadas na abundância dos atributos morfológicos nas parcelas (uma matriz para cada atributo morfológico). As matrizes de abundância de atributos foram originadas a partir da multiplicação de

uma matriz de presença e ausência dos indivíduos por matrizes com os atributos dos indivíduos (ver Pillar *et al.* 2009). Para mensurar a similaridade entre as parcelas foi utilizada a distância Euclidiana. A partir dessa análise pode ser observado se as parcelas que apresentam distâncias para a base do morro mais similares apresentam maior similaridade de atributos morfológicos. As análises foram realizadas com o auxílio dos programas SYNCSA 2.64 e Primer 6.0.

RESULTADOS

No total, foram analisados 120 indivíduos e, em média, cada parcela apresentou $10,9 \pm 1,9$ (média \pm DP) indivíduos. Em toda a encosta foi observado uma grande abundância da espécie *Croton* sp., que correspondeu a 75% das plantas analisadas, enquanto *Caesalpinia pyramidalis* e *Cnidoscopus quercifolius* (segunda e terceira espécie mais abundante) corresponderam a apenas 5,8% e 5% das plantas analisadas, respectivamente. Com relação ao tipo do limbo, 90% dos indivíduos apresentaram folhas simples, enquanto 10% apresentaram folhas compostas. Em média, os indivíduos apresentaram folhas com $45,6 \pm 19,0$ mm de diâmetro (diâmetro da maior circunferência possível na área da folha) e com $0,30 \pm 0,07$ mm de espessura.

Foi observada uma correlação entre as matrizes de similaridade de distância para a base do morro e de espessura da folhas ($\rho = 0,524$; $p = 0,003$). Nas áreas mais próximas do topo os indivíduos apresentaram em média folhas mais espessas que nas áreas próximas à base da encosta (Fig. 1). Entretanto, não foi observado nenhum padrão significativo quando analisados o tamanho das folhas ($\rho = 0,082$; $p = 0,257$) e o tipo do limbo ($\rho = 0,172$; $p = 0,16$).

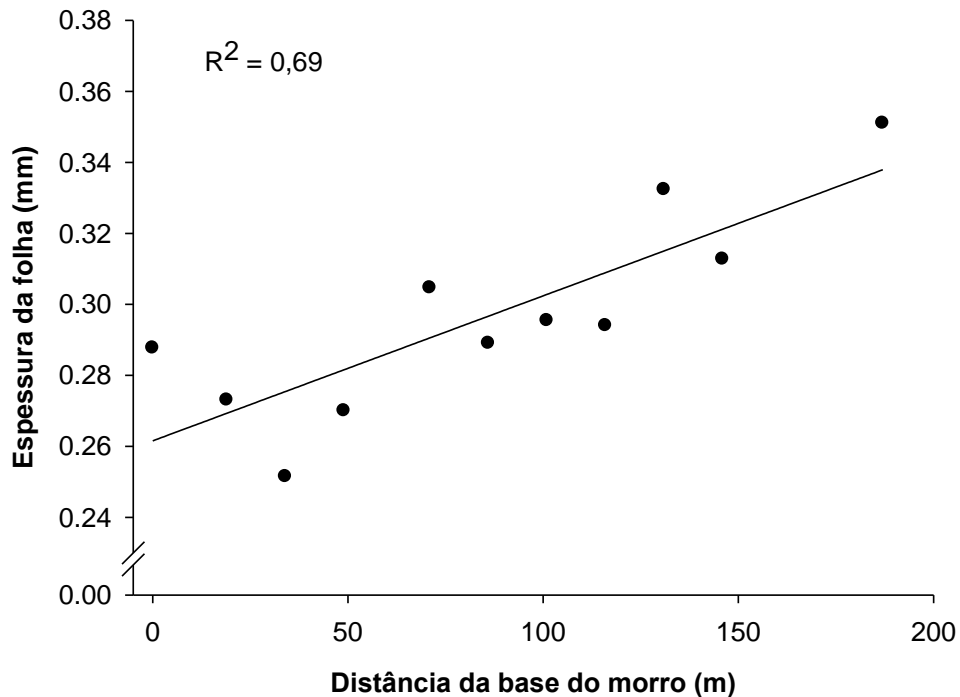


Figura 1. Padrão de convergência encontrado na comunidade de plantas lenhosas em uma encosta de morro na Caatinga. O gráfico mostra a relação entre a espessura média das folhas e a distância para a base do morro.

DISCUSSÃO

Neste estudo foi testada a hipótese que existe uma convergência morfológica nas comunidades de plantas lenhosas ao longo de um gradiente topográfico na Caatinga. Dos três atributos analisados, foi observado um padrão de convergência morfológica apenas para espessura da folha. Isso significa que para a espessura da folhas o gradiente topográfico funciona como um filtro ambiental, fazendo com que as comunidades de plantas lenhosas nas áreas mais próximas do topo sejam compostas predominantemente por indivíduos com folhas mais espessas. Embora não tenha sido observada relação entre a distância para a base do morro e o tamanho e o tipo de limbo das folhas, o padrão de convergência morfológica encontrado para a espessura das folhas indica que as comunidades vegetais no local de estudo não se organizam de forma aleatória, demonstrando que a topografia é um dos fatores responsáveis pela organização dessas comunidades.

Alguns trabalhos têm demonstrado que plantas em locais mais estressantes tendem a apresentar folhas mais espessas (e.g. Klich 2000, Leão *et al.* 2009). A espessura das folhas geralmente está associada à área específica da folha (AEF; área por unidade de massa seca da folha), onde folhas com maior espessura apresentam menor AEF, que são características de folhas encontradas em locais com baixa umidade e grande insolação (Fonseca *et al.* 2000, Ackerly *et al.* 2002). Além disso, é importante ressaltar que folhas espessas são características de esclerofilia, ou seja, folhas que apresentam paredes celulares mais espessas e maior resistência a seca (Eamus 1999).

Embora os resultados desse estudo não tenham evidenciado uma convergência morfológica quando analisados o tamanho e tipo de limbo das folhas, alguns trabalhos na literatura têm relatado que as plantas encontradas em locais mais estressantes tendem a apresentar folhas compostas e/ou pequenas (e.g. Fonseca *et al.* 2000, MacDonald *et al.* 2003). Por exemplo, Leão *et al.* (2009) observaram que as plantas que habitam os estratos superiores da vegetação na Caatinga, que apresentam microclima mais estressante, possuem folhas menores que os estratos inferiores. Plantas que apresentam folhas menores são mais favorecidas em locais estressantes devido ao fato de apresentarem camada limite (i.e. camada de ar adjacente a lâmina foliar) menos espessa que folhas grandes (Schuepp 1993). Essa camada limite menos espessa faz com que folhas pequenas percam calor por convecção mais rapidamente que folhas grandes (Schuepp 1993).

O fato de não ter sido observada uma convergência morfológica quando analisados o tipo e o tamanho da folha pode estar relacionados à pelo menos três fatores. Primeiro, é provável que outros fatores além da distância para a base do morro possam influenciar nas comunidades vegetais, como a inclinação e a profundidade do solo (Clark *et al.* 1998, Dornbush & Wilsey 2010). Segundo, o fato de 75% dos indivíduos pertencerem a uma única espécie (*Croton* sp.) pode ter reduzido o poder da análise de detectar padrões de convergência de atributos que apresentam pouca ou nenhuma variação intra-específica. Por último, é provável que as comunidades vegetais no local de estudo estejam sendo afetadas por perturbações antrópicas, pois foi observado que no local havia

extração de madeira por moradores locais (observação pessoal).

Em conclusão, esse trabalho demonstrou que a topografia influencia na organização de comunidades vegetais em uma área de Caatinga. Porém, é provável que os resultados obtidos neste estudo não tenham grande poder de generalização para a Caatinga, pois o estudo pode ter sido realizado em área bem particular, onde uma única espécie (*Croton* sp.) foi responsável por 75% dos indivíduos amostrados no local. Assim, para uma melhor elucidação dos fatores responsáveis pela organização das comunidades vegetais em áreas de Caatinga, sugiro que trabalhos futuros sejam realizados em locais com pouco ou nenhum sinal de perturbação antrópica e que considerem a influência de outras variáveis, como a inclinação e a profundidade do solo.

LITERATURA CITADA

- ACKERLY D. D., C. A. KNIGHT, S. B. WEISS, K. BARTON E K. P. STARME. 2002. Leaf size, specific leaf area and microhabitat distribution of chaparral woody plants: contrasting patterns in species level and community level analyses. *Oecologia* 130: 449-45.
- CLARK, D. B., D. A. CLARK E J. M READ. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology* 86: 101-112.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- DORNBUSH, M. E. E B. J. WILSEY. 2010. Experimental manipulation of soil depth alters species richness and co-occurrence in restored tallgrass prairie. *Journal of Ecology* 98: 117-125.
- EAMUS, D. 1999. Ecophysiological traits of deciduous and evergreen woody species in the seasonally dry tropics. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 11-16.
- FONSECA, C. R., J. M. OVERTON, B. COLLINS E M. WESTOBY. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and phosphorus gradients. *Journal of Ecology* 88: 964-977.
- GEIGER, R., R. H. ARON E P. TODHUNTER. 2003. *Climate near the ground*. 6ª Edition. Rowman & Littlefield Publishers Inc., Lanham.
- GRIME, J. P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255-260.
- HUBBELL, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton

University Press, Princeton, New Jersey.

- KLICH, M. G. 2000. Leaf variations in *Elaeagnus angustifolia* related to environmental heterogeneity. *Environmental and Experimental Botany* 44: 171-183.
- KRAFT N. J. B., R. VALENCIA E D. D. ACKERLY. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* 322: 580-582.
- LEÃO T., E. A. E. S. SILVA, K. MIRANDA, A. SOUZA E J. D. RIBEIRO-NETO. 2009. Estratégias foliares em diferentes estratos verticais da vegetação na Caatinga. In I. R. Leal, W. R. Almeida e A. V. Aguiar (Org.). *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo de 2009* pp 27-35. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- MACDONALD, P. G., C. R. FONSECA, J. MCC. OVERTON E M. WESTOBY. 2003. Leaf-size divergence along rainfall and soil-nutrient gradients: is the method of size reduction common among clades? *Functional Ecology* 17: 50-57.
- PILLAR, V. D., L. S. DUARTE, E. E. SOSINSKI E F. JONER. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348.
- SCHUEPP, P. H. 1993. Tansley Review 59: Leaf boundary layers. *New Phytologist* 125: 477-507.
- SILVERTOWN, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution* 19:605-611.

INFLUÊNCIA DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS NAS INTERAÇÕES TRITRÓFICAS EM

SIDA SP.

Fernanda Maria Pereira de Oliveira

RESUMO – Perturbações antrópicas podem alterar as interações tróficas envolvendo formigas, e essas mudanças podem alterar os serviços prestados pelas formigas nos ecossistemas. No presente trabalho, testamos a influência de perturbações antrópicas na interação entre *Sida* sp. (Malvaceae), uma espécie de cochonilha e as formigas visitantes a fim de investigar essa interação tritrófica e como se comporta esse sistema quando submetido a tais perturbações. Observou-se 20 indivíduos de *Sida* sp. em área sob forte pressão antrópica e 20 indivíduos em uma área conservada, para comparar o número de cochonilhas presentes, o número de formigas que visitam a planta e a proporção de flores danificadas por herbivoria. Na área perturbada, o número de cochonilhas e formigas foi menor, e a proporção de flores danificadas foi maior, o que sugere que a interação tritrófica é alterada pela perturbação. Com a diminuição de cochonilhas, as formigas visitam menos as plantas e o serviço de proteção oferecido pelas formigas diminui, aumentando o ataque de herbívoros. A perturbação antrópica modifica a interação tritrófica em *Sida* sp., comprometendo o serviço contra a herbivoria oferecido pelas formigas.

PALAVRAS CHAVE: herbivoria; distúrbios antrópicos; interação tritrófica; formigas; predação.

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco.

A ACELERAÇÃO DOS PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO E PERDA DE HABITATS NATURAIS VEEM gerando efeitos que caracterizam um cenário preocupante, visto que as modificações no habitat são a principal ameaça à conservação da biota, afetando desde populações individuais até comunidades inteiras (Creed, 2006). Na Caatinga, a degradação ambiental, resultado de mais de três séculos de uso inadequado da terra e dos recursos naturais (Leal *et al.* 2005), é apontada como uma das principais causas do aumento de áreas em processo de desertificação dentro do território nacional (MMA 2008). Apesar de sua reconhecida importância, a Caatinga ainda é pouco estudada, principalmente no que diz respeito às interações mutualísticas (Leal 2003).

Formigas exercem grande importância na organização de comunidades em ecossistemas terrestres (Oliveira 1997) devido à grande diversidade de interações, tanto antagonísticas, bem como mutualísticas. Como exemplos de interações mutualísticas podem se citadas a utilização de nectários extraflorais provendo proteção indivíduos com essas estruturas, a utilização de domáceas como abrigo, além da dispersão de sementes e/ou frutos. Outro tipo de interação amplamente conhecida são as interações tritróficas entre hemípteros, formigas e plantas, nas quais os hemípteros sugam a seiva da planta e as formigas utilizam o exsudato excretado por esses hemípteros (Rico-Gray & Oliveira 2007). As plantas que toleram hemípteros sugadores, por sua vez, são beneficiadas quando protegidas de herbívoros pelas formigas que atendem os hemípteros (Del-Claro & Oliveira 1999).

Perturbações antrópicas podem alterar as interações tróficas envolvendo formigas como a predação, simbiose e forrageamento em nectários extraflorais ou secreções de hemíptero alterando os serviços prestados pelas formigas nos ecossistemas (Philpott *et al.* 2010). No presente trabalho, estudei a interação entre *Sida* sp. (Malvaceae), uma espécie de cochonilha e suas formigas visitantes no ecossistema Caatinga, a fim de investigar como as perturbações antrópicas interferem nessa interação tritrófica. Hipotetizei que nas áreas de maior impacto antrópico a interação tritrófica planta-cochonilha-formiga apresentaria (1) uma diminuição na quantidade de recursos (cochonilhas) para as formigas (2) na diminuição da visitação de formigas e (3) no aumento da proporção de flores atacadas por herbívoros.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em duas áreas de Caatinga no município de Parnamirim, localizado no sertão do Estado de Pernambuco, a 570 quilômetros de Recife. O clima da região é considerado tropical semi-árido, com precipitação anual média de 569 mm (CPRM 2005). A vegetação é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia e

apresenta uma fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea, com a presença mais representativa das herbáceas na estação chuvosa (CPRM 2005). Uma das áreas estava sob forte impacto antrópico, pois se localizava próxima a um britador onde é constante o movimento de pessoas que trabalham fazendo implosões de afloramentos rochosos. Essa área foi chamada de ambiente perturbado. A outra área, cerca de 1 km da área perturbada, foi considerada conservada por não apresentar indícios de perturbação antrópica.

SISTEMA ESTUDADO – *Sida* sp. (Malvaceae) é uma espécie de porte herbáceo muito abundante por toda a área de estudo que oferece néctar e pólen para seus visitantes florais e que possui flores amarelas bastante vistosas (Liberal *et al.* 2009). Durante observações de campo, uma espécie de cochonilha e formigas foram freqüentemente vistas nos indivíduos de *Sida* sp.

COLETA DE DADOS – Em cada área, foram amostrados de forma aleatória 20 indivíduos de *Sida* sp. Em cada indivíduo foi observado o número de cochonilhas em 20 cm do ramo principal da planta, o número de formigas que visitavam a planta durante dois minutos, o número total de flores e o número de flores danificadas por herbívoros no mesmo ramo.

ANÁLISE DOS DADOS – Para avaliar a influência da perturbação antrópica sob o número de cochonilhas, formigas e proporção de flores danificadas em *Sida* sp. foram feitos três testes de Mann-Whitney (Zar 1999). Já para analisar se o número de formigas está relacionado ao número de cochonilhas e à proporção de flores danificadas foram utilizadas duas correlações de Spearman (Zar 1999). A proporção de flores danificadas foi calculada pela razão do número de flores danificadas por herbívoros pelo número total de flores presentes no ramo.

RESULTADOS

Na área perturbada, houve uma diminuição de 80% do número de cochonilhas encontradas em *Sida* sp. ($U = 68$; $p < 0,001$; Fig. 1A). O número de formigas visitantes também diminuiu na área perturbada, com uma redução de 75% ($U = 60$; $p < 0,001$; Fig. 1B). Ao contrário, a proporção de flores danificadas foi 68% maior nos indivíduos da área perturbada ($U = 105$; $p < 0,01$; Fig. 1C). Dos 20 indivíduos de *Sida* sp. observados na área perturbada, 11 indivíduos foram visitados por formigas, apenas cinco foram visitados por mais de uma formiga e 14 tiveram flores danificadas. Já na área conservada, 18 indivíduos de *Sida* sp. foram visitados por formigas, 15 foram visitados por mais de uma formiga e apenas seis tiveram flores danificadas.

O número de formigas que freqüentaram os indivíduos de *Sida* sp. se mostrou positivamente correlacionado com o número de cochonilhas ($r = 0,78$; $N = 20$; $p < 0,001$; Fig. 2), ou seja, quanto maior o número de cochonilhas, maior o número de formigas visitando a planta. Houve uma correlação significativa entre o número de formigas e a proporção de flores danificadas ($r = 0,40$; $N = 20$; $p < 0,01$; Fig. 3), com a proporção de flores danificadas diminuindo com o aumento do número de formigas visitando a planta.

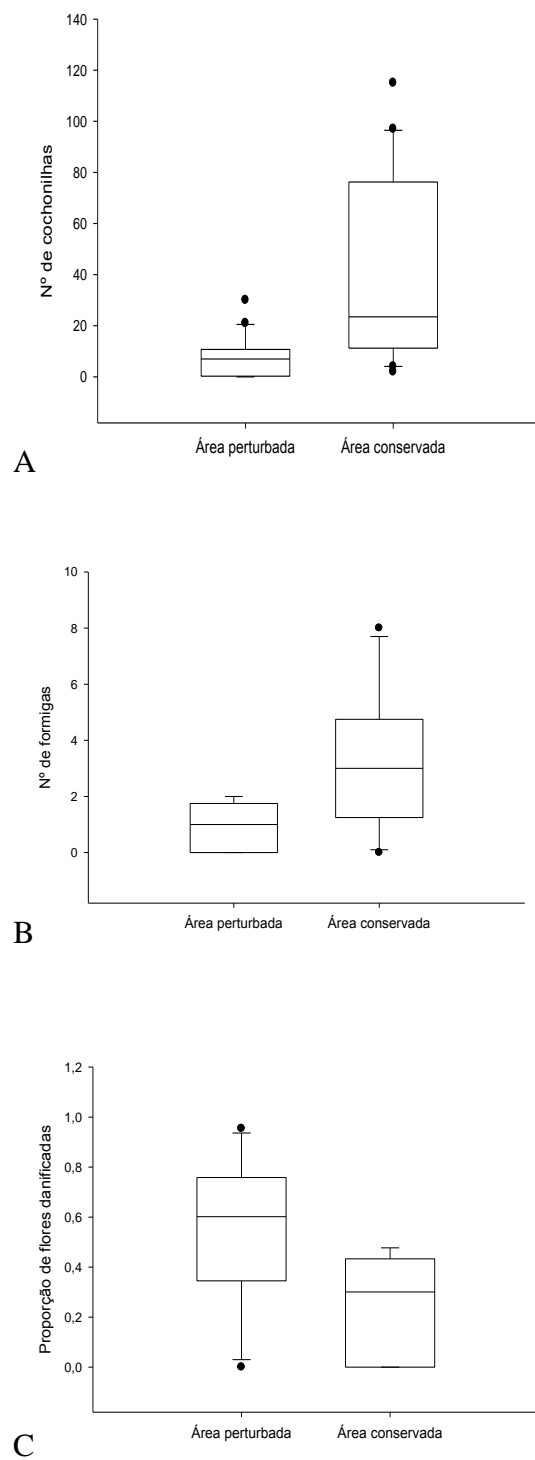


Figura 1. Número de cochonilhas (A), formigas (B) e proporção de flores danificadas (C) nos indivíduos de *Sida* sp. em área perturbada e conservada de Caatinga do município de Parnamirim, Pernambuco, Brasil.

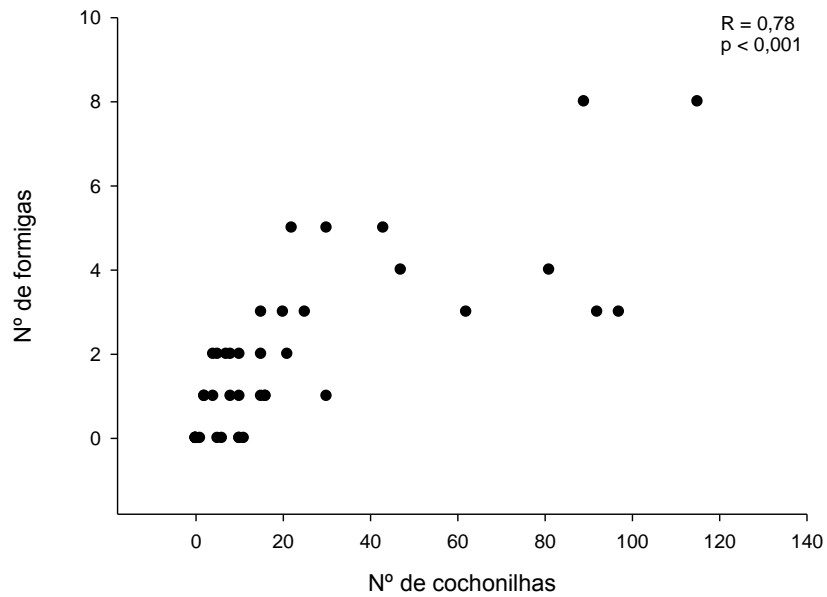


Figura 2. Correlação entre o número de cochonilhas e o número de formigas presentes nos indivíduos de *Sida* sp. em áreas de Caatinga do município de Parnamirim, Pernambuco, Brasil.

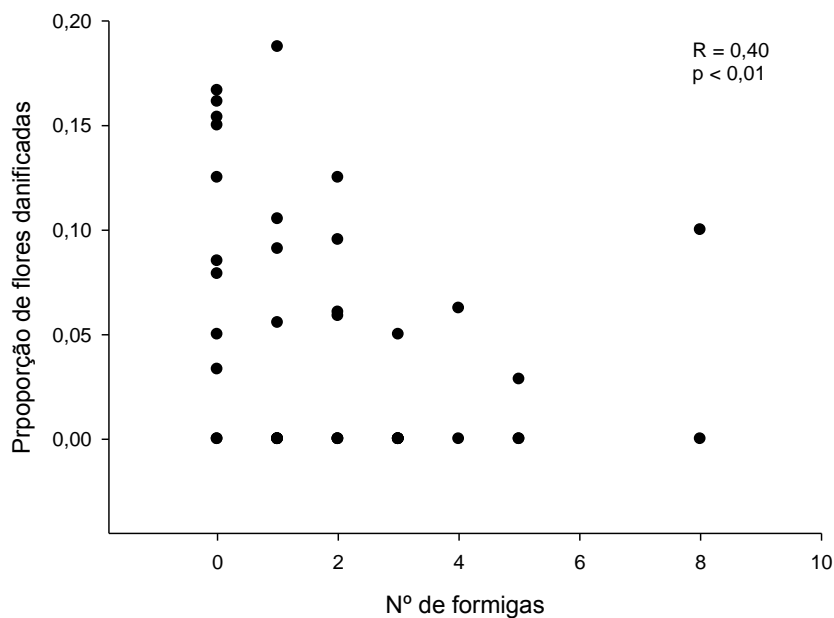


Figura 3. Correlação entre o número de formigas e a proporção de flores consumidas por herbívoros presentes nos indivíduos de *Sida* sp. em áreas de Caatinga do município de Parnamirim, Pernambuco, Brasil.

DISCUSSÃO

Áreas perturbadas e conservadas diferiram na abundância de cochonilhas e de formigas visitantes e na proporção de flores danificadas de acordo com nossas hipóteses, com áreas perturbadas apresentando uma menor abundância de cochonilhas e formigas visitantes, além de uma maior proporção de flores visitadas. Essas alterações sugerem que a interação tri-trófica entre plantas, cochonilhas e formigas em *Sida* sp. é alterada pela perturbação antrópica. Com a diminuição de cochonilhas, as formigas visitam menos as plantas e, conseqüentemente, o serviço de proteção oferecido pelas formigas diminui, promovendo um maior ataque de herbívoros (Philpott *et al.* 2010).

A correlação positiva mostrada entre o número de formigas e o número de cochonilhas pode indicar que o exsudato produzido por hemípteros atrai formigas que forrageiam ativamente na planta (Rico-Gray & Oliveira 2007). Já a correlação inversa encontrada entre o número de formigas e a proporção de flores danificadas pode indicar que a possível proteção exercida pelas formigas está sendo efetiva, visto que é sugerido que a atividade das formigas protege os hemípteros contra seus inimigos naturais e diminui a abundância de herbívoros e herbivoria (Rosumek *et al.* 2009).

Estudos avaliando como a transformação do habitat pode afetar interações tritróficas são escassos, mas sugerem que as interações são altamente modificadas pelas perturbações antrópicas (Ozaki *et al.* 2000, Perfecto & Vandermeer 2006). Por outro lado, interações planta-hemíptero-formiga podem ser extremamente ricas e não-específicas, o que faz com que uma alta variedade de respostas de formigas sejam possíveis com o distúrbio (Philpott *et al.* 2010). Dessa maneira, nossos resultados indicam que a perturbação antrópica modifica a interação tritrófica em *Sida* sp., comprometendo o serviço contra a herbivoria oferecido pelas formigas. Entretanto, estudos subsequentes utilizando outros tipos de sistemas planta-hemíptero-formiga devem ser feitos para uma maior generalidade do padrão aqui observado.

LITERATURA CITADA

- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- DEL-CLARO, K. E P. S. OLIVEIRA. 1999. Ant-Homoptera interactions in a neotropical savanna: The honeydew-producing treehopper, *Guayaquila xiphias* (Membracidae), and its associated ant fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae). *Biotropica* 31: 135-144.
- LEAL, I. R., J. M. C. SILVA, M. TABARELLI E T. E. LACHER. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- LEAL, I. R., M. TABARELLI E J. M. C. SILVA. 2003. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp. 13-16. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LIBERAL, C. N., C. BALDAUF, J. D. RIBEIRO-NETO, L. AGRA, P. F. FALCÃO E C. M. JACOBI. 2009. Influência dos fatores microclimáticos na biologia floral de *Sida* sp. (Malvaceae) em uma área de Caatinga na região de Parnamirim, Pernambuco. In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos. (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo 2008*, pp. 67-78. Editora Universitária da UFPE, Recife
- OLIVEIRA, P. S. 1997. The ecological function of extrafloral nectaries: herbivore deterrence by visiting ants and reproductive output in *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). *Functional Ecology* 11: 323-330.
- OZAKI, K., S. TAKASHIMA E O. SUO. 2000. Ant predation suppresses populations of the scale insect *Aulacaspis marina* in natural mangrove forests. *Biotropica* 32: 764-8.
- PERFECTO, I. E J. VANDERMEER. 2006. The effect of an ant-hemipteran mutualism on the coffee berry borer (*Hypothenemus haxmpei*) in southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117: 218-21.
- PHILPOTT, S. M., I. PERFECTO, I. ARMBRECHT E C. L. PARR. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In L. Lach, C. P. Parr e K. L. Abbott (Eds.). *Ant Ecology*, pp. 137-156. Oxford University Press, Oxford.
- ROSUMEK, F. B., F. A. O. SILVEIRA, F. S. NEVES, N; P. U. BARBOSA, L. DINIZ E Y. OKI. 2009. Ants on plants: a meta-analysis of the role of ants as plant biotic defenses, *Oecologia* 160: 537-549.
- RICO-GRAY, V. E P. S. OLIVEIRA. 2007. *The ecology and evolution of ant-plant interactions*. University of Chicago Press, Chicago. 331p.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4ª edição. Prentice Hall, New Jersey.

INFLUÊNCIA DE FORMIGUEIROS NA RIQUEZA DE ESPÉCIES, SIMILARIDADE E FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES MIRMECOCÓRICAS NA CAATINGA

Gabriela Burle Arcoverde

RESUMO – A dispersão de sementes é uma fase essencial no ciclo de vida dos vegetais. Na Caatinga, muitas espécies vegetais possuem adaptações para dispersão por formigas, embora espécies que não possuam essas adaptações também possam ser dispersas secundariamente por esses invertebrados. O objetivo deste trabalho foi avaliar se áreas sob influência de ninho possuem maior riqueza de espécies, maior similaridade e maior frequência de espécies mirmecocóricas quando comparadas com áreas controle. Para isso, foram montados 30 plots com 1 m de raio, 15 sob influência de formigueiros de *Dinoponera quadriceps* e 15 como controle, e as plântulas encontradas foram identificadas. Áreas sob influência de formigueiros apresentaram riqueza de plântulas 1,6 vezes maior, uma frequência de plântulas mirmecocóricas duas vezes maior e maior similaridade vegetal quando comparadas com áreas controle. Esses resultados em conjunto indicam que áreas de formigueiro favorecem o estabelecimento tanto de espécies mirmecocóricas, como de espécies dispersas secundariamente pelas formigas na Caatinga. Isto pode estar relacionado com as características do solo dos formigueiros que tendem a ser mais ricos em nutrientes e menos compactados quando comparado com áreas sem formigueiros.

PALAVRA-CHAVE: *Dinoponera quadriceps*; dispersão de sementes; estabelecimento vegetal; Euphorbiaceae; mirmecocoria.

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

A DISPERSÃO DE SEMENTES É UM PROCESSO CHAVE DENTRO DO CICLO DE VIDA DE UM VEGETAL. Essa é a fase que no ciclo de vida que possibilita que espécies vegetais possam colonizar novas áreas e dispersar suas sementes para longe da influência da planta mãe (Wenny 2001, Howe & Miriti 2004). O processo de dispersão pode ocorrer de duas formas, através da dispersão abiótica e biótica. A dispersão abiótica ocorre principalmente pelo vento ou pela água. Já a dispersão biótica

(zoocoria) ocorre através de vetores animais que podem ser vertebrados ou invertebrados (Stiles 2000).

As formigas ocupam posição de destaque entre agentes dispersores invertebrados, pois são os vetores mais eficientes de deslocamento horizontal e vertical de diásporos. Existem mais de 3000 espécies de plantas com sementes adaptadas a esse tipo de dispersão (Rico-Gray & Oliveira 2007). Estas espécies são conhecidas como mirmecocóricas e apresentam um corpo gorduroso rico em lipídios atrativos às formigas. Essa estrutura é denominada elaiossomo, e cobre a região micropilar de suas sementes (Rico-Gray & Oliveira 2007, Sousa 2010, Lach *et al.* 2010). A mirmecocoria é amplamente distribuída no mundo, contudo a maior concentração das espécies mirmecocóricas está localizada na África do Sul e na Austrália (Lach *et al.* 2010). No Brasil, esta síndrome é bastante frequente na Caatinga, onde as Euphorbiaceae formam o principal grupo de mirmecócoras verdadeiras (Leal *et al.* 2007). Além de dispersarem as espécies mirmecocóricas, as formigas também contribuem como dispersoras secundárias para várias espécies com síndromes de dispersão por vertebrados (Rico-Gray & Oliveira 2007). Elas podem remover sementes que foram manipuladas e/ou derrubadas por frugívoros ou aquelas encontradas nas fezes desses animais (Christianini & Oliveira 2009, Christianini & Oliveira 2010).

As espécies que possuem seus diásporos dispersos primariamente ou secundariamente por formigas geralmente se beneficiam dessa interação através de diferentes maneiras. Uma das vantagens reconhecidas ocorre quando as formigas levam os diásporos para seu ninho e com isso fornecem um sítio seguro para as sementes, protegendo-as de predadores (Rico-Gray & Oliveira 2007). Além disso, os ninhos ainda podem oferecer um ambiente mais favorável para a germinação das sementes, pois alteram localmente a composição e estrutura do solo, aumentando a umidade, o fluxo de água (Wagner 1997, James *et al.* 2008) e a deposição de matéria orgânica (Azcarate & Begoña 2007). Uma outra vantagem dá-se pelo deslocamento dos diásporos para longe da influência do parental, pois desta forma a mirmecocoria propicia que plântulas enfrentem menor

competição intraespecífica a medida que se afastam da planta mãe (Wenny 2001, Howe & Miriti 2004). Como dispersoras secundárias, formigas influenciam a distribuição e sobrevivência de plântulas dispersas por vertebrados promovendo o rearranjo das sementes que podem ser dispersas de forma agrupada nas fezes desses animais (Rico-Gray & Oliveira 2007).

Desta forma, formigueiros podem atuar como sítios de deposição preferencial de grande quantidade de sementes de diversas espécies vegetais, especialmente as mirmecocóricas. Estes sítios podem apresentar maior riqueza de plântulas e de espécies mirmecocórica, por favorecer a germinação e o estabelecimento inicial dessas espécies. Diante desses fatos, espero responder como os ninhos de formiga alteram o estabelecimento de plântulas e herbáceas em uma área de Caatinga. Minhas hipóteses são que áreas de ninhos possuem maior diversidade de espécies vegetais; espécies mirmecocóricas, por serem dispersas por formigas, se estabeleçam mais em áreas de ninho e ainda que possuam uma maior similaridade entre si do que entre as áreas controle. Assim, espero encontrar uma maior riqueza de plântulas e maior frequência de plântulas de Euphorbiaceae em volta do ninho quando comparado com áreas afastadas e que áreas próximas ao ninho possuam uma composição de espécies mais similar entre si que áreas controle.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – Realizei o estudo no município de Parnamirim (8°5'S; 39°34'W e 393 m de altitude) localizado no sertão do Estado de Pernambuco, a 570 km de Recife (CPRM 2005). O clima da região é classificado como Tropical Semi-árido (BSwh') com temperatura e precipitação médias anuais de 26°C e 569 mm, respectivamente, sendo os meses chuvosos de janeiro a abril (CPRM 2005). A vegetação do local é caracterizada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de Floresta Caducifólia e apresenta uma fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea, com a presença mais representativa do estrato herbáceo na estação chuvosa (CPRM 2005). Parnamirim está situado nas bacias hidrográficas dos Rios Brígida e Terra Nova, sendo encontrados na região os

solos podzólicos amarelos, planossolos e bruno não cálcicos (EMBRAPA 2001, CPRM 2005).

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL – Para a coleta dos dados, selecionei 15 ninhos da espécie *Dinoponera quadriceps* a medida que caminhava. Utilizei também 15 áreas controle, que distaram 10 m de cada ninho selecionado. Os ninhos estavam distantes entre si 10 m, no mínimo, para evitar sobreposição na área sobre a influência dos ninhos. Para avaliar a área sob influência dos ninhos, amostréi uma região de 1 m de raio a partir do murundum do ninho. Para o controle, amostréi uma área circular com 1 m de raio. Nessas áreas identifiquei ou morfoespeciei todas as espécies de herbáceas e plântulas com até 50 cm de altura para obter a riqueza e identifiquei as espécies mirmecocóricas de cada uma das áreas.

ANÁLISE DE DADOS – Para avaliar se a riqueza difere entre as áreas sob influência de ninho e controle, realizei um teste *t* pareado. Realizei um teste ANOSIM para avaliar se áreas sob influência do ninho e áreas controles diferiam na composição de espécies (Clarke & Gorley, 2001). Também realizei um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para uma melhor visualização do resultado utilizando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para avaliar se a frequência de espécies mirmecocóricas diferia entre áreas sob influência de ninho e controle, utilizei um teste não paramétrico para amostras dependentes.

RESULTADOS

Encontrei um total de 81 espécies de plântulas e herbáceas nas duas áreas de estudo, sendo 25 delas exclusivas das áreas de ninho. Entre as Euphorbiaceae mirmecocóricas, todas as espécies registradas para a fazenda Olho D'Água foram encontradas tanto nas áreas de ninho como no controle, com exceção de *Jatropha mutabilis* exclusiva de áreas de ninho. A espécie mirmecocórica mais frequente em áreas de ninho foi *Croton sonderianos*, presente em 11 dos 15 ninhos estudados

seguido por *Cnidoscolus urens* presente em 9 dos 15. No controle a espécie mirmecocórica mais frequente também foi *C. sonderianos* presente em 7 das 15 áreas controle, seguido por *Cnidoscolus quercifolius* presente em 3 das 15 áreas.

Áreas sob influência de ninho possuíram em média 14,13 ($\pm 4,81$) espécies, enquanto áreas controle possuíram 8,73 ($\pm 3,58$) espécies, o que representam um aumento de 1,6 vezes no número de espécies de plântulas e herbáceas em áreas de ninho de formigas ($t = 3,74$; $GL=14$; $p = 0,002$; Fig. 1). Áreas sob influência de formigueiros apresentaram composição de espécies mais similar entre si quando comparadas com áreas controle (Fig. 2) (ANOSIM, $r = 0,0225$; $p = 0,002$). As plantas mirmecocóricas foram duas vezes mais frequentes em áreas sob influência dos formigueiros que em áreas controle. As mirmecocóricas representaram 13,73% das espécies coletadas em áreas de formigueiro e 6,8% das espécies coletadas nas áreas controle ($Z = 2,06$; $N = 15$; $p = 0,038$; Fig. 3).

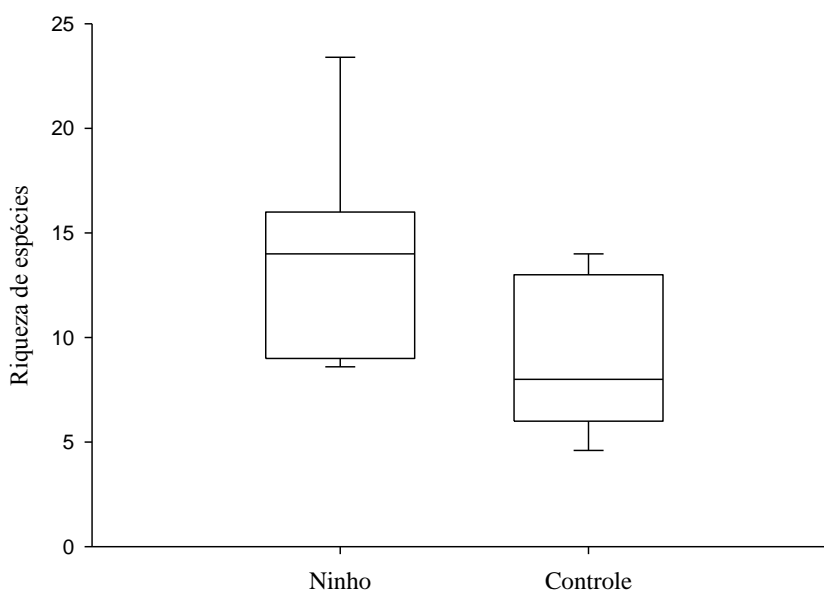


Figura 1. Riqueza de plântulas com até 50 cm de altura e de espécies herbáceas encontradas em áreas de ninho de *Dinoponera quadriceps* e em áreas controle a 10 m do ninho no município de Parnamirim, PE. Linha central representa a mediana, caixas representam 25 e 75 percentis e a barra de erro 10 e 90 percentis.

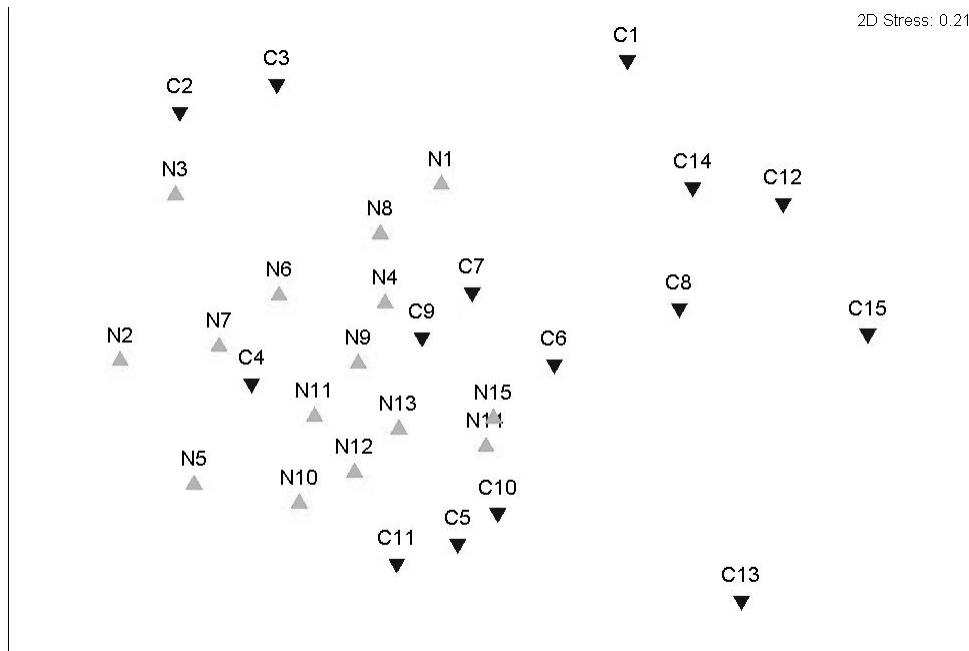


Figura 2. Ordemação NMDS de 30 plots estabelecidos em áreas de Caatinga no município de Parnamirim, PE, baseada no coeficiente de similaridade Bray-curtis aplicado a espécies de plantas. Triângulos cinza representam áreas sob a influência de ninho de *Dinoponera quadriceps* ($N = 15$) e triângulos preto representam áreas controle a 10 m dos ninhos ($N = 15$).

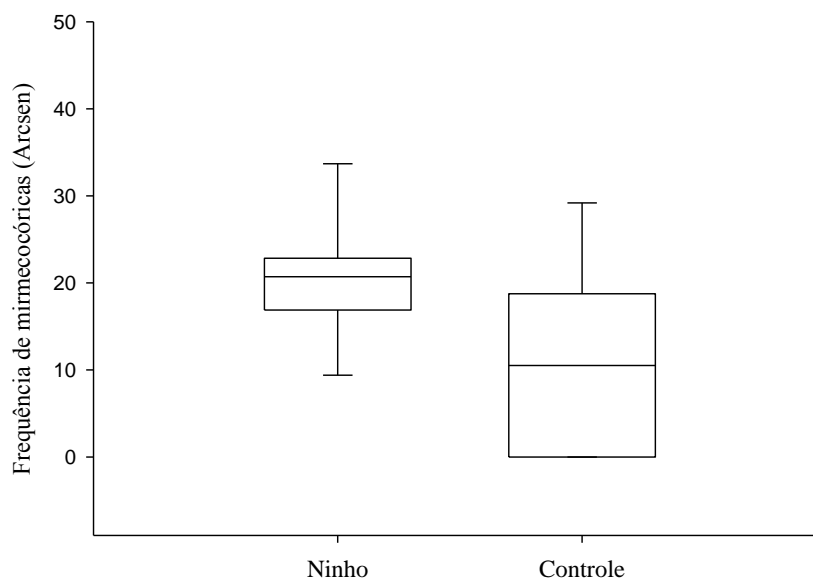


Figura 3. Frequência de espécies mirmecocóricas encontradas em áreas de ninho de *Dinoponera quadriceps* e áreas controle a 10 m do ninho no município de Parnamirim, PE. Linha central representa a mediana, caixas representam 25 e 75 percentis e a barra de erro 10 e 90 percentis.

DISCUSSÃO

Áreas de ninhos possuem maior riqueza de espécies, similaridade de espécies e ainda possuem uma maior frequência de espécies mirmecocóricas. Esses fatos corroboram as minhas hipóteses mostrando que os ninhos de *Dinoponera quadriceps* podem ser sítios favoráveis ao estabelecimento de plântulas, especialmente de mirmecocóricas, na Caatinga.

A fase de plântula é considerada crítica para desenvolvimentos dos vegetais, devido a sua sensibilidade aos fatores ambientais (Barbosa 1992), o que dificulta o desenvolvimento e sobrevivência dessas (Cavalcanti *et al.* 2006). Esses fatores limitantes podem ser amenizados em áreas sob a influência de formigueiro. Vários estudos ao redor do mundo mostram que áreas de ninho aumentam umidade, fluxo de água e presença de nutrientes no solo (Wagner 1997, James *et al.* 2008, Eldridge *et al.* 2009), recentemente foi comprovado que na Caatinga o padrão é semelhante. Nessa região, os formigueiros aumentam a penetrabilidade do solo, bem como a quantidade de macro e micro nutrientes (Sátiro 2010). Com isso, áreas de ninho se tornam locais mais favoráveis para o estabelecimento e crescimento de plântulas (Sátiro 2010), o que pode estar relacionado com o aumento na riqueza de plântulas em áreas de ninho encontrado nesse trabalho. Além de possuir uma maior riqueza de plântulas, áreas de ninhos apresentam maior similaridade entre si, indicando que áreas de ninhos favorecem o estabelecimento de algumas espécies que são limitadas pelas condições mais áridas e com quantidade reduzida de nutrientes do ambiente.

Os formigueiros também favoreceram o estabelecimento de espécies mirmecocóricas (Leal 2003, Leal *et al.* 2007, Sátiro 2010). Essas espécies possuem um elaiossomo como mecanismo de atração das formigas para que esses diásporos sejam dispersos (Lach *et al.* 2010). Porém, é necessária a remoção deste para que ocorra a germinação de suas sementes (Leal *et al.* 2007). As formigas levam os diásporos das espécies mirmecocóricas para seus ninhos, removem o seu elaiossomo e depositam a semente na lixeira do formigueiro (Leal 2003, Leal *et al.* 2007). Esse processo pelo qual essas sementes são submetidas é responsável por sua maior frequência em áreas de ninho, uma vez que a remoção do elaiossomo pelas formigas favorece sua germinação, e a

deposição da semente na lixeira do ninho (rica em nutrientes) promove o crescimento das plântulas dessas espécies (Leal 2003, Leal *et al.* 2007, Satiro 2010). Com isso, pude mostrar a influência das formigas na composição vegetacional, aumentando a riqueza e alterando a composição de espécies localmente.

LITERATURA CITADA

- AZCÁRATE, F. M. E P. BEGOÑA. 2007. Harvester ants (*Messor barbarus*) as disturbance agents in Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18: 103-110.
- BARBOSA, D. C. A. 1992. Distribution of *Anadenanthera macrocarpa* (Benth) Brenan seedlings in an area of the caatinga of Northeastern Brazil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 13: 1 -10.
- CAVALCANTI, N. B., RESENDE, G. M., DRUMOND, M. A. E L. T. L. BRITO. 2006. Emergência e sobrevivência de plântulas de imbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arruda) na caatinga. *Revista Caatinga* 19: 391-396.
- CLARKE, K. R. E R. N. GORLEY. 2001. *PRIMER v 5.0. User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- CHRISTIANINI, A. V. E P. S. OLIVEIRA. 2009. The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. *Oecologia* 160: 735-745.
- CHRISTIANINI, A. V. E P. S. OLIVEIRA. 2010. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 98: 573-582.
- ELDRIDGE, D. J., WHITFORD, W. G. E B. D. DUVAL. 2009. Animal disturbances promote shrub maintenance in a desertified grassland. *Journal of Ecology* 97: 1302-1310.
- EMBRAPA. 2001. *Mapa exploratório de solos do município de Parnamirim, PE*. Embrapa solos, Recife.
- FARJI-BRENER, A. G. E L. GHERMANDI. 2000. Influence of nests of leaf-cutting ants on plant species diversity in road verges of northern Patagonia. *Journal of Vegetation Science* 11: 453-460.
- GINZBURG, O., WITHFORD, W. G. E Y. STEINBERGER. 2008. Effects of harvester ant (*Messor* spp.) activity on soil properties and microbial communities in a Negev Desert ecosystem. *Biology*

and Fertility of Soils 45: 165-173.

- HOWE, H. F. E M. N. MIRITI. 2004. When seed dispersal matters. *Bioscience* 54: 651-660.
- JAMES, A. I., ELDRIDGE, D. J., KOEN, T. B. E W. G. WHITHFORD. 2008. Landscape position modewrates how ant nest affect hydrology and soil chemistry across a Chihuahuan Desert watershed. *Landscape Ecology* 23: 961-975.
- LACH, L., PARR, C. L. E K. L. ABBOTT. 2010. *Ant ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- LEAL, I. R. 2003. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga. In Leal, I. R., M. Tabarelli, and J. M. C.Silva (Eds). *Ecologia e conservação da caatinga*, pp. 337-366. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LEAL, I. R., WIRTH, R. E M. TABARELLI. 2007. Seed dispersal by ants in Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- RICO-GRAY, V. E P. S. OLIVEIRA. 2007. *The ecology an evolution of ant-plant interaction*. The University of Chicago Press, Chicago.
- SÁTIRO, L. R. H. 2010. *Influência das características dos solos dos formigueiros no crescimento e sobrevivência de plântulas de Euphorbiaceae em uma área de Caatinga em Juazeiro, Bahia, Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife.
- STILES, E.W. 2000. Animal as seed dispersers. In: M. Fenner (Ed.). *Seed: the ecology of regeneration in plant communities*, pp. 111-124. CABI Publishing, Oxon.
- WAGNER, D. 1997. The influence of ant nest on *Acacia* seed production, herbivory and soil nutrients. *Journal of Ecology* 85: 83-93.
- WENNY, D. 2001. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. *Evolutionary Ecology Research* 3: 51-74.

***PSITTACANTHUS BICALYCVLATUS* MART. (LORANTHACEAE) PARASITA
PREFERENCIALMENTE INDIVÍDUOS DE *COMMIPHORA LEPTOPHLOEOS*
(MART.) J.B.GILLET (BURSERACEAE)?**

Kátia Fernanda Rito

RESUMO - Parasitar preferencialmente uma planta hospedeira pode ser uma estratégia vantajosa quando esta relação implica em um maior sucesso de estabelecimento, crescimento e reprodução da planta parasita. Na Caatinga, a erva-de-passarinho *Psittacanthus bicalyculatus* (Loranthaceae), apesar de ser considerada uma hemiparasita generalista, é comumente encontrada parasitando indivíduos de *Commiphora leptophloeos* (Burseraceae). Dessa maneira, busquei investigar se *P. bicalyculatus* parasita indivíduos de *C. leptophloeos* mais frequentemente que outras espécies presentes na área. Para verificar tal preferência, amostré a ocorrência de 30 infestações que encontrei por busca ativa na área estudada. Identifiquei a espécie hospedeira para cada uma das infestações observadas. Posteriormente, avalei a frequência da espécie hospedeira em relação às demais espécies arbóreas que compunham a comunidade utilizando o método do ponto-quadrante. Em cada quadrante, identifiquei apenas a espécie arbórea mais próxima ao ponto central que possuía diâmetro à altura do solo ≥ 15 cm e observei se apresentavam infestação. Todas as infestações de *P. bicalyculatus* que observei tiveram como hospedeira *C. leptophloeos*, a qual foi espécie mais frequente na área, seguida por *Sapium glandulosum* e *Aspidosperma pyrifolium*, que ocorreram em 19 e 18 dos 30 pontos amostrados, respectivamente. As espécies encontradas em menor frequência foram para *Schinopsis brasiliensis*, *Guapira* sp., *Myracrodruon urundeuva* e *Anadenanthera colubrina*. A presença de *P. bicalyculatus* apenas em *C. leptophloeos* sugere que exista, de fato, uma preferência por esta espécie hospedeira. As características das outras potenciais hospedeiras existentes na área estudada (menor diâmetro dos ramos, menor copa, menor abundância relativa na área e síndrome de dispersão não zoocórica) podem estar atuando como seleção à colonização pela erva-de-passarinho, dando origem a esta relação local de especificidade de *P. bicalyculatus* por *C. leptophloeos*.

PALAVRAS CHAVE: Erva-de-passarinho; especificidade; hemiparasita; hospedeira; sucesso de colonização.

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

PLANTAS PARASITAS PODEM SER CLASSIFICADAS TANTO EM RELAÇÃO À POSIÇÃO DE OCORRÊNCIA EM SUAS HOSPEDEIRAS (parasitas de raízes ou de ramos), como também, em relação à presença de cloroplastos funcionais (Aukema 2003). Aquelas que não possuem cloroplastos funcionais,

chamadas holoparasitas, dependem diretamente dos fotossintatos de suas hospedeiras. Enquanto as que possuem cloroplastos funcionais, as hemiparasitas, dependem de suas hospedeiras apenas para obtenção de água e sais minerais (Aukema 2003). A ocupação das hemiparasitas nas suas hospedeiras depende de alguns fatores, como a especificidade pelo hospedeiro, a distância entre hospedeiros, a arquitetura da planta hospedeira, as condições ambientais, o comportamento alimentar e a seleção de habitat do agente dispersor (Monteiro *et al.* 1992, Murphy *et al.* 1993, Martínez del Rio *et al.* 1995, García-Franco & Rico-Gray 1996, Cazzeta & Galetti 2007).

As ervas-de-passarinho são hemiparasitas especializadas no crescimento sobre ramos de árvores (Leal *et al.* 2006). São assim chamadas devido ao fato de que a maior parte das espécies de erva-de-passarinho depende das aves para dispersão de suas sementes (Amico & Aizem 2000). O estabelecimento destas plantas ocorre quando as sementes germinam sobre o galho da hospedeira e então a parasita desenvolve o haustório que penetra no tecido vascular desse hospedeiro (Tennakoon & Patê 1996). O tipo de substrato exerce pouca influência na germinação das ervas-de-passarinho (Radomiljac 1998 *apud* Cazzeta & Galetti 2007). Já o diâmetro do galho do hospedeiro é o fator que exerce maior influência na germinação de sementes e estabelecimento das plântulas, seguido por outros fatores como a idade e o tamanho dos hospedeiros (Martínez-del-Rio *et al.* 1995, Sargent 1995, Ladley & Kelly 1996, Norton & Ladley 1998).

As espécies de erva-de-passarinho estão distribuídas dentre as famílias Loranthaceae, Viscaceae, Eremolepidaceae e Rafflesiaceae (Aukema 2003). Na Caatinga, *Psittacanthus bicalyculatus* Mart. é uma representante das ervas-de-passarinho que pertence à família Loranthaceae. Neste ecossistema *P. bicalyculatus* é reconhecida por parasitar árvores como *Mimosa* sp. (jurema), *Spondias tuberosa* (umbuzeiro) e *Commiphora leptophloeos* (imburana-de-cambão), por exemplo (Andrade-Lima 1989). No entanto, esta espécie é mais comumente observada parasitando os indivíduos da imburana-de-cambão (observações pessoais). A imburana-de-cambão é uma árvore que apresenta características que favorecem o estabelecimento da erva-de-passarinho, a exemplo da dispersão ornitocórica, da abundância elevada e da copa frondosa com ramos tortuosos

(Siqueira Filho *et al.* 2009). Além disso, a imburana-de-cambão é uma espécie decídua, característica que em geral favorece o estabelecimento e crescimento de hemiparasitas. Isso ocorre porque a exposição da parasita à luz solar favorece a fotossíntese, essencial nos períodos mais críticos de crescimento (Taiz & Zeiger 2004).

Parasitar preferencialmente uma planta hospedeira pode ser uma estratégia vantajosa quando esta relação implica em um maior sucesso de estabelecimento, crescimento e reprodução da planta parasita. Isto acontece quando uma parasita especializa-se em uma única hospedeira ou um conjunto restrito de hospedeiras, aumentando a eficiência de captura de recursos (Jaenike 1990). Esta especialização se torna ainda mais importante se o hospedeiro for abundante. Neste caso, os custos-benefícios para a parasita são maiores do que seriam se ela interagisse com um maior número de espécies hospedeiras, porém, de forma menos eficiente (Jaenike 1990). Dessa maneira, busquei investigar se *P. bicalyculatus* (Loranthaceae) parasita preferencialmente indivíduos de *C. leptophloeos* (Burseraceae). Espero que haja uma maior frequência de ocorrência de indivíduos de *C. leptophloeos* parasitados por *P. bicalyculatus* em comparação a outras hospedeiras potenciais.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – Desenvolvi este estudo na Fazenda Olho D'água, uma área de Caatinga, pertencente ao município de Parnamirim (8°79'S; 39°57'O), sertão de Pernambuco. Este município está localizado a 560 km do Recife. A vegetação da área é classificada como caatinga hiperxerófila e o clima da região é tropical seco, com precipitação anual média de 509 mm e estação chuvosa ocorrendo de novembro a abril (CPRM 2005).

ESPÉCIES ESTUDADAS – *Psittacanthus bicalyculatus* Mart. (Loranthaceae) é uma hemiparasita que ocorre sobre ramos de espécies lenhosas da Caatinga (Andrade-Lima 1989). Quando os haustórios de *P. bicalyculatus* penetram nos ramos do hospedeiro, este desenvolve um tecido de reação lenhoso, hipertrofiado que envolve a base do parasita, representando um ponto de inserção

característico. Os indivíduos de *P. bicalyculatus*, apresentam folhas ovaladas, opostas, sésseis e de cor verde claro (Andrade-Lima 1989). As inflorescências são conspícuas, compostas por flores vermelho-alaranjadas com pétalas livres, o que torna fácil a identificação da espécie mesmo a grandes distâncias. A floração ocorre de maio a julho e a polinização é realizada por beija-flores (Leal *et al.* 2006). Os frutos são bagas ovóides de cerca de 1,5 cm, que são dispersas por aves (Caires *et al.* 2009, Arruda *et al.* 2005).

Commiphora leptophloeos (Mart.) J.B.Gillett (Busceraceae) é uma espécie arbórea lenhosa que ocorre nas caatingas arbustivo-arbóreas do nordeste brasileiro (CNIP 2011). Esta espécie pode alcançar até 9 m de altura e o caule pode chegar a 60 cm de diâmetro. Os indivíduos de *C. leptophloeos* possuem uma copa esgalhada com ramos sinuosos. As folhas são alternas, compostas e de coloração verde claro. A floração ocorre de novembro a dezembro e as flores são pequenas (de 3-4 mm de comprimento), melitófilas e de coloração amarela. O fruto é uma cápsula globosa deiscente, com 1,5cm de diâmetro, de cor verde. Os frutos contêm uma semente rugosa, de coloração negra com um arilo avermelhado. A frutificação ocorre de dezembro a abril e os frutos são consumidos por aves (CNIP 2011, Siqueira Filho *et al.* 2009). Esta é uma espécie considerada heliófita e decídua, perdendo rapidamente as folhas na estação seca (Andrade-Lima 1989, CNIP 2011, Siqueira Filho *et al.* 2009)

COLETA DE DADOS – Para verificar a preferência de *P. bicalyculatus*, amostré a ocorrência de 30 infestações, que encontrei por busca ativa em uma área de aproximadamente 600 km². Identifiquei a espécie hospedeira para cada uma das infestações observadas. Posteriormente, avaliei a frequência da espécie hospedeira em relação às demais espécies arbóreas que compunham a comunidade utilizando o método do ponto-quadrante (adaptado de Cottam & Curtis 1956). Os indivíduos infestados representaram o centro de um plano cartesiano que definia quatro quadrantes. Em cada quadrante, identifiquei apenas a espécie arbórea mais próxima ao ponto central que possuía diâmetro à altura do solo ≥ 15 cm e observei se estes indivíduos apresentavam infestação.

RESULTADOS

Todas as infestações de *Psittacanthus bicalyculatus* Mart. que observei, tiveram como hospedeira *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett . A espécie hospedeira foi a mais freqüente nos pontos amostrados, seguida por *Sapium glandulosum* (burra-leiteira) e *Aspidosperma pyrifolium* (pereiro), que ocorreram em 19 e 18 dos 30 pontos amostrados, respectivamente. As espécies encontradas em menor freqüência foram *Schinopsis brasiliensis* (baraúna), *Guapira* sp. (pau-piranha), *Myracrodruon urundeuva* (aroeira) e *Anadenanthera colubrina* (anjico-de-carço; Fig. 1).

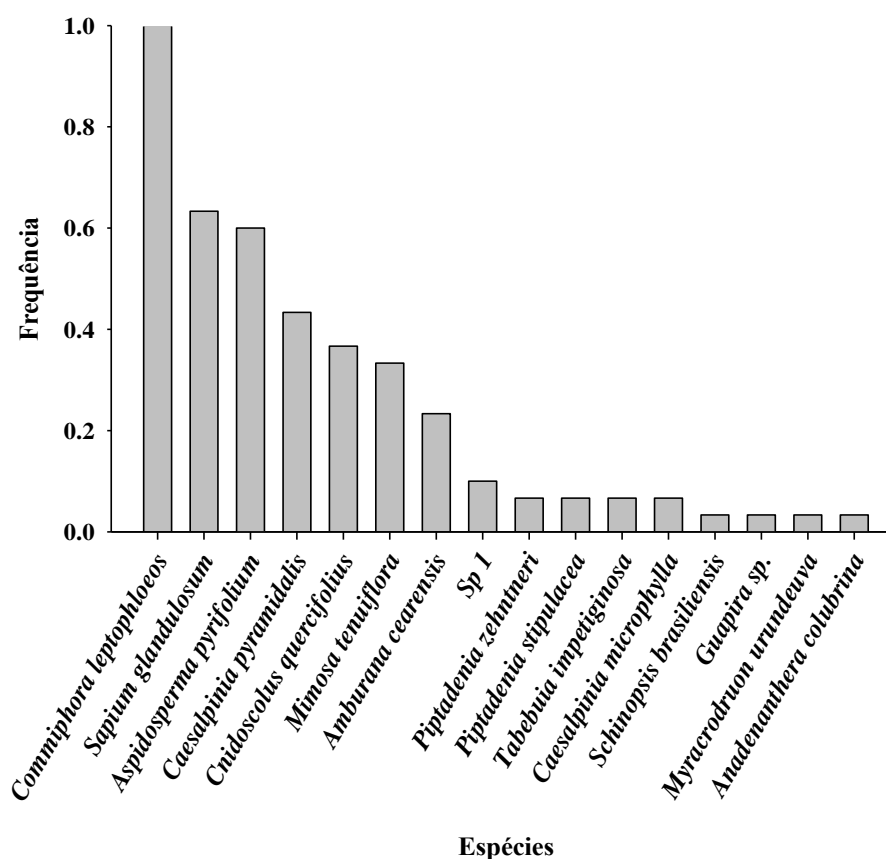


Figura 1. Frequência de ocorrência de espécies arbóreas nos pontos amostrados onde indivíduos de *Commiphora leptophloeos* estavam parasitados por *Psittacanthus bicalyculatus* em uma área de Caatinga, Parnamirim, Pernambuco.

DISCUSSÃO

A presença de *Psittacanthus bicalyculatus* Mart. apenas em *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett sugere que existe uma preferência da parasita por essa hospedeira. A preferência de uma planta parasita por sua hospedeira pode estar relacionada aos atributos morfológicos do forófito como diâmetro dos ramos e arquitetura da copa. Cazzeta & Galetti (2007) avaliando o estabelecimento de *Phoradendron rubrum* (L.) Griseb. (Viscaceae) em *Tabebuia ochracea* (Cham.) Standl. (Bignoniaceae) e *Melia azedarach* L. (Meliaceae) observaram que em geral, copas grandes com ramos de diâmetro intermediário são mais colonizadas pelas espécies de erva-de-passarinho. Ramos muito finos não são capazes de suportar o peso de plantas parasitas adultas. Enquanto ramos muito grossos, mais suberizados, dificultam a penetração do haustório (Cazzeta & Galetti 2007).

Esta preferência pode também estar relacionada aos atributos ecológicos da hospedeira, como a abundância relativa na área estudada e tipo de dispersão. A variação na abundância relativa das hospedeiras pode ser um fator chave nos padrões de especificidade dos hemiparasitas e está relacionada à probabilidade de encontro da hospedeira (Norton & Carpenter 1998). Em relação ao tipo de dispersão, a chance de colonização é maior se a espécie hospedeira também for ornitocórica como a parasita. Isso acontece porque aumentam as chances destas hospedeiras serem utilizadas como poleiros pelas aves que se alimentam dos frutos da erva-de-passarinho. Assim, estas aves podem depositar as sementes da parasita nos ramos da espécie utilizada como poleiro, seja durante a limpeza dos bicos ou mesmo quando defecam (Monteiro *et al.* 1992).

Para parasitas que não são consideradas específicas, como o *P. bicalyculatus*, a importância dos atributos morfológicos e ecológicos que as hospedeiras possuem, pode variar de acordo com o ambiente e a disponibilidade de hospedeiras colonizáveis (Martinez Del Rio *et al.* 1996, Monteiro *et al.* 1992). Na área em que realizei este estudo, os indivíduos de *C. leptophloeos* encontrados eram adultos e possuíam copa frondosa. Por outro lado, os indivíduos das outras espécies que foram encontradas com uma maior frequência (*S. glandulosum* e *A. pyriformium*) eram em geral mais jovens, possuíam copa pequena e com ramos mais finos (observações pessoais). Além disso,

embora estas espécies sejam potenciais poleiros para as aves que se alimentam de *P. bicalyculatus*, nenhuma delas é ornitocórica. *C. leptophloeos*, por sua vez, é uma espécie que tem a mesma síndrome de dispersão e frutos com a mesma dimensão (1,5 cm) dos frutos de *P. bicalyculatus* (Caires *et al.* 2009, Siqueira Filho *et al.* 2009). Essas características aumentam as chances de que as aves que se alimentam destas duas espécies sejam as mesmas e conseqüentemente aumentam as chances da imburana ser mais utilizada como poleiro.

Portanto, na área estudada, provavelmente espécies como *S.glandulosum* e *A. pyrifolium* possuem menos chances de serem colonizadas por *P. bicalyculatus*. As características destas outras potenciais hospedeiras existentes na área estudada (menor diâmetro dos ramos, menor copa, menor abundância relativa na área e síndrome de dispersão não zoocórica), podem estar atuando como seleção à colonização pela erva-de-passarinho, dando origem a esta relação local de especificidade de *P. bicalyculatus* por *C. leptophloeos*. Muitos estudos buscam demonstrar a preferência de espécies parasitas por suas hospedeiras e quais as características que determinam esta relação (Monteiro *et al.* 1992, Arruda *et al.* 2005, Cazzeta & Galetti 2007). Porém, estes estudos não avaliam esta preferência comparando diferentes ambientes. A determinação de fatores que favorecem a especialização de parasitas deve ser realizada observando não só a relação hospedeira-parasita, mas avaliando também atributos de comunidades. A inclusão de fatores como composição florística da área e nível de perturbação neste tipo de estudo permitiria avaliar se há um relaxamento ou estreitamento da relação entre plantas parasitas e suas hospedeiras nos diferentes ambientes e quais as conseqüências disso para a comunidade de plantas.

LITERATURA CITADA

- AMICO, G. E M. A. AIZEN. 2000. Mistletoe seed dispersal by a marsupial. *Nature* 408: 929-930.
- ANDRADE-LIMA, D. 1989. *Plantas das Caatingas*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.
- ARRUDA, R., L. M. CARVALHO, E K. DEL-CLARO. 2005. Host specificity of a Brazilian mistletoe, *Struthanthus* aff. *polyanthus* (Loranthaceae), in cerrado tropical savanna. *Flora*. 201: 127–134.
- AUKEMA, J. E. 2003. Vectors, viscin, and viscaceae: mistletoes as parasites, mutualists, and resources. *Frontiers in Ecology Environment* 1: 212–219.

- CAIRES, C. S., M. A. UCHÔA-FERNANDES, J. NICÁCIO, E P. C. STRIKIS. 2009. Frugivoria de larvas de *Neosiba* McAlpine (Diptera, Lonchaeidae) sobre *Psittacanthus plagiophyllus* Eicher (Santales, Loranthaceae) no sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 53: 272–277.
- CAZETTA, E. E M. GALETTI. 2007. Frugivoria e especificidade por hospedeiros na erva-de-passarinho *Phoradendron rubrum* (L.) Griseb. (Viscaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 30: 345-351.
- COTTAM, G. E J. T. CURTIS. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451-460.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- CNIP – Centro Nordestino de Informações sobre plantas. Disponível em: [http:// www.cnip.org.br](http://www.cnip.org.br). Acessado em: 03 de março de 2011.
- GARCÍA-FRANCO, J. G. & RICO-GRAY, V. 1996. Distribution and host specificity in the holoparasite *Bdallophyton bambusarum* (Rafflesiaceae) in a tropical deciduous Forest in Vera cruz, Mexico. *Biotropica* 28: 759-762.
- JAENIKE, J. 1990. Host specialization in phytophagous insects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 243-73.
- LADLEY, J. J. E D. KELLY. 1996. Dispersal, germination and survival of New Zealand mistletoes (Loranthaceae): dependence on birds. *New Zealand Journal of Ecology* 20: 69-79.
- LEAL, L., BUJOKAS, W. M. & BIONDI, D. 2006. Análise da infestação de erva-de-passarinho na arborização de ruas de Curitiba, PR. *Floresta* 36: 323-330.
- LEAL F. C., A. V. LOPES, E I. S. MACHADO. 2006. Polinização por beija-flores em uma área de caatinga no Município de Floresta, Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 379-389.
- MARTÍNEZ-DEL-RIO, C., K. BRUGGER, M. WITMER, J. RIOS, E E. VERGARA. 1995. An experimental and comparative study of dietary modulation of intestinal enzymes in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Physiological Zoology* 68: 490-511.
- MARTÍNEZ-DEL-RIO, C. M. HOUDEQUIN, A. SILVA, E R. MEDEL. 1995. The influence of cactus size and previous infection on bird deposition of mistletoe seeds. *Australian Journal of Ecology* 20: 571-576.
- MARTÍNEZ-DEL-RIO, C., A. SILVA, R. MEDEL, E M. HOURDEQUIN. 1996. Seed dispersers as disease vectors: bird transmission of mistletoe seedsto plant hosts. *Ecology* 77: 912–921.

- MONTEIRO, R. F., R. P. MARTINS, E K. YAMAMOTO. 1992. Host specificity and seed dispersal of *Psittacanthus robustus* (Loranthaceae) in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 307-314.
- MURPHY, S. R., N. REID, Z. YAN, E W. N. VENABLES. 1993. Differential passage time of mistletoe fruits through the gut of honeyeaters and flowerpeckers: effects on seedling establishment. *Oecologia* 93:171-176.
- NORTON, D. A. E M. A. CAARPENTER. 1998. Mistletoes as parasites: host specificity and speciation. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 101-105.
- NORTON, D. A. E J. J. LADLEY. 1998. Establishment and early growth of *Alepis flavida* in relation to *Nothofagus solandri* branch size. *New Zealand Journal of Botany* 36: 213-217.
- RADOMILJAC, A. M. 1998. The influence of pot host species, seedling age and supplementary nursery nutrition on *Antalum album* Linn. (Indian sandalwood) plantation establishment within the Ord River Irrigation Area, Western Australia. *Forest Ecology and Management* 102: 193-201.
- SARGENT, S. 1995. Seed fate in a tropical mistletoe: the importance of host twig size. *Functional Ecology* 9: 127-204.
- SIQUEIRA FILHO, J. A., A. P. B. SANTOS, M. F. S. NASCIMENTO, E F. S. ESPÍRITO SANTO. 2009. *Guia de Campo de Árvores da Caatinga*. Editora e Gráfica Franciscana Ltda., Petrolina.
- TAIZ, L. E E. ZEIGER. 2004. *Fisiologia Vegetal*. Artmed, Porto Alegre.
- TENNAKOON, K. U. E PATÊ, J. S. 1996. Effects of parasitism by a mistletoe on the structure and functioning of branches of its host. *Plant Cell and Environment* 19: 517-528.

ESTRESSE AMBIENTAL MODULANDO A HERBIVORIA EM *CNIDOSCOLUS QUERCIFOLIUS* POLH.

Marcel Serra Coelho

RESUMO – Meu objetivo foi identificar os padrões de herbivoria de duas guildas de insetos herbívoros associadas à *Cnidocolus quercifolius* em uma floresta estacional seca do nordeste do Brasil. Foram amostrados quatro diferentes habitats: (1) borda florestal, (2) ambiente méxico, (3) interior florestal e (4) ambiente rupestre. As bordas apresentaram uma taxa de remoção de área foliar inferior aos habitats rupestre, méxico e interior florestal. Já a abundância de galhas no habitat borda foi superior ao habitat méxico, interior florestal e rupestre. Não houve diferença na mortalidade de galhas entre os quatro habitats revelando ausência de pressão seletiva diferencial. Relações tróficas parecem não estar relacionadas aos padrões de distribuição espacial das duas guildas de insetos herbívoros associadas à *C. quercifolius*. Esses resultados demonstram que a heterogeneidade ambiental de florestas secas pode alterar significativamente interações ecológicas.

PALAVRAS CHAVE: Caatinga; distribuição espacial; faveleira; insetos galhadores; insetos mastigadores.

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

OS INSETOS CONSTITUEM MAIS DA METADE DA BIODIVERSIDADE NO PLANETA E REPRESENTAM O elo mais importante entre as plantas e os animais vertebrados (Gaston & Hudson 1994, Heywood 1995). Dentre as guildas de insetos, os herbívoros têm importante função na manutenção da diversidade de espécies e no fluxo de energia dos ecossistemas (Janzen 1987, Mulder 1999, Belovsky 2000, Carson 2000) e muitos trabalhos tentaram explicar seus padrões de distribuição espacial nos mais diversos ecossistemas (Root 1973, Fernandes & Price 1988, Wright & Samways 1996,1998, Blanche 2000, Mendonça 2001, Cuevas *et al.* 2004, Lewinsohn *et al.* 2005, Ribeiro & Basset 2007, Wirth *et al.* 2008). Além disso, a pressão que os insetos exercem sobre suas plantas hospedeiras tem originado uma série de adaptações, como por exemplo, as defesas químicas, mecânicas e fenológicas das plantas hospedeiras (Coley & Barone 1996). Por fim, os insetos podem impedir altas taxas de recrutamento de algumas espécies e permitindo a co-existência de uma maior

diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais (Connel *et al.* 1984, Janzen 1970).

Em escala regional, florestas tropicais apresentam maior taxa de perda foliar causada por herbívoros que florestas temperadas. Esse padrão é consequência de uma maior biomassa de herbívoros em florestas tropicais (Coley & Barone 1996). Dentre as florestas tropicais, as florestas secas apresentam maiores taxas de herbivoria devido principalmente a uma menor concentração de defesas em suas efêmeras folhas (Futuyma & Gould 1979, Landsberg 1989, Coley & Barone 1996). Já em escala local, uma combinação de disponibilidade de recursos (forças base-topo) e pressão de predadores (topo-base) parece definir as populações de herbívoros (Gratton & Denno 2003, Cornelissen & Stiling 2009). Entretanto, as forças ecológicas que controlam tanto a disponibilidade de recursos quanto a abundância de predadores variam de acordo com o habitat, podendo ser consequência de condições abióticas (e.g. características do solo, estresse higro-térmico), condições bióticas (e.g. densidade e riqueza da vegetação) ou ambas (e.g. produtividade primária; Root 1973, Fernandes & Price 1988, Wright & Samways 1996,1998, Blanche 2000, Mendonça 2001, Cuevas *et al.* 2004, Lewinsohn *et al.* 2005, Ribeiro & Basset 2007, Wirth *et al.* 2008). Além disso, herbívoros podem responder ao habitat de diferentes maneiras de acordo com a guilda trófica a qual pertencem. Insetos endógenos não são diretamente susceptíveis a compostos secundários; os manipulando em seu benefício. Insetos galhadores concentram compostos secundários em seus tecidos periféricos, estando ausentes nos tecidos nucleares de suas câmeras larvais.

Dessa forma, insetos galhadores evitam inimigos naturais e se beneficiam de um ambiente rico em nutrientes. Já os insetos herbívoros de vida livre são mais susceptíveis a compostos secundários e defesas mecânicas por não possuírem tais adaptações. Portanto, em um mesmo ecossistema populações de insetos herbívoros apresentarão distintos padrões dependendo das forças ecológicas que estejam atuando em cada habitat e da guilda à qual pertencem (Price 1998). Diante de tais premissas, o objetivo deste trabalho foi identificar os padrões de herbivoria em *Cnidocolus quercifolius* Polh. em quatro diferentes habitats de uma floresta estacional seca no nordeste do Brasil.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na Fazenda Olho D'Água, uma área de Caatinga no município de Parnamirim, sertão do Estado de Pernambuco, a 570 quilômetros de Recife (8°79'00"S; 39°57'00"W). A Caatinga é a vegetação típica do nordeste brasileiro e é formada por uma vegetação arbórea (8-12 m), arbustiva (5-8 m) e herbácea (até 2 m; Rizinni 1979). Na área de estudo a vegetação é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia (Silva *et al.* 2000). O clima da região é BSh (semi-árido quente), segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 26°C e precipitação de 569 mm, estando a estação úmida concentrada entre os meses de janeiro a abril (Silva *et al.* 2000). Os solos predominantes são dos tipos regossolo, bruno-não-cálcico e litólico (Silva *et al.* 2000).

ESPÉCIE ESTUDADA – *Cnidoscolus quercifolius* Pohl (Euphorbiaceae) (Fig. 1) conhecida como “faveleira” é uma espécie decídua, heliófita, ocorre em matas xerófitas e apresenta dispersão irregular. Suporta condições extremas de calor, seca e radiação solar (Maia 2004). Os acúleos ou espinhos da faveleira, adaptações para minimizar o índice de transpiração secretam uma substância urticante, que quando introduzida na pele, provoca inflamações dolorosas (Filho *et al.* 2007). É uma espécie ideal para reflorestamento de áreas erodidas, ocorrendo em diferentes formações edáficas e diferentes habitats associados à Caatinga. Também possui alto valor econômico por ser utilizada como fonte de alimento para populações locais e criações (Filho *et al.* 2007). Por tais razões, *C. quercifolius* é um adequado modelo ecológico.

COLETA DE DADOS – Em Abril de 2010, foram amostrados arbitrariamente 20 indivíduos de *C. quercifolius* em quatro diferentes habitats de uma caatinga hiperxerófila: (1) borda florestal, (2) méxico (próxima a uma fonte de água perene), (3) interior florestal, (4) rupestre (afloramento rochoso). Totalizando 80 indivíduos em todo o trabalho. Foram coletados cinco ramos em cada indivíduo, sendo acondicionados em sacos plásticos, etiquetados e levados ao laboratório. Foi analisada uma folha por ramo, totalizando cinco folhas por indivíduo e 400 folhas em todo o

trabalho. Para cada folha, foram medidos os seguintes parâmetros: (1) área foliar perdida (insetos de vida livre), (2) número de galhas (ver Fig. 1), (3) mortalidade de galhas. Todas as galhas foram abertas para observação e os fatores associados à mortalidade foram registrados. Os fatores incluíram parasitóides himenópteros, larvas de lepidópteros, predação por insetos mastigadores além de causas associadas à dessecação. Para avaliar a taxa de área foliar removida, as folhas foram digitalizadas e as áreas medidas no software Image Tool (University of Texas Health Science Center em San Antonio, San Antonio, TX, EUA).



Figura 1. Folhas de *Cnidoscolus quercifolius* com galhas induzidas por uma espécie não identificada de Cecidomyiidae (manchas marrons) e com danos causados por insetos de vida livre (orifício ao lado da nervura central) em uma floresta estacional seca no Nordeste do Brasil.

ANÁLISE DE DADOS – Para testar a hipótese de que indivíduos de *C. quercifolius* estão submetidos à diferentes taxas de herbivoria de acordo com o habitat, foi utilizado o teste Kruskal Wallis sendo os quatro habitats, (1) borda florestal, (2) interior florestal, (3) rupestre, (4) mésico, as variáveis explicativas e (1) número de galhas, (2) área foliar perdida e (3) mortalidade, como variáveis resposta. Quando os testes indicaram a existência de diferença entre as variáveis explicativas ($p < 0,05$), o teste *Pos hoc* Dunn foi utilizado para detectar a fonte de variação (Zar 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas de borda ($5,76 \pm 0,21$ média \pm E.P.; $n=100$) apresentaram uma porcentagem de área foliar perdida inferior ao habitat méxico ($9,95 \pm 1,01$; $N = 100$), interior florestal ($11,12 \pm 1,06$; $N = 100$) e rupestre ($15,9 \pm 1,43$; $N = 100$; $\chi^2 = 34,16$; $GL = 3$; $p = 0,01$; $N = 400$; Fig. 2). Diversos estudos reportaram a suscetibilidade de insetos de vida livre ao estresse higrotérmico para explicar sua maior incidência em áreas úmidas que em áreas xéricas (Fernandes & Price 1988, Preszler & Price 1988, Fernandes & Price 1992, Fernandes & Lara 1993, Price *et al.* 1998, Blanche 2000, Björkman 2000, Blanche & Ludwig 2001, Lara *et al.* 2002, Veldtman & Mcgeoch 2003, Cuevas-Reyes *et al.* 2004). Nossos resultados corroboram essa hipótese, sendo os fatores dessecantes mais amenos em um ambiente méxico e de interior florestal causando maiores taxas de herbivoria por insetos mastigadores em indivíduos de *C. quercifolius*. Indivíduos de *C. quercifolius* localizados sobre afloramento calcário apresentaram alta abundância (observação pessoal). De acordo com a hipótese da concentração de recursos, populações que apresentam maior abundância estão associadas a uma maior riqueza de insetos herbívoros tendo maiores taxas de remoção de área foliar (Root 1973, Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001, Cuevas-Reyes *et al.* 2004). Além disso, populações imersas em comunidades diversas possuem menores taxas de herbivoria daquelas localizadas em comunidades pouco diversas (Andow 1991, Jactel & Brockerhoff 2007). O habitat de afloramento rochoso é floristicamente pouco diverso com ocorrência de poucas espécies arbóreas (observação pessoal). Portanto, a elevada abundância de indivíduos de *C. quercifolius* e a baixa diversidade florística em afloramentos rochosos reforçam o padrão encontrado. Apenas o habitat rupestre apresentou taxas de herbivoria próxima à média de florestas secas tropicais 14,2 % (Coley & Barone 1996). Os outros habitats amostrados apresentaram taxas de herbivoria próximas ou abaixo daquelas detectadas em floresta úmidas 11% (Coley & Barone 1996). Estes resultados reforçam a forte influência dos habitats nos padrões de herbivoria em matas secas tropicais.

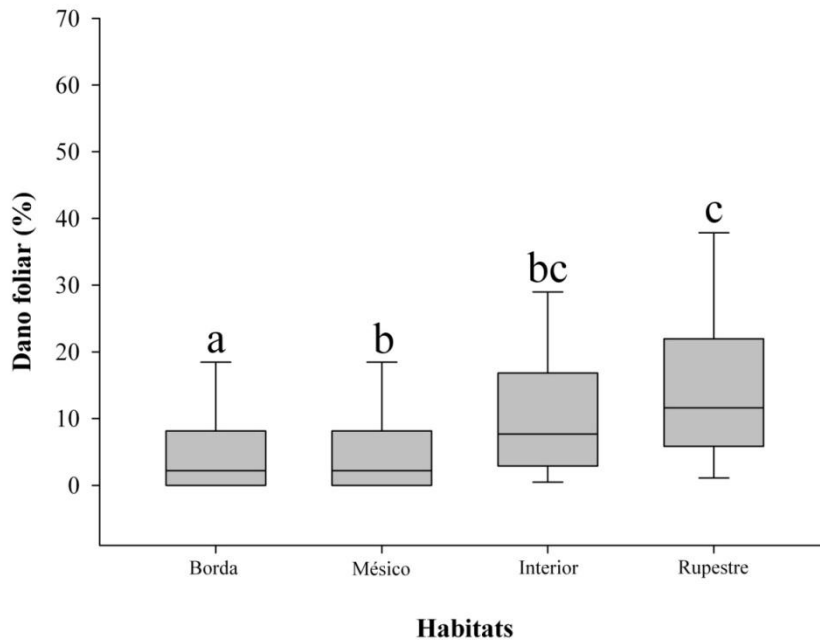


Figura 2. Dano foliar (% de área foliar perdida) causada por insetos herbívoros de vida livre em *Cnidocolus quercifolius* em uma floresta estacional seca do Nordeste do Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($\chi^2 = 34,16$, $GL = 3$, $p = 0,011$, $N = 400$) A linha indica a mediana, as caixas indicam quartis (25%-75%) e as barras valores mínimos e máximos. As letras diferentes representam diferenças estatísticas no teste de comparação múltipla Dunn ($p < 0,5$).

A espécie *C. quercifolius* hospeda uma galha cônica, verde, sem pêlos, medindo ($4,4 \pm 0,2$; $N = 100$) com apenas uma câmara induzida por um inseto da família Cecidomiidae (Fig. 1). Houve uma maior abundância de galhas em habitats de borda ($7,56 \pm 1,22$; $N = 100$) quando comparado ao habitat méxico ($3,85 \pm 0,9$; $N = 100$; $\chi^2 = 12,56$; $GL = 3$; $p = 0,006$; $N = 400$), interior florestal ($2,37 \pm 0,37$; $N = 100$) e rupestre ($2,61 \pm 0,49$; $N = 100$). Bordas florestais têm condições abióticas extremas e muitos estudos revelaram seus efeitos na fauna de insetos (Wirth *et al.* 2008). Insetos galhadores, por serem endógenos estão protegidos contra fatores dessecantes e se beneficiam da maior qualidade nutricional de suas plantas hospedeiras quando sob-estresse (Price *et al.* 1998). Outra pressão ecológica relevante nesse sistema seria a maior abundância de inimigos naturais (herbívoros, fungos e parasitóides) em hábitat úmidos, entretanto não houve diferenças nas taxas de mortalidade de insetos galhadores entre habitats, revelando ausência de pressão seletiva diferencial

($\chi^2 = 2,51$; $GL = 3$; $p = 0,47$; $N = 400$; Fig. 3). Relações tróficas não parecem influenciar os padrões de distribuição espacial das duas guildas de insetos herbívoros analisadas nesse estudo. Além disso, *C. quercifolius* localizados em área de borda apresentaram alta abundância o que corrobora o padrão encontrado (Root 1973, Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001, Cuevas-Reyes *et al.* 2004).

Apesar de diversa, poucos estudos são dedicados a florestas secas tropicais quando comparados com as florestas tropicais úmidas (Quesada *et al.* 2009). Ainda mais raros são estudos envolvendo padrões de herbivoria, assim como seus mecanismos (Janzen 1981, 1987, Neves *et al.* 2010). Nossos resultados demonstram que a heterogeneidade ambiental de florestas secas pode alterar significativamente importantes interações ecológicas e que trabalhos experimentais são necessários para uma melhor compreensão de seus mecanismos.

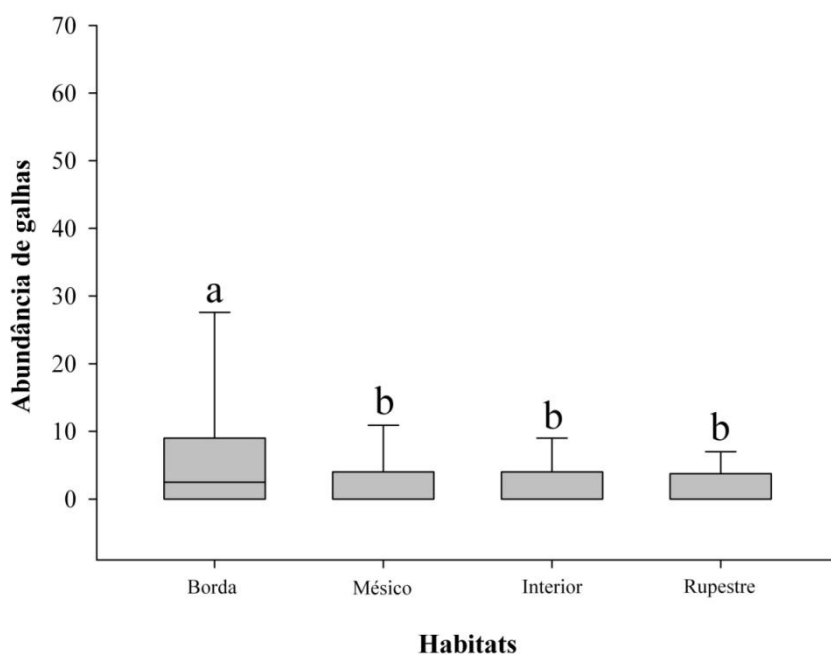


Figura 3. Galhas causadas por inseto da família Cecidomyiidae em *Cnidoscolus quercifolius* em uma floresta estacional seca do Nordeste do Brasil. Teste de Kruskal-Wallis ($\chi^2 = 12,56$, $GL = 3$, $p = 0,005$, $N = 400$). A linha indica a mediana, as caixas indicam quartis (25%-75%) e as barras valores mínimos e máximos. As letras representam diferenças estatísticas no teste de comparação múltipla Dunn ($p < 0,05$).

AGRADECIMENTOS

Ao Procad/Capes 0166-01 pelo suporte financeiro, ao programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da UFPE pelo apoio logístico. Aos Drs. Felipe Melo, Geraldo Wilson Fernandes, Inara Roberta Leal, Jarcilene Almeida-Cortez, Marcelo Tabarelli, Márcio Zikan, Msc. Edgar Alberto do Espírito Santo Silva, Msc. Gabriel Figueiredo Mendes e Msc. Severino Rodrigo Ribeiro Pinto pelas excelentes contribuições aos trabalhos desenvolvidos no curso de campo de Ecologia da Caatinga.

LITERATURA CITADA

- ANDOW, D. A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology* 36: 561-1991.
- BELOVSKY, G. E. E J. B. SLADE. 2003. Effects of insects on primary production in temperate herbaceous communities: a meta-analysis. *Ecological Entomology* 28: 511-521.
- BLANCHE, K. R. 2000. Diversity of insect-induced galls along a temperature-rainfall gradient in the tropical savannah region of the Northern Territory, Australia. *Austral Ecology* 25: 311-318.
- BLANCHE, K. R. E J. A. LUDWING. 2001. Species richness of gall-inducing insects and host plants along altitudinal gradient in Big Bend National Park, Texas. *American Midland Naturalist* 145: 219-232.
- BJÖRKMAN, C. 2000. Interactive effects of host resistance and drought stress on the performance of a gall-making aphid living on Norway spruce. *Oecologia* 123: 223-231.
- CARSON, W. P. E R. B. ROOT. 2009. Top-down effects of insect herbivores during early succession: influence on biomass and plant dominance. *Oecologia* 121: 260-272.
- CUEVAS-REYES, P., M. QUESADA, P. HAN-SON, R. DIRZO E K. OYAMA. 2004. Diversity of gall-inducing insects in a Mexican tropical dry forest: the importance of plant species richness, life-forms, host plant age and plant density. *Journal of Ecology* 92: 707-716.
- COLEY, P. D. E J. A. BARONE. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305-335.
- CORNELISSEN, T. E P. STILING. 2009. Spatial, bottom-up, and top-down effects on the abundance of leaf miner. *Ecography* 32: 459-467.
- CONNELL, J. H., J. G. TRACEY E L. J. WEBB. 1984. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-64.
- FERNANDES, G. W. E P. W. PRICE. 1988. Biographical gradients in galling species richness. Test of hypotheses. *Oecologia* 76:161-167.
- FERNANDES, G. W. E P. W. PRICE. 1992. The adaptative significance of insect gall distribution:

- survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia* 90: 14-20.
- FERNANDES, G. W. E A. C. F. LARA. 1993. The Geography of galling insects and the mechanisms that result in patterns. In P. W. Price, W. J. Mattson, Y. N. Baranchikov (Eds.). *The ecology and evolution of gall-forming insects*, pp. 42-47. General Technical Report NC-174. United States Department of Agriculture, Washington, D.C.
- FILHO, N. M. R., V. P. S. CALDEIRA, I. M. FLORÊNCIO, D. O. AZEVEDO E J. P. DANTAS 2007. Avaliação comparada dos índices químicos nitrogênio e fósforo nas porções morfológicas das espécimes de faveleira com espinhos e sem espinhos. *Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais* 9: 149-160.
- GASTON, K. J. E E. HUDSON. 1994. Regional patterns of diversity and estimates of global insect species richness. *Biodiversity and Conservation* 3: 493-500.
- GONÇALVES-ALVIM, S. J., G. W. FERNANDES. 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation* 10: 79-98.
- GRATTON, C. E R. F. DENNO. 2003. Seasonal shift from bottom-up to top-down impact in phytophagous insect populations. *Oecologia* 134: 487-495.
- HEYWOOD, V. H. 1995. *Global biodiversity assessment*. United Nations Environmental Program and Cambridge University Press, Cambridge.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-28.
- JANZEN, D.H. 1981. Patterns of herbivory in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 13: 271-282.
- JANZEN, D.H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biological Journal of Linnean Society* 30: 343-356.
- JACTEL, H. E E. G. BROCKERHOFF. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10: 835-848.
- LANDSBER, J. E C. OHMART 1989. Levels of insect defoliation in forests – Patterns and Concepts. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 96-100.
- LARA, A. C. F., G. W. FERNANDES, S. J. GONÇALVES-ALVIM. 2002. Tests of hypothe- seasonal patterns of gall distribution along an altitudinal gradient. *Tropical Zoology* 15: 219-232.
- LEWINSOHN, T. M., V. NOVOTNY E Y. BASSET. 2005. Insects on plants: Diversity of Herbivore Assemblages Revisited. *Annual review of ecology and systematics* 36: 597-620.
- MAIA, G. N. 2004. *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades*. D&Z, São Paulo.
- MENDONÇA, M. S. 2001. Galling insect diversity: the resource synchronisation hypothesis. *Oikos* 95: 171-176.
- MULDER, C. P. H., J. KORICHEVA, K. HUSS-DANELL, P. HOEGBERG E J. JOSHI. 1999. Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem processes. *Ecology Letters* 2: 237-

- NEVES, F.S., L.S. ARAÚJO, M.M. ESPÍRITO-SANTO, M. FAGUNDES, G.W. FERNANDES, G.A. SANCHEZ-AZOFEIFA, M. QUESADA. 2010. Canopy herbivory and insect herbivore diversity in a dry forest-savanna transition in Brazil. *Biotropica* 42: 112-118.
- PRESZLER, R. W. E P. W. PRICE. 1988. Host quality and sawfly populations: a new approach to life table analysis. *Ecology* 69: 2012-2020.
- PRICE, P. W., G. W. FERNANDES, A. C. F. LARA, J. BRAWN, H. BARRIOS, M. G. WRIGHT, S. P. RIBEIRO E N. ROTHCLIFF. 1998. Global patterns in local number of insect galling species. *Journal of Biogeography* 25: 581-591.
- QUESADA, M, G. A. SANCHEZ-AZOFEIFA, M. ALVAREZ-AÑORVE, K. E. STONER, L. AVILA-CABADILLA, J. CALVO-ALVARADO, A. CASTILLO, M. M. ESPÍRITO-SANTO, M. FAGUNDES, G. W. FERNANDES, J. GAMON, M. LOPEZARAIZA-MIKEL, D. LAWRENCE, L. P. C. MORELLATO, J. S. POWERS, F. S. NEVES, V. ROSAS-GUERREIRO, R. SAYAGO, G. SANCHEZ-MONTOYA. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014-1024.
- RIBEIRO, S. P. E Y. BASSET. 2007. Gall-forming and free-feeding herbivory along vertical gradients in a lowland tropical rainforest: the importance of leaf sclerophylly. *Ecography* 30: 663-672.
- RIZZINI, C. T. 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. HUCITEC. São Paulo.
- ROOT, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleraceae*). *Ecological Monographs* 43: 95-124.
- SILVA, F. B. R., G. R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N. C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO, A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Petrolina.
- VELDTMAN, R. E M. A. MCGEOCH. 2003. Gall-forming insect species richness along a nonscleromorphic vegetation rainfall gradient in South Africa: The importance of plant community composition. *Austral Ecology* 28: 1-13.
- WIRTH, R., S. T. MEYER, I. R. LEAL E M. TABARELLI. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. *Progress in Botany* 69: 423-448.
- WRIGHT, M. G. E M. J. SAMWAYS. 1996. Gall- insect species richness in African Fynbos and Karoo vegetation: the importance of plant species richness. *Biodiversity Letters* 3: 151-155.
- WRIGHT, M. G. E M. J. SAMWAYS. 1998. In- sect species richness tracking plant species richness in a diverse flora: gall-insect in the Cape Floristic Region, South Africa. *Oecologia* 115: 427-433.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

FORRAGEIO SENSÍVEL AO RISCO: APLICAÇÃO DA TEORIA AO MODELO DA TEIA DE ARANHA NA CAATINGA PERNAMBUCANA

Marcos Gabriel F. Mendes

RESUMO – Um dos pré-requisitos na Teoria do Forrageio Ótimo é a capacidade de balancear o quanto vale se expor às várias ameaças para se obter a máxima recompensa energética de suas presas durante o forrageio. Esta vertente da teoria é conhecida como Forrageio Sensível ao Risco. Neste estudo, utilizando como modelo aranhas do gênero *Aglaoctenus* na Caatinga Pernambucana, buscou-se testar as hipóteses de que (1) a velocidade de acesso as presas está negativamente relacionada ao risco da integridade do predador e (2) diretamente relacionada ao seu valor energético. Após amostrar 31 teias, foi visto que houve uma relação direta significativa entre a velocidade de ataque e a distância do funil, mostrando que a prontidão da aranha ao ataque é maior em presas que caem em sua teia a uma maior distância de sua toca e que essa prontidão também é maior em presas com maior valor energético. Por fim, a população apresentou um índice de forrageio ótimo inversamente relacionado com a área da teia construída, expressando uma maior seletividade de forrageio dos indivíduos que vivem em teias menores. Assim, o padrão ótimo de forrageio da espécie estudada não apresenta sensibilidade direta ao risco da captura e exposição, mas é muito mais sensível ao valor energético oferecido na presa, o que pode ser um reflexo da disponibilidade sazonal de recursos, ou ainda do estágio ontogenético da espécie. Sugere-se para estudos futuros a categorização dos predadores em estágios de desenvolvimento como uma maneira de reconhecer a influência da idade no forrageador, e também incorporar a disponibilidade de recursos na área de forrageio do predador como um fator relevante.

PALAVRAS CHAVE: *Aglaoctenus*; ecologia de forrageamento; predação; teoria do forrageio ótimo.

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

AO EVITAR O CONTATO COM PREDADORES O COMPORTAMENTO DE FORRAGEIO DE UMA ESPÉCIE PODE SER READEQUADO (Begon *et al.* 2006), maximizando não somente a captura de alimento mas também reduzindo os riscos a que se expõe nessa captura. Esse contra-ponto à Teoria do Forrageio Ótimo (TFO) é conhecido como Forrageio Sensível ao Risco (FSR) (Pyke 1984). A TFO é entendida como um balanço entre o retorno energético da presa (E) e o tempo de busca (t) mais o tempo de manipulação (m). De maneira geral as espécies generalistas são aquelas que utilizam seu

tempo na busca por presas mais fáceis de serem encontradas que, no entanto, uma vez encontradas têm baixo retorno energético. Já as espécies especialistas são mais seletivas quanto as suas presas, pois demandam mais tempo para sua manipulação. No entanto, cada captura tem um retorno energético considerável (Begon *et al.* 2006).

No caso de aranhas, que utilizam a estratégia de forrageio “senta-espera”, o modelo de forrageio ótimo também se aplica, uma vez que a construção das teias representa o esforço na busca por alimento (Riechert & Luczak 1982). Ainda que aranhas sejam organismos essencialmente predadores, menos freqüentemente predados, o equilíbrio entre se alimentar e se expor durante a captura deve ser mantido. Assim, o presente estudo busca testar as hipóteses de que (1) a velocidade de acesso ao alimento (presa) está negativamente relacionada ao risco à integridade da aranha e (2) diretamente relacionada ao seu valor energético.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O experimento foi realizado em uma área de 38.500 m² na Fazenda Quixadá (8°5’26”S; 39°34’41”O) no município de Parnamirim, PE. O clima local é considerado tropical semi-árido (BSwh’) com temperatura e precipitação média de 26 °C e 569 mm, respectivamente (CPMR 2005). Os solos predominantes são os bruno-não-cálcicos (CPMR 2005). A vegetação local é representada por uma caatinga hiperxerófila com estação seca bem definida, com trechos de Floresta Caducifólia e integra uma fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea (CPMR 2005).

SISTEMA ESTUDADO – Como espécie modelo foi utilizada uma aranha do gênero *Aglaoctenus* pertencente à subfamília Sossipinae que é representada por aranhas Sul-americanas que constroem teias, constituindo uma das exceções na família Lycosidae que são geralmente muito ativas na superfície do solo, na serapilheira de florestas e campos, esperando por suas presas em emboscada (Viera *et al.* 2007, Wise 1993). As espécies pertencentes ao gênero *Aglaoctenus* constroem suas teias em um lençol plano chamado de “prato da teia” ou “lençol de captura”, que se estende sobre

estruturas vegetais presentes (e.g. galhos ou serapilheira) das quais, parte um tubo que termina num refúgio dando um aspecto de funil (Riechert 1976).

DESENHO EXPERIMENTAL – Foram amostradas 31 teias em uma área com 38.500 m² ao longo de uma trilha de 1.300 m. Todas as teias se distanciavam pelo menos 10 m e estavam de acordo com um padrão de arquitetura razoavelmente plano. Durante três dias no mês de abril foram oferecidos presas a diferentes distâncias da entrada do funil e de diferentes tamanhos no período de 8 às 17hs, no fim da estação chuvosa. Para cada aranha foi oferecido apenas uma presa com volume corpóreo conhecido como medida de seu valor energético. O volume das presas variou de 117 a 684 mm³ (e.g. medição com base na forma de um poliedro de seis lados – base maior, base menor e altura). Já as distâncias de oferecimento da presa foram determinadas ao acaso com a queda das presas na área da teia, com valores entre 10 e 330 mm da entrada do funil. A partir daí, foram tomadas medidas da área da teia, do tempo de acesso da aranha a presa (contato com a presa) e da frequência de refugio (ausência de ataque) do predador. Foi seguida uma seqüência no comportamento do pesquisador durante o oferecimento da presa para se padronizar o efeito da presença deste no comportamento das aranhas.

ANÁLISE DOS DADOS – Primeiramente, foram quantificadas as frequências da ausência de ataque das aranhas ou refugio após o oferecimento das presas durante diferentes períodos do dia e os momentos de maior atividade de forrageio da espécie. A partir daí, para se testar as hipóteses foram feitas duas regressões lineares. A primeira com os valores de velocidade de ataque das aranhas e o risco associado ao forrageio, expresso pela distância do funil, e a segunda regressão com a velocidade e o valor energético oferecido pela presa expresso pelo seu volume corpóreo. Também foi gerado um Índice de Forrageio Ótimo (IFO) para a população amostrada que consiste na razão do valor energético pelo custo de captura seguindo a seguinte formula: $IFO = E / \Delta S + \Delta t$, onde E é igual ao volume da presa em milímetros cúbicos, ΔS é a distância a ser percorrida em milímetros e

Δt , o tempo gasto em segundos, para acessar a presa. E por fim, foi feita uma regressão linear com os valores do *IFO* da população e a área das teias. As análises foram realizadas no software Statística 7.0.

RESULTADOS

Dos 31 ninhos analisados apenas 60% destes apresentaram alguma atividade de forrageio. Esta atividade consistia em qualquer movimentação da aranha que resultasse no contato direto com a presa. O maior percentual de refugo foi reconhecido nos primeiros momentos do experimento entre oito e dez horas da manhã, momento que apresentou em média 66,6% de refugo (Fig. 1). A frequência de refugo diminuiu sensivelmente com o passar das horas passando de 100% de refugo das 8 as 9 hs para menos de 17% das 16 às 17hs.

Diferente do esperado houve uma relação direta significativa entre a velocidade de ataque e a distância do funil ($p = 0,019$; $R^2 = 0,254$; Fig. 2A), mostrando que a prontidão da aranha ao ataque é maior em presas que caem em sua teia a maiores distâncias de sua toca. Em adição, a prontidão ao ataque também é maior em presas com maior valor energético, representado pela relação direta significativa entre a velocidade de ataque e o tamanho da presa ($p = 0,022$; $R^2 = 0,242$; Fig. 2B).

Por fim, a população apresentou um *IFO* médio de 1,2 ($\pm 0,88$) que foi inversamente relacionado com a área da teia construída ($p = 0,031$; $R^2 = 0,211$; Fig. 3A,B), expressando uma maior seletividade de forrageio dos indivíduos que vivem em teias menores.

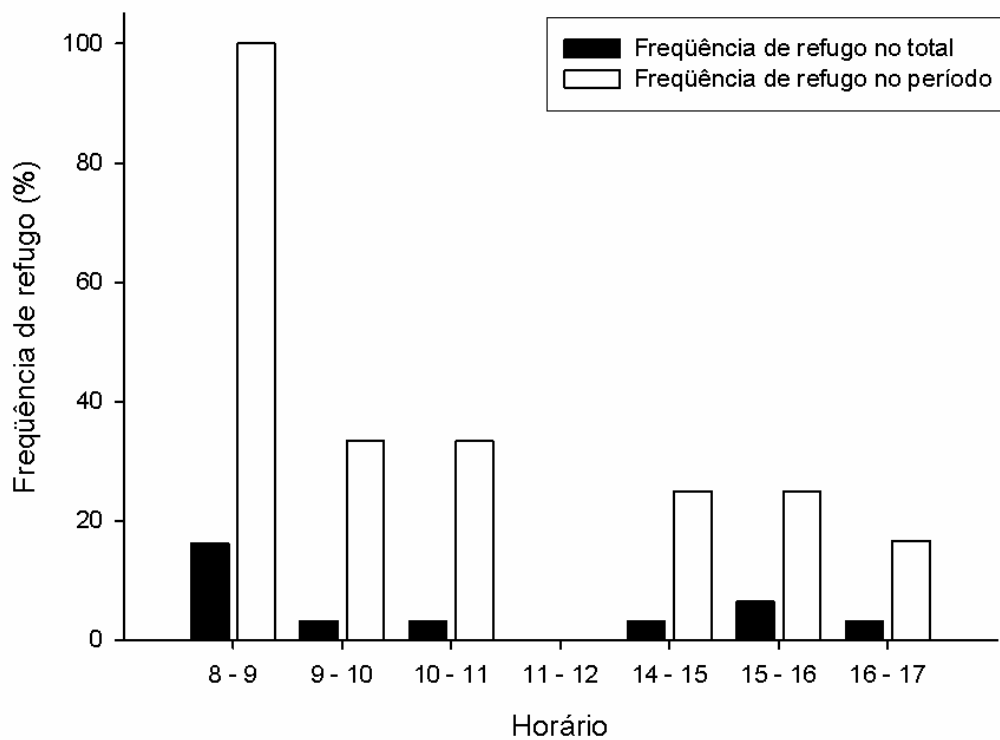


Figura 1. Frequência de refugio das aranhas *Aglaoctenus sp.* ao oferecimento de presas no total e por período do dia em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

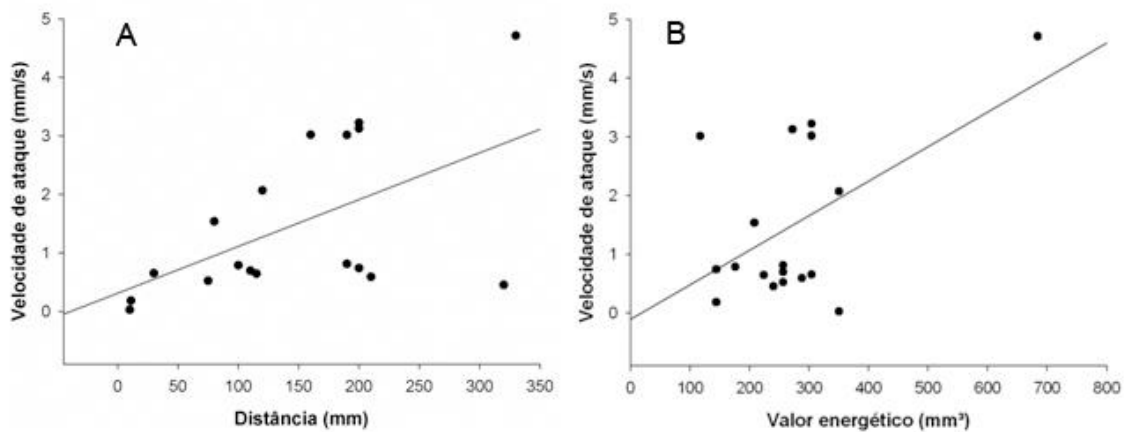


Figura 2. Regressões entre (A) a velocidade do ataque da aranha *Aglaoctenus sp.* e a distância da presa ao funil ($p = 0,019$; $R^2 = 0,254$) e entre (B) a velocidade do ataque da aranha e o tamanho da presa ($p = 0,022$; $R^2 = 0,242$) em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

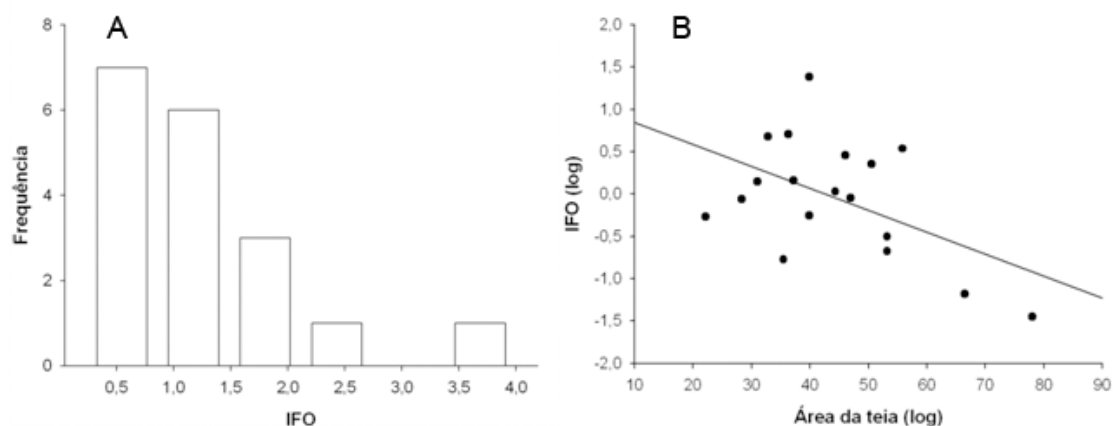


Figura 3. (A) Distribuição da frequência do Índice de Forrageio Ótimo (*IFO*) na população de aranhas *Aglaoctenus sp.* (média = 1,2 ($\pm 0,88$)) e (B) regressão entre o logaritmo do *IFO* e o logaritmo da área da teia ($p = 0,031$; $R^2 = 0,211$) em uma área de Caatinga em Parnamirim, Pernambuco.

DISCUSSÃO

Os resultados mostram que o padrão ótimo de forrageio da espécie estudada não apresenta sensibilidade direta ao risco da captura e exposição, mas sim ao valor energético fornecido pela presa. Isto é, os indivíduos são indiferentes a tal exposição, e de fato se expõem mais quando a chance de fuga da presa é maior por estar longe do funil da teia. Por outro lado, o tamanho do prato, ou seja, o investimento em captura é inversamente relacionado a seletividade de forrageio desta espécie, tornando os indivíduos menos seletivos (i.e. sensíveis ao valor energético da presa) a medida em que aumentam sua área de forrageio.

Embora vários organismos pesem o quanto devem se expor, pois o momento de captura de uma presa é também um momento de vulnerabilidade do predador por estar concentrando sua atenção em determinada atividade se expondo a predadores ou intrusos fora de sua toca (Pyke 1984), alguns outros não apresentam tal artifício. Essa insensibilidade ao risco tem sido visto como característica de algumas espécies que estão livres de predadores mais específicos (Pinto-Coelho 2000). Espécies predadoras de topo são exemplos de exceção ao FSR, e no modelo estudado os inimigos naturais da aranha parecem ser pouco abundantes, já que, seus principais predadores

naturais são répteis, anfíbios e aves que podem ter sua abundância diminuída em alguns períodos do ano devido a forte sazonalidade no sertão nordestino (Silva *et al.* 2003).

Outras duas explicações complementares são plausíveis para o modelo estudado, no que se refere ao padrão de forrageio e a seletividade das aranhas por suas presas. A primeira é que a não sensibilidade ao risco no momento do forrageio pode ser resultado de um período de escassez de presas (Kirshenbaun *et al.* 2000), neste caso um efeito puramente sazonal, já que o experimento foi realizado no fim da estação chuvosa quando a abundância de herbívoros decaiu visivelmente (observação pessoal). Dessa forma, as aranhas seriam mais propensas ao risco na tentativa de aumentar o ganho líquido de energia através do aumento da velocidade de acesso ao alimento (Pyke 1984), inclusive das mais distantes, uma vez que sabe-se que o comportamento de forrageio é alterado em muitos organismos devido ao tempo de privação de alimento (Gil & Hart 1994, Vadas *et al.* 1994, Hileman *et al.* 1995).

Já a segunda explicação é baseada na idéia de que a área de forrageio desta espécie, representada pelo tamanho da teia, significa parte do desprendimento de energia na captura, e entra no balanço do forrageio ótimo. Se a produção de teia é aumentada, devido ao estágio adulto de desenvolvimento da aranha (i.e. relação entre idade da aranha e tamanho da teia), (Kotzman & Ellner 1991) a necessidade de retorno também deve aumentar, o que é bastante congruente com os resultados que mostram menor seletividade das aranhas com teias maiores.

Werner *et al.* (1983) demonstraram bem este fenômeno, quando alevinos de *Lepomis macrochirus* (Bluegill sunfish) em diferentes estágios de desenvolvimento apresentam comportamentos de forrageio distintos, sendo os indivíduos mais jovens, os mais sensíveis ao risco, ao contrário dos indivíduos adultos, que se permitem maior exposição; fenômeno que também ocorre em ninfas de diversos insetos (Begon *et al.* 2006). Então, se para a espécie de aranha estudada este efeito ontogenético se apresenta, em consenso com a quase ausência de predadores naturais no ambiente, este seria um modelo de espécies com padrão de forrageio pouco sensível ao risco.

Assim, fica evidente que diversos fatores, sejam de caráter evolutivo, sejam ambientais, ou de relações antagonísticas interespecíficas, influenciam o comportamento e o balanço realizado por estes indivíduos no momento do forrageio. Um exemplo conhecido é o de caranguejos que selecionam presas menores apesar de seu baixo conteúdo energético para evitar o dano a suas pinças no momento em que forrageia determinados moluscos (Smallegange *et al.* 2008).

A TFO e suas nuances continuam com algumas incertezas mesmo após vários anos de desenvolvimento e discussões, resultando, em parte, em respostas incompletas e com incapacidade de generalização para todos os sistemas. Segundo Pyke (1984), a TFO só é útil quando todos os pré-requisitos da teoria, desenvolvimento matemático e seus testes são adequados ao estudo para o qual é aplicado. Para o aperfeiçoamento de estudos futuros visando respostas mais evidentes, sugere-se a categorização dos organismos em estágios ontogenéticos como uma maneira de reconhecer o risco associado ao forrageio de acordo com seu desenvolvimento, e também incorporar a disponibilidade de recursos na área de forrageio do predador como um fator de influência no seu comportamento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a professora Dra. Inara R. Leal pela oportunidade da participação na terceira edição do Curso de Ecologia de Campo da Caatinga, aos demais professores pelas contribuições e ao alunos que fizeram do curso horas de convívio muito agradáveis.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., C. R. TOWNSEND, E HARPER, J. L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4ª ed. Blackwell Publishing. UK.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- GILL, A. B. E P. J. B. HART. 1994. Feeding behaviour and prey choice of the threespine stickleback: the interacting effects of prey size, fish size and stomach fullness. *Animal Behaviour* 47: 921-

- HILEMAN, K. S., E. D. BRODIE JR., E D. R. FORMANOWICZ JR. 1995. Avoidance of unpalatable prey by predaceous diving beetle larvae: the role of hunger level and experience (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Insect Behavior* 8: 241-249.
- KIRSHENBAUM, A. P., A. D. SZALDA-PETREE, E N. F. HADDAD. 2000. Risk-sensitive foraging in rats: the effects of response-effort and reward-amount manipulations on choice behavior. *Behavioural Processes* 50: 9-17.
- KOTZMAN, Y. L. M. E S. ELLNER. 1991. Ontogenetic and seasonal changes in webs and websites of desert widowspider. *The journal of arachnology* 19: 40-48.
- PINTO-COELHO, R. M. 2000. *Fundamentos em ecologia*. Artmed, Porto Alegre.
- PYKE, G. H. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 523-75.
- RIECHERT, S. E. 1976. Web-site selection in the desert spider *Agelenopsis aperta*. *Oikos* 27: 311-315.
- RIECHERT, S. E. E J. LUCZAK. 1982. Spider foraging: behavioral responses to prey. In P. N. Witt e J. S. Rovner (Orgs.). *Spider communication: mechanisms and ecological significance*, pp. 353-385. Princenton University Press, Princenton.
- SILVA, J. M. C., M. A. SOUZA, A. G. D. BIEBER, E C. J. CARLOS. 2003. Aves da caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. da Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- SMALLEGANGE, I. M., HIDDING, B., EPPENGA, J. M. A. E VAN DER MEER, J. 2008. Optimal foraging and risk of claw damage: How flexible are shore crabs in their prey size selectivity? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 367: 157-163.
- VADAS SR., R. L., M. T. BURROWS, E R. N. HUGHES. 1994. Foraging strategies of dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.): interacting effects of age, diet and chemical cues to the threat of predation. *Oecologia* 100: 439-450.
- VIERA C., JAPYASSÚ H. F., SANTOS A. J. E GONZAGA, M. O. 2007. Teias e forrageamento. In M. O. Gonzaga, A. J. Santos e H. F. Japyassú (Eds.). *Ecologia e comportamento de aranhas*, pp. 45-65. Editora Interciência, Rio de Janeiro.
- WERNER, E. E., J. F. GILLIAM, D. J. HALL, E G. G. MITTLEBACH. 1983. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64: 1540-1550.
- WISE, D. H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.

TAMANHO E DISTRIBUIÇÃO DE NINHOS DE *DINOPONERA QUADRICEPS* SANTSCHI EM HABITATS COM DIFERENTES INFLUÊNCIAS ANTRÓPICAS NA CAATINGA

Maria Joana da Silva Specht

RESUMO – A Caatinga é um ecossistema com grande heterogeneidade de habitats, que vem sofrendo impactos de origem antrópica que podem alterar seus processos ecológicos. Diversos fatores ambientais podem influenciar o tamanho e a densidade dos ninhos de formigas e, conseqüentemente, a capacidade de obtenção dos recursos. Este trabalho tem por objetivos verificar a influência dos habitats com diferentes níveis de antropização na Caatinga sobre a área do ninho, a distância entre eles e a riqueza dos itens alimentares dentro da lixeira da formiga *Dinoponera quadriceps*. Para isso, foram selecionados 30 ninhos em cada um dos dois tratamentos: habitat impactado (próximo a estradas) e habitat menos impactado (distante 10 m da estrada). Para cada ninho foi medida a área externa, a distância até o ninho co-específico mais próximo, a existência de associação com raízes e se o ninho estava em local sombreado. Por fim, para 10 ninhos em cada ambiente foram coletados os restos alimentares encontrados nas lixeiras. A área dos ninhos foi significativamente menor no habitat impactado, mas não foi verificada diferença na distância para o ninho co-específico mais próximo. Foram encontrados itens alimentares de origem animal e vegetal nas lixeiras dos ninhos, porém o número de itens alimentares entre os dois tipos de habitats não foi diferente. Por outro lado, o número de itens alimentares foi positivamente correlacionado com a área dos ninhos. Todos os ninhos encontravam-se em local sombreado e a maior parte deles estava associada a raízes de 16 espécies vegetais, sendo a gênero *Croton* responsável pelo maior número dessas associações (44%). Estes resultados sugerem a existência de uma menor disponibilidade de recursos no habitat mais perturbado e/ou uma maior competição por recursos neste tipo de habitat.

PALAVRAS CHAVE: Alterações antrópicas; dieta; padrões de nidificação; Ponerinae.

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

A CAATINGA É UM MOSAICO DE FLORESTAS SECAS QUE POSSUI GRANDE HETEROGENEIDADE DE SOLOS, formando, em consequência disso, diferentes tipos vegetacionais compostos predominantemente por espécies do porte arbustivo-arbóreo (Sampaio 1995, Santos *et al.* 1992). Toda esta heterogeneidade é importante, uma vez que proporciona habitats para diversas espécies, além de

abrigar um elevado número de endemismos. Entretanto, apesar da importância da biodiversidade local, dos endemismos e pelo fato de ser um ecossistema exclusivamente brasileiro, este ainda vem sofrendo graves modificações antrópicas, provocadas pela expansão da agricultura, pelas queimadas e por construções de estradas (Castelletti *et al.* 2003).

Na Caatinga, estimativas mais conservadoras predizem que a área alterada pela construção de estradas equivale a 30% da área total deste ecossistema (Castelletti *et al.* 2003). Essas estradas podem causar alterações na compactação dos solos, na composição da vegetação e no comportamento de animais, podendo, assim, resultar em modificações na distribuição das espécies e oferta de recursos, bem como nos processos ecológicos (Trombulak & Frissell 2000).

Fatores ambientais como a textura do solo e condições microclimáticas, bem como a densidade da vegetação e a disponibilidade de recursos alimentares podem influenciar o forrageamento das formigas (Johnson 1992, Levings & Traniello 1981). Da mesma forma, estes fatores externos podem influenciar o padrão de distribuição espacial dos ninhos, uma vez que interferem no comportamento territorial e nas relações de competição intra e interespecífica (Levings & Traniello 1981).

De modo geral, os ninhos de formigas com maiores dimensões possuem uma maior capacidade para realizar a atividade de forrageamento, possuindo, dessa forma, mais facilidade na aquisição de recursos. Somando-se a isso, os ninhos situados em habitats com uma maior oferta de recursos provavelmente possuem ninhos mais próximos uns dos outros, uma vez que a competição intra-específica pode ser menor (Cushman *et al.* 1988).

Estudos que objetivam entender os fatores que influenciam os padrões de distribuição espacial e a dieta de formigas ainda são escassos na Caatinga. Desta forma, este trabalho pretende, utilizando como modelo a espécie *Dinoponera quadriceps* Santschi, avaliar se o grau de perturbação antrópica na Caatinga influencia o tamanho dos ninhos, a distância entre ninhos co-específicos e a dieta dessa formiga. Assim, acredito que o tamanho dos ninhos, a distância entre eles e número de itens alimentares na dieta de *D. quadriceps* sejam diferentes entre as áreas com maior

impacto e menor impacto antrópico. Adicionalmente, acredito que ninhos maiores possuem lixeiras com um maior número de itens alimentares.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado na fazenda Olho D'Água (39°35'48"O; 8°8'38"S) localizada no município de Parnamirim-PE. A altitude da região é de 431 m (CPRM 2005). O clima local é tropical semi-árido (Bsh'), com temperatura média de 26 °C e pluviosidade média anual de 569 mm (CPRM 2005). A região apresenta solos predominantemente arenosos, especialmente regossolos e a vegetação é representada por uma caatinga hiperxerófila, predominantemente arbustiva-arbórea (CPRM 2005).

ESPÉCIE FOCAL – A formiga *Dinoponera quadriceps* Santschi, pertence a subfamília Ponerinae e ocorre apenas na região nordeste do Brasil, em áreas de Caatinga e Floresta Atlântica, incluindo também os brejos de altitude (Paiva & Brandão 1995). Essa espécie possui pequenas colônias que dificilmente excedem 100 indivíduos. Na Caatinga, seus ninhos são facilmente identificados por possuírem um agregado de gravetos e restos alimentares em sua área externa (observação pessoal).

COLETA DE DADOS – Foram selecionadas 30 colônias em cada um dos dois habitats estudados: o impactado, localizado até 10 metros de distância da estrada, e o menos impactado, estabelecido a partir de 10 metros da estrada em direção ao interior da área de Caatinga. Para cada colônia foi mensurada a área externa do ninho, através do diâmetro máximo ($D_{máx}$) e mínimo ($D_{mín}$) do murundum. Posteriormente foi calculada a área do ninho (A) através da fórmula da elipse: $A = \pi (\frac{1}{2} D_{máx} \cdot \frac{1}{2} D_{mín})$, uma vez que os ninhos possuem forma aproximada a uma elipse. Para avaliar a distância entre os ninhos, foi mensurada a distância para o ninho co-específico mais próximo. Já para avaliar o número de itens alimentares consumidos pela formiga, foi coletado todo o material encontrado nas lixeiras externas de 10 ninhos em cada habitat estudado. Após esse procedimento

todo o material foi levado para o laboratório, objetivando-se a análise do conteúdo e a morfotipagem e identificação dos itens alimentares. Para verificar a ocorrência de associação dos ninhos das formigas com um vegetal, foi mensurada a distância do ninho para o tronco mais próximo e observado se a copa do vegetal em questão proporcionava sombra ao ninho, sendo essa espécie vegetal identificada.

ANÁLISE DOS DADOS – Para avaliar a influência dos habitats sobre a área do ninho, a distância entre eles e o número de itens alimentares encontrados nas lixeiras foi aplicado teste *t* de amostras independentes. Para avaliar se área do ninho estava correlacionada com a distância entre os mesmos foi aplicado o teste de correlação de Spearman. Adicionalmente, para entender a relação entre a área do ninho e o número de itens alimentares foi utilizada uma regressão linear simples. Previamente a execução dos testes, a normalidade dos dados foi testada utilizando-se o teste de Shapiro-Wilk. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do *software* STATISTICA 7.0.

RESULTADOS

A área dos ninhos foi significativamente diferente entre os habitats estudados ($t = -2,13$; $GL = 58$; $p = 0,036$; Fig 1). As colônias localizadas no habitat impactado foram menores ($3380 \pm 1597 \text{ cm}^2$) que as no habitat menos impactado ($3942 \pm 1500 \text{ cm}^2$). Porém, não foram observadas diferenças significativas relacionadas à distância entre os ninhos ($t = 1,21$; $GL = 58$; $p = 0,23$), nem entre a área dos ninhos e a distância entre os co-específicos ($r = 0,06$; $N = 0,5$; $p = 0,61$).

Foram encontrados itens alimentares de origem animal e vegetal nas lixeiras dos ninhos das formigas. Dentre os de origem animal, foram encontrados vestígios de coleópteros, himenópteros, ortópteros, aracnídeos, gastrópodes e pulpários de lepidóptera. Entre os de origem vegetal, foram observadas sementes e cascas de frutos e flores das famílias Euphorbiaceae, Fabaceae, Burseraceae, Apocynaceae e Anacardiaceae. Embora a riqueza de itens alimentares tenha sido menor no habitat impactado, a variação no número de itens alimentares entre os dois habitats não foi significativa

($F = 1,1885$; $GL = 1$; $p = 0,29$). A riqueza de itens alimentares encontrados nas lixeiras dos ninhos foi influenciada pela área do ninho ($F = 5,007$; $GL = 1$; $p = 0,038$; Fig. 2).

Todos os ninhos de *D. quadriceps* estudados encontravam-se sombreados pelas copas de árvores ou arbustos. A maioria dos ninhos (83,33%) encontrava-se diretamente associada aos vegetais. As colônias que não estavam diretamente associados aos vegetais, distaram no máximo até 52 cm de algum vegetal. Foram registradas 16 espécies vegetais associadas aos ninhos, sendo elas a *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Caesalpinia pyramidalis* Tul., *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett, *Cnidosculus quercifolius* Pohl, *Croton* sp. 1. e *Croton* sp. 2, *Eritroxylum* sp., *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., *Neoglaziovia variegata* (Arruda) Mez, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, *Piptadenia zehntneri* Harms, *Sapium* sp. e *Tabebuia* sp. O gênero *Croton* foi o mais representativo, sendo responsável por 44% das associações.

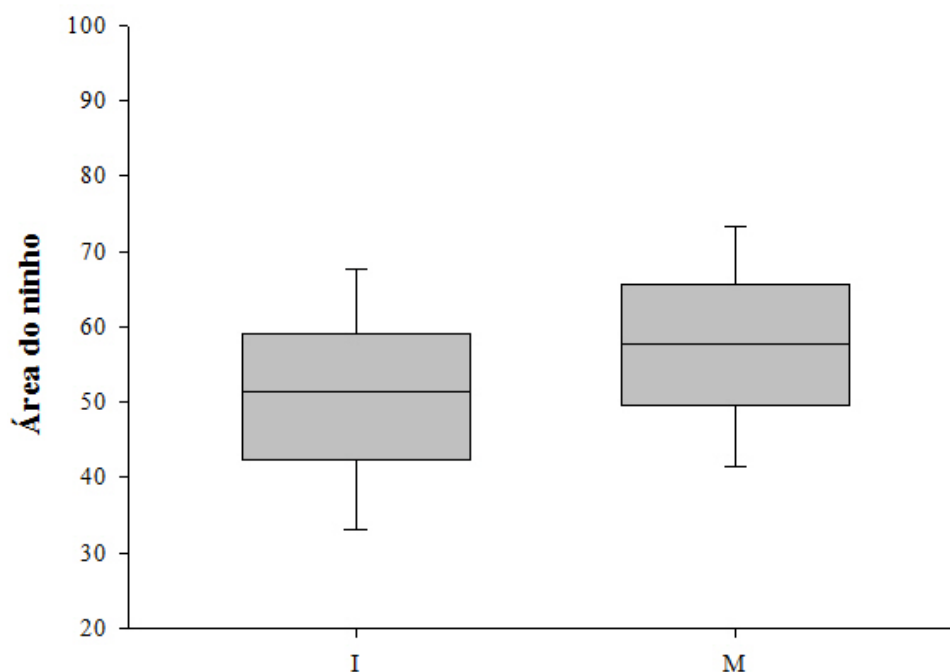


Figura 1. Raiz quadrada da área do ninho (cm^2) de *Dinoponera quadriceps* em habitat impactado (I) e menos impactado (M) em uma área de Caatinga, Parnamirim-PE.

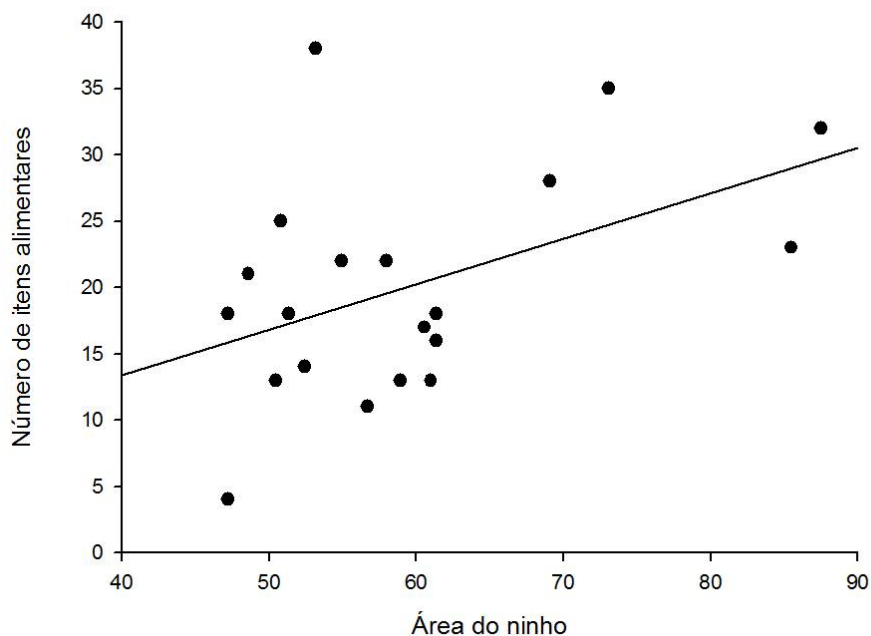


Figura 2. Relação entre a raiz quadrada da área do ninho (cm²) e o número de itens alimentares encontrados nas lixeiras de *Dinoponera quadriceps* em uma área de Caatinga, Parnamirim-PE.

DISCUSSÃO

Neste trabalho, as modificações antrópicas parecem influenciar apenas o tamanho das colônias da formiga *Dinoponera quadriceps*, uma vez que as distâncias para os ninhos co-específicos e número de itens alimentares coletados pelas colônias não diferiram entre os habitats impactado e menos impactado. Por outro lado, a largura da dieta de *D. quadriceps* é influenciada pelo tamanho dos ninhos independentemente do tipo de habitat.

Aqui, o tamanho dos ninhos de *D. quadriceps* foi menor no habitat impactado. Esse resultado pode ser consequência de uma menor disponibilidade de recursos nos habitats próximos a estrada. De fato, uma menor disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, um aumento na competição interespecífica poderia conduzir a uma diminuição na área de forrageamento das colônias e afetar também o tamanho dos ninhos.

Neste estudo não verificamos a forma de distribuição espacial das colônias das formigas,

porém, de acordo com Levings & Traniello (1981), normalmente estas seguem um padrão de distribuição espacial do tipo regular (homogêneo). Hölldobler & Lumsden (1980) *apud* (Levings & Traniello 1981) estudaram a influência da territorialidade nos padrões de dispersão e uso do espaço através de uma abordagem de custo-benefício. Aqui, não foram observadas diferenças na distância de ninhos de *D. quadriceps* entre os tratamentos, o que poderia ser uma evidência de que a sua distribuição espacial não se alteraria. Por outro lado, como o tamanho dos ninhos foi diferente entre os dois tratamentos, é possível que haja uma menor disponibilidade de recursos no ambiente mais perturbado (próximo à estrada) e/ou simplesmente a existência de uma maior competição entre as colônias neste ambiente.

O comportamento de *D. quadriceps*, que constrói suas colônias muito próximas às raízes de plantas pode ocorrer devido às raízes facilitarem a escavação de galerias subterrâneas. Isto se justificaria pelos solos da Caatinga serem rasos e pedregosos, dificultando a escavação do ninho e, dessa forma, havendo um desperdício muito grande de energia por parte das operárias. Segundo Dantas-Araújo & Jaisson (1990) *apud* Lapola *et al.* (2003), é característica da espécie *D. quadriceps* a utilização dos espaços entre as raízes das plantas para a construção de galerias e câmaras. Reforçando o que foi dito acima, de fato, Vasconcellos *et al.* (2003), estudando ninhos de *D. quadriceps* no interior de um fragmento de floresta Atlântica, verificaram que, acima de 60% dos ninhos observados foram construídos a uma distância de até 3 m de alguma árvore.

Embora *D. quadriceps* seja uma formiga predadora (Santos *et al.* 2009), com sua dieta sendo composta, na maioria, por itens de origem animal (Araújo & Rodrigues 2006), nós também observamos a presença de itens de origem vegetal nas lixeiras dessas formigas. Isso pode ocorrer devido ao fato de que o ecossistema Caatinga seja considerado um ambiente restritivo, fazendo com que seja necessário haver uma maior diversificação na composição de sua dieta.

Como direcionamentos futuros, objetivando-se um melhor entendimento acerca dos fatores que influenciam a nidificação de *D. quadriceps*, sugiro a realização de pesquisas relacionadas a identificação e tipo de distribuição dos ninhos em diferentes tipos de solos na Caatinga. Também

sugiro a realização de estudos voltados ao esclarecimento das associações dos ninhos com os vegetais próximos e se existem relações dessas associações com a abundância relativa dos vegetais ou preferências das formigas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores, monitores e colegas do curso pelos bons momentos e aprendizado adquiridos durante esse período, aos revisores do trabalho pela contribuição no texto e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco pela oportunidade.

LITERATURA CITADA

- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. *In* J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- CASTELLETTI, C. H. M., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI, J. M. C. SILVA. 2004. Quanto resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. *In*: I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp 719-734. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- DANTAS-ARAÚJO, C. Z., P. JAISON. 1990. Modes de foudation des colonies chez la fourmi sans reine *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae). *Insectes Sociaux* 9: 79-88.
- JOHNSON, R. A. 1992. Soil texture as an influence on the distribution of the desert seed-harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *Messor pergandei*. *Oecologia* 89: 118-124.
- LAPOLA, D. M., W. F. A. ANTONIALI-JUNIOR, E. GIANNOTTI. 2003. Arquitetura de ninho da formiga neotropical *Ectatomma brunneum* F. Smith, 1858 (Formicidae: Ponerinae) em ambientes alterados. *Revista Brasileira de Zociências* 5: 177-188.
- LEVINGS, S. C., J. F. A. TRANIELLO. 1981. Territoriality, nest dispersion, and community structure in ants. *Psyche* 88: 265-319.
- MONNIN, T., C. PEETERS. 1998. Monogyny and regulation of worker mating in the queenless ant *Dinoponera quadriceps*. *Animal Behavior* 55: 299-306.
- PAIVA, R. V. S., C. R. F. BRANDÃO. 1995. Nests, worker population, and reproductive status of workers, in the giant queenless ponerine ant *Dinoponera roger* (Hymenoptera Formicidae). *Ethology Ecology & Evolution* 7: 297-312.

- SANTOS, M. F. V., M. R. RIBEIRO, E. V. S. B. SAMPAIO. 1992 Semelhanças vegetacionais em sete solos da Caatinga. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 27: 305-314.
- SAMPAIO, E. V. S. B. 1995. *Overview of the Brazilian Caatinga*. In: S. H. Bullock, H. A. Mooney e E. Medina (Eds.). *Seasonal dry tropical forests*, pp 35-63. Cambridge University Press, Cambridge.
- SANTOS, M. L., F. S. NASCIMENTO, R. SCHER. 2009. Análise do cariótipo interindividual de uma população de *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae). Resumos do 55º Congresso Brasileiro de Genética, São Paulo.
- VASCONCELLOS, A., G. G. SANTANA, A. K. SOUZA. 2004. Nest spacing and architecture, and swarming of males of *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera, Formicidae) in a remnant of the Atlantic Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64: 357-362.

ARTRÓPODES EM ILHAS DE VEGETAÇÃO SOBRE UM LAJEDO NA CAATINGA PERNAMBUCANA

Marina Peres Portugal

RESUMO – Segundo a Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas, o número de espécies em uma ilha oceânica é função do seu tamanho e grau de isolamento. Esses padrões foram verificados também para vários outros tipos de ilhas ecológicas. O objetivo desse estudo foi investigar (1) as relações entre a área e a heterogeneidade de ilhas de vegetação com a riqueza e a densidade de artrópodes e (2) a influência da distância entre as ilhas de vegetação sobre a composição de espécies da comunidade de artrópodes em 20 ilhas de um lajedo na Caatinga. Para isso, foi determinada a área das ilhas, a distâncias até a ilha mais próxima e o grau de heterogeneidade da vegetação. Em cada ilha, a fauna de artrópodes foi inventariada para obtenção da riqueza e densidade de indivíduos. No total, foram amostrados 95 morfoespécies de artrópodes. A área da ilha mostrou-se positivamente relacionada com a riqueza de artrópodes, porém negativamente relacionada com a densidade de morfoespécies. A similaridade de artrópodes não foi influenciada pela distância das ilhas. Áreas maiores permitem o estabelecimento de populações maiores e maior disponibilidade de nichos, devido à maior heterogeneidade ambiental. O tipo de locomoção do grupo taxonômico provavelmente possibilita o fluxo de espécies entre as ilhas, diminuindo o efeito da distância na similaridade das mesmas. Dessa maneira, a distribuição de artrópodes nestas ilhas de vegetação parece não ser explicada pela teoria de biogeografia de ilhas.

PALAVRAS-CHAVES: Heterogeneidade vegetal; relação espécie-área; Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas.

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

SEGUNDO A TEORIA DO EQUILÍBRIO DA BIOGEOGRAFIA DE ILHAS, ilhas maiores possuem mais espécies porque suas populações são maiores e, conseqüentemente, as taxas de extinção são menores (McArthur & Wilson 1967). Adicionalmente, existem mais espécies em ilhas mais próximas ao continente devido ao oceano agir como uma barreira para a migração das espécies (McArthur & Wilson 1967). Sendo assim, o número de espécies numa ilha é determinado pelo equilíbrio entre as taxas de migração e de extinção (McArthur & Wilson 1967). A riqueza de

espécies em uma área também pode estar relacionada à complexidade ambiental (MacArthur & MacArthur 1961). Ambientes mais heterogêneos devem conter mais espécies, devido ao aumento da amplitude do espectro de recursos disponíveis, diminuindo a competição entre as espécies e aumentando a co-existência (MacArthur & MacArthur 1961).

Apesar da Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas ter sido formulada para ilhas oceânicas, esse equilíbrio entre as taxas de migração e extinção determinando o número de espécies já foi observado em outros tipos de ilhas ecológicas (i.e. ilhas de um tipo de ambiente circunscrito por outro ambiente como lagos, montanhas, manchas de vegetação arbórea circundada por pasto; Begon *et al.* 2007). Por exemplo, ilhas de vegetação circundadas por substratos rochosos foram estudadas abordando aspectos de ecologia, relacionados à sucessão primária e à composição vegetacional (Shure & Ragsdale 1977, Poremski *et al.* 1995, Conceição *et al.* 2007, Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Essas ilhas de vegetação apresentam similaridades taxonômicas notadamente marcantes, por exemplo, a presença de Bromeliaceae, Cactaceae e Velloziaceae, independente da vegetação que ocorre ao redor (Conceição *et al.* 2007). Considerando que espécies da família Bromeliaceae são frequentemente habitadas por uma grande variedade de artrópodes (Romero 2007), esses agrupamentos de vegetação podem funcionar como ilhas para esses insetos e outros organismos.

Os artrópodes e, principalmente, os insetos podem ser bons indicadores de biodiversidade por serem organismos de vida curta, que constituem um grupo de grande diversidade de espécies, mas com alta especificidade de habitat por espécie e por serem dependentes do número de hospedeiros existentes no local (Brusca & Brusca 2007). A presença de plantas favoráveis ao estabelecimento de artrópodes em ilhas de vegetação, como as bromélias, permite que estas sirvam como sítios de forrageamento e acasalamento, berçários e abrigos contra predação e condições climáticas extremas, que são recorrentes em ambientes de rocha exposta (Romero 2007).

Na Caatinga é possível observar a ocorrência de ilhas de vegetação em lajedos, fazendo destas um modelo de estudo da Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas (Prado 2003). Desta

forma, investigou-se nesse estudo as relações entre a área, o grau de isolamento e a heterogeneidade da vegetação com a riqueza, a densidade e a composição de espécies de artrópodes em ilhas em um lagedo na Caatinga. Acredita-se que a riqueza e a densidade de artrópodes aumentam com a área da ilha e diminuem com grau de isolamento da ilha. Espera-se também que um aumento no isolamento deve levar a uma diminuição na similaridade de espécies das ilhas. Outra predição é que ilhas com maior complexidade da vegetação possuam mais espécies. E, por fim, acredita-se que proporção de artrópodes predadores seja maior em ilhas maiores.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em abril de 2010 no Lajedo do Tom Feio, município de Parnamirim, região oeste do estado de Pernambuco. O lajedo possui uma área total de 14.971 m² e está localizado a aproximadamente 420 m de altitude. O lajedo está inserido em uma matriz de vegetação de caatinga hiperxerófila e possui ilhas de vegetação de diferentes tamanhos e formas (Sá 2008). O clima dessa região é tropical muito seco, com precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al.* 2000).

CARACTERIZAÇÃO DAS ILHAS DE VEGETAÇÃO – Foram estudadas 20 ilhas de vegetação no lajedo focal. Em cada ilha de vegetação foram aferidas a área, a distância até a ilha mais próxima e a heterogeneidade vegetal. Para determinar a área das ilhas de vegetação foi utilizada a fórmula da área de uma elipse ($A = \pi \times 1/2D_{\text{máx}} \times 1/2D_{\text{mín}}$), uma vez que as ilhas possuíam um formato aproximado ao oval. Para o cálculo, foram tomados os diâmetro máximo e mínimo de cada ilha. Para determinar a distância entre as ilhas de vegetação, foram tomadas medidas de distância usando-se passos de comprimento conhecido e os azimutes de cada ilha em relação à ilha mais próxima, seguindo um único caminho, da primeira até a vigésima ilha. Em seguida, as distâncias e os ângulos do caminho entre as ilhas foram plotados graficamente em um papel e as distâncias entre todas as ilhas foram medidas manualmente com o auxílio de uma régua. Dessa maneira foi possível

estabelecer a que distância, em metros, estava cada ilha das demais. Por fim, para determinar a heterogeneidade ambiental, foi feita uma contagem do número de morfotipos vegetais que havia em cada uma das ilhas.

INVENTÁRIO DE ARTRÓPODES – Para inventariar a fauna de artrópodes das ilhas de vegetação, foram usadas metodologias complementares (i.e. puçá ou busca ativa e método batedor), devido ao difícil acesso à vegetação. Independente do método de coleta utilizado, foi estabelecido um total de 15 minutos de esforço amostral para cada ilha. Muitas ilhas possuíam em sua maioria plantas arbustivas com predominância de macambiras (*Bromelia laciniosa*), que por possuírem espinhos e um formato cônico, dificultavam a captura de insetos com o puçá. Dessa maneira, estabeleceu-se a busca ativa e a captura através do método batedor. O método batedor consiste em bater na vegetação com o bastão, aparando os indivíduos em um suporte e capturando-os posteriormente (e.g. Almeida 2005). Nesse estudo, foi utilizada uma bandeja plástica (20 cm x 30 cm) como suporte e um bastão de aproximadamente 1m. As ilhas que possuíam arbustos maiores sem a presença de espinhos possibilitaram o uso do puçá. Os artrópodes capturados foram armazenados em álcool a 70% e, posteriormente, morfotipados. Para os himenópteros foi possível identificar até o nível taxonômico de gênero. A classificação das morfoespécies na categoria “predadoras” levou em consideração a dieta do grupo ou gênero identificado. Dessa forma, foram consideradas predadoras todas as morfoespécies de aranhas e de formigas.

ANÁLISE DOS DADOS – A área da ilha e a heterogeneidade vegetal foram correlacionadas utilizando-se o teste de correlação de Spearman. Como a área da ilha mostrou-se positivamente correlacionada com a heterogeneidade vegetal ($r = 0,60$; $p < 0,05$) e explicou mais a riqueza de artrópodes ($R^2 = 0,35$; $p = 0,02$) do que a heterogeneidade ambiental ($R^2 = 0,31$; $p = 0,01$), foi escolhida como variável independente para os testes seguintes. Para verificar a relação entre a área da ilha de vegetação e a riqueza, a densidade total de artrópodes e a proporção de predadores foi utilizado o

GLM (Generalized Linear Models). Os dados foram analisados quanto à normalidade usando-se o teste de Shapiro-Wilk. Os valores de área foram logaritimizados para atender às premissas de normalidade. Todos estes testes foram realizados no programa STATISTICA 7.0. Para avaliar a similaridade entre as ilhas em relação à riqueza de artrópodes foi feita uma análise de similaridade (ANOSIM) com o auxílio do programa Primer 6.0.

RESULTADOS

Foram identificadas 95 morfoespécies de artrópodes nas 20 ilhas amostradas. Houve uma predominância de aranhas (26% das morfoespécies), seguida por coleópteros (21%) e hemípteros (13%) (Tabela 1). O número de morfoespécies de artrópodes por ilha variou de 5 a 21, com uma mediana de 7,5 morfoespécies por ilha. A área das ilhas de vegetação variou bastante de 6,67 m² até 226,08 m², com uma mediana de 19,47 m². A heterogeneidade ambiental variou de 3 a 34 morfoespécies de plantas, com uma mediana de 12 morfoespécies por ilha.

A riqueza de morfoespécies de artrópodes apresentou-se positivamente relacionada com a área da ilha (Wald-Stat = 18,44; $N = 20$; $p < 0,05$; Loglikelihood = -53,57), enquanto que a densidade de morfoespécies de artrópodes mostrou-se negativamente relacionada com essa variável (Wald-Stat. = 9,53; $N = 20$; $p = 0,002$; Loglikelihood = -7,02; Fig. 1). Por fim, a distância entre as ilhas não afetou a similaridade das morfoespécies de artrópodes ($r = 0,1$; $p = 0,1$). Já a proporção de predadores (aranhas e formigas) não apresentou relação significativa com a área da ilha (Wald-Stat. = 0,48; $N = 20$; $p = 0,48$; Loglikelihood = 5,23).

Tabela 1: Morfoespécies de artrópodes e suas respectivas ordens amostradas nas ilhas de vegetação do Lajedo Tom Feio, Paranamirim, PE.

Classe	Ordem*	Família	Gênero	Número de morfoespécies
Chelicerata	Acari			2
	Araneae			25
Diplopoda				1
Insecta	Blattodea			1
	Isoptera			1
	Orthoptera			5
	Thysanoptera			1
	Hemiptera			13
	Coleoptera			20
	Diptera			5
	Lepidoptera			4
	Hymenoptera	Mirmicinae		3
			<i>Pheidole</i> <i>Crematogaster</i> <i>Tapinoma</i>	
Não identificado**				14
				Total: 95

*Identificação feita de acordo com Brusca & Brusca (2007)

**Organismos não identificados foram restritos a larvas e ninfas.

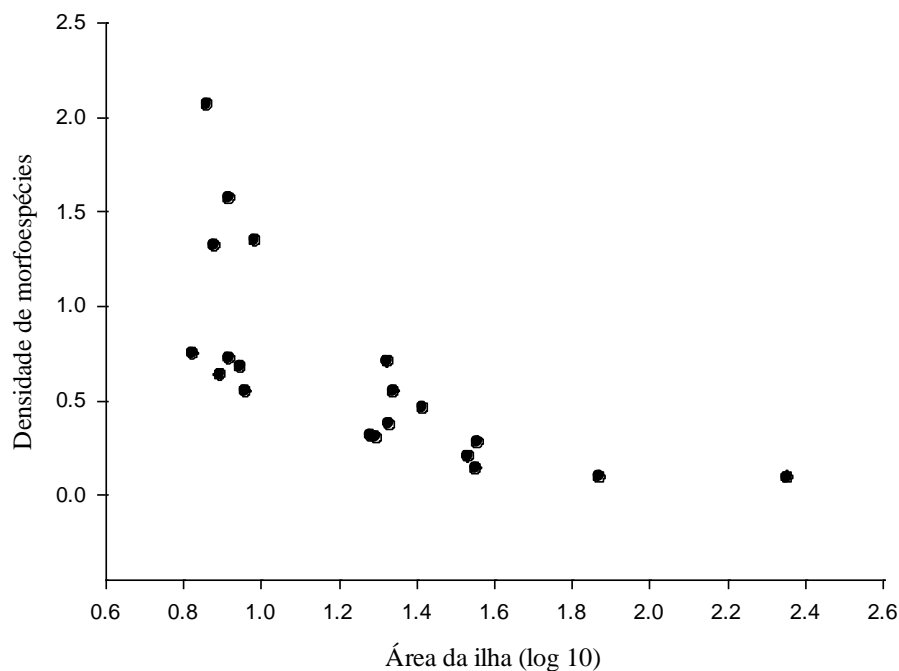


Figura 1: Relação entre densidade de morfoespécies de artrópodes (n° de morfoespécies/área) e área da ilha de vegetação, no Lajedo Tom Feio, Paranamirim-PE.

DISCUSSÃO

A riqueza de morfoespécies de artrópodes encontrada neste estudo foi inferior ao encontrado em outros trabalhos na Caatinga. Por exemplo, Ianuzzi *et al.* (2003) encontraram a ocorrência de 42 famílias de coleópteros na Caatinga, o que indica que um número muito maior de espécies de coleópteros deva ocorrer na região do que as 21 morfoespécies identificadas aqui. Além disso, segundo os autores, as paisagens vegetacionais da Caatinga influenciam na diversidade de Coleoptera, o que nos leva a pensar que as ilhas de vegetação do Lajedo Tom Feio podem possuir uma fauna de coleópteros diferente de outras áreas ao redor. Quanto à riqueza de aranhas, Carvalho & Brescovit (2005) encontraram 93 taxa específicos (espécies ou morfoespécies) em quatro áreas de Caatinga, sendo que a área que possuiu menos taxa específicos foi uma área já antropizada, com 26 espécies. A riqueza de aranhas nas ilhas de vegetação do presente estudo é similar a essa área de Caatinga antropizada, entretanto nosso estudo possui um esforço amostral muito menor e, também, metodologias diferenciadas. O uso de outras metodologias de captura e a padronização com estudos anteriores seria recomendável em futuras pesquisas para uma comparação mais apurada e também para não incorrer na subamostragem da riqueza de artrópodes que pode ter ocorrido neste trabalho, uma vez que não houve a captura de artrópodes no nível do solo.

A riqueza de artrópodes aumentou com a área da ilha, o que pode ser devido ao aumento da heterogeneidade ambiental, pois quanto maior a área da ilha, maior a riqueza vegetal, o que leva a um maior número de nichos por ilha, permitindo o estabelecimento de mais espécies quanto maior for a área da ilha (Begon 2007). Becker (1992) observou o mesmo padrão para coleópteros, tanto em relação à área insular, quanto ao número de espécies vegetais. Porém, nesse estudo observamos que as ilhas menores possuem um maior número de espécies de artrópodes por unidade de área, o que não era esperado. Isso pode estar associado ao esforço amostral, uma vez que esse pode ter sido suficiente para amostrar ilhas com áreas menores, porém ilhas com áreas maiores podem ter sido subamostradas.

A ausência de relação entre a riqueza de morfoespécies e a distância entre as ilhas pode ser

devido à escolha do grupo taxonômico estudado. Muitas ordens estudadas se locomovem a grandes distâncias como os coleópteros, dípteros, hemípteros e lepidópteros (Brusca & Brusca 2007). Aranhas também se locomovem através de balonismo, percorrendo distâncias significativas, principalmente em ambientes abertos (Bell *et al.* 2005). Essa locomoção possibilita que, até mesmo entre as ilhas mais distantes, a distância existente não seja suficiente para um isolamento, permitindo o fluxo de espécies entre as ilhas. Outro fator que pode influenciar a riqueza e que não estaria relacionado à distância seriam as relações espécie-específica. Existem muitos insetos que possuem relações estreitas com algumas espécies vegetais, habitando locais apenas onde há a ocorrência da espécie (Romero 2007). Durante as coletas em campo observou-se a ocorrência de uma morfoespécie de aranha apenas nos arbustos de cansação (*Cnidocolus* sp.), o que poderia indicar a existência deste tipo de relação nas ilhas do lajedo.

A riqueza de artrópodes aumentou com a área da ilha, o que pode ser devido ao aumento da heterogeneidade ambiental, pois quanto maior a área da ilha, maior a riqueza vegetal, o que leva a um maior número de nichos por ilha, permitindo o estabelecimento de mais espécies quanto maior for a área da ilha (Begon 2007). Becker (1992) observou o mesmo padrão para coleópteros, tanto em relação à área insular, quanto ao número de espécies vegetais. Porém, nesse estudo observamos que as ilhas menores possuem um maior número de espécies de artrópodes por unidade de área, o que não era esperado. Isso pode estar associado ao esforço amostral, uma vez que esse pode ter sido suficiente para amostrar ilhas com áreas menores, porém ilhas com áreas maiores podem ter sido subamostradas.

A ausência de relação entre a riqueza de morfoespécies e a distância entre as ilhas pode ser devido à escolha do grupo taxonômico estudado. Muitas ordens estudadas se locomovem a grandes distâncias como os coleópteros, dípteros, hemípteros e lepidópteros (Brusca & Brusca 2007). Aranhas também se locomovem através de balonismo, percorrendo distâncias significativas, principalmente em ambientes abertos (Bell *et al.* 2005). Essa locomoção possibilita que, até mesmo entre as ilhas mais distantes, a distância existente não seja suficiente para um isolamento,

permitindo o fluxo de espécies entre as ilhas. Outro fator que pode influenciar a riqueza e que não estaria relacionado à distância seriam as relações espécie-específica. Existem muitos insetos que possuem relações estreitas com algumas espécies vegetais, habitando locais apenas onde há a ocorrência da espécie (Romero 2007). Durante as coletas em campo observou-se a ocorrência de uma morfoespécie de aranha apenas nos arbustos de cansação (*Cnidocolus* sp.), o que poderia indicar a existência deste tipo de relação nas ilhas do lajedo.

A maior proporção de morfoespécies de aranhas encontradas nas ilhas, de um modo geral pode indicar que estas são os principais predadores dessas ilhas. Formigas também seriam potenciais predadores, porém só foram encontrados três gêneros em 12 ilhas, enquanto que as aranhas estiveram presentes em todas as ilhas. Aranhas, por serem predadoras, e algumas espécies de formigas, por ingerirem itens de origem animal em sua dieta, podem alterar a dinâmica populacional de outros grupos funcionais, modificando o funcionamento de comunidades terrestres (Almeida 2005).

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Pernambuco pela oportunidade de participar do Curso de Campo Ecologia da Caatinga; a Fernanda Oliveira e Arthur Maia pela ajuda no desenho do projeto e na coleta dos dados; a todos que me ajudaram na identificação das ordens e gêneros e a todos os colegas pela companhia e discussões durante o curso.

LITERATURA CITADA

- ALMEIDA, W. R. 2005. Riqueza e abundância de formigas e aranhas de vegetação em baixios e platôs em uma área de floresta de terra firme na Amazônia Central. *In* Livro do curso de campo “*Ecologia da Floresta Amazônica*”, edição 2005.
- BECKER, P. 1992. Colonization of islands by carnivorous and herbivorous Heteroptera and Coleoptera: effects of island area, plant species richness, and 'extinction' rates. *Journal of Biogeography* 19: 113-171.
- BEGON, M., C. R. TOWNSEND E L. HARPER. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ª edição.

Artmed, Porto Alegre.

- BELL, J. R., D. A. BOHAN, E. M. SHAW E G. S. WEYMAN. 2005. Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* 95: 69-114.
- BRUSCA, R. C. E G. J. BRUSCA. 2007. *Invertebrados*. 2ª edição. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- CARVALHOS, M. C. E A. D. BREASCOVIT. 2005. Diversidade de artrópodes em áreas prioritárias para conservação da Caatinga - análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga. Suporte e estratégias regionais de conservação. *Biodiversidade* 12: 349-366.
- CONCEIÇÃO, A. A., A. M. GIULLETTI E S. T. MEIRELLES. 2007. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 335-347.
- IANNUZZI, L., A. C. D. MAIA, C. E. B. NOBRE, D. K. SUZUKI E J. A. MUNIZ. 2003. Padrões Locais de diversidade de coleoptera (Insecta) em vegetação de Caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva. (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp 367-390. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LEAL, I. R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da Caatinga. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva. *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp. 593-624. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- MACARTHUR, R. H. E E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princetown University Press, Princetown.
- MACARTHUR, R. H. E J. W. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- ROMERO, G. Q. E J. VASCONCELLOS-NETO. 2007. Aranhas sobre plantas: dos comportamentos de forrageamentos às associações específicas. In M. O. Gonzaga, A. J. Santos e H. F. Japyassú. (Eds.) *Ecologia e comportamento de aranhas*, pp. 67-88. Editora Interciência, Rio de Janeiro.
- PRADO, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp 3-74. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- POREMSKI, S., G. BROWN E W. BARTHOLOTT. 1995. An inverted latitudinal gradient of plant diversity in shallow depressions on Ivorian inselbergs. *Vegetatio* 117: 151-163.
- SÁ, C. M. E. 2008. Aspectos da teoria de biogeografia de ilhas em núcleos de vegetação sobre um lajedo em uma área de caatinga em parnamirim (PE). In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Eds.). *Ecologia da Caatinga- curso de campo 2008*, pp 69-73. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- SILVA, F. B. R., G. R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N. C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Petrolina.

- SHURE, D. J. E L. RAGSDALE. 1977. Patterns of primary succession on granite outcrop surfaces. *Ecology* 58: 993-1006.
- WHITAKKER, R. J. E J. M. FERNÁNDEZ-PALACIO. 2007. *Island Biogeography: ecology, evolution, and conservation*. 2^a edition. Oxford University Press, New York.

RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES LENHOSAS DE FABACEAE EM ÁREAS DE CAATINGA HIPERXERÓFILA COM DIFERENTES RELEVOS NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE

Patrícia Barbosa Lima

RESUMO - A família Fabaceae é considerada importante nas florestas secas, estabelecendo-se em diferentes tipos de substratos. Nesse estudo, verificamos se o relevo influencia a riqueza e a composição de espécies de Fabaceae em uma área de Caatinga. As seguintes hipóteses foram testadas: (1) áreas com relevo plano apresentam maior riqueza de espécies da família Fabaceae e áreas com relevo ondulado (2) existe diferença na composição florística entre as áreas com relevo plano e relevo ondulado. O estudo ocorreu em uma área de Caatinga hiperxerófila, localizada no município de Parnamirim, PE. Cinco parcelas (50 m x 20 m) foram estabelecidas aleatoriamente em cada tipo de relevo, plano e ondulado, onde foram amostrados todos os indivíduos de Fabaceae com diâmetro ao nível do solo ≥ 3 cm. Foram observadas nove espécies de Fabaceae nos dois tipos de habitats, sendo as espécies *Poincianella microphylla*, *Piptadenia stipulacea* e *Senna* sp. exclusivas das áreas com relevo plano, e a espécie *Bauhinia cheilantha* exclusiva para as áreas com relevo ondulado. As espécies *Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Mimosa tenuiflora*, *Parapiptadenia zehntneri* e *Poincianella pyramidalis* foram comuns aos dois tipos de habitats. A riqueza de espécies de Fabaceae foi quase duas vezes maior nas áreas com relevo plano. Não foi observada a influência do tipo de relevo na composição de espécies de Fabaceae na área estudada. Estes resultados indicam que outras variáveis ambientais locais, por exemplo, tipo e características físicas do solo podem estar determinando a distribuição das espécies de Fabaceae na Caatinga.

PALAVRAS-CHAVE: Composição taxonômica; distribuição de espécies; tipos de solo; topografia.

Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

O ECOSISTEMA CAATINGA RECOBRE A MAIOR PARTE DA ÁREA COM CLIMA SEMI-ÁRIDO DO Nordeste do Brasil (Rodal & Sampaio 2002), com uma área de cerca de 800.000 km² (Tabarelli & Vicente 2002), apresentando uma alta taxa de diversidade e endemismos (Prado 2003). O elevado número de formações e tipos vegetacionais existentes neste ecossistema é influenciado pelas variações de solo, atrelados ao clima e ao relevo (Andrade-Lima 1981). De modo geral, as plantas podem fixar-se em diferentes tipos de substratos, desde os solos mais profundos até rochas pouco intemperizadas (Menezes 2008). Todavia, as espécies vegetais concentram-se em locais onde as condições

ambientais são mais favoráveis à sua sobrevivência (Rodal *et al.* 1992, Silva *et al.* 2003). Dessa forma, muitos processos vitais, como a fixação das raízes e a absorção de água e nutrientes, são influenciados por variáveis abióticas locais, o que por sua vez influencia tanto o estabelecimento quanto o desenvolvimento das plantas (Vieria 1988, Rizzini 1997, Ricklefs 2003).

Na Caatinga, a presença de uma grande variedade de tipos de solos e relevos forma um mosaico de condições de fertilidade e disponibilidade hídrica (Lins 1989), que podem influenciar na distribuição das espécies de plantas. Segundo Sampaio (1995), os domínios geomorfológicos da Caatinga correspondem aos terrenos da porção cristalina e da bacia sedimentar, sendo essas unidades caracterizadas por apresentarem solos rasos, argilosos e rochosos (origem no cristalino) e solos profundos e arenosos (origem sedimentar). Cada um desses domínios apresenta peculiaridades que afetam diretamente a vegetação local (Sampaio 1995). De um modo geral, a porção sedimentar é mais rica em espécies vegetais e apresenta um maior número de indivíduos que a porção cristalina (Rodal *et al.* 1992) e isto se deve a maior fertilidade dos solos sedimentares em relação aos solos cristalinos (Andrade-Lima 1981, Rodal *et al.* 1992).

Outro ponto importante que deve ser destacado é a influência da topografia na distribuição das espécies. Menezes (2008), ao estudar a família Cactaceae em uma área de Caatinga arbórea no estado de Pernambuco, observou que a maior riqueza desse táxon foi encontrada na área com relevo plano quando comparada a área com relevo ondulado. Ele ainda ressaltou que seus resultados podem estar relacionados com os fatores limitantes inerentes ao substrato rochoso (ocorrente na região de relevo ondulado), o que impossibilitaria uma maior riqueza de espécies em relação ao substrato arenoso (encontrado na área de relevo plano), de origem sedimentar.

Atualmente, alguns estudos enfatizam a distinção da flora da Caatinga em diferentes tipos de sedimentos, em específico para as espécies de Fabaceae (Leguminosae; Queiroz 2006, Cardoso & Queiroz 2007), o que sugere uma nova visão em termos de florística, estimulando, assim, estudos de análise de similaridade entre as diferentes áreas desse ecossistema (Córdula *et al.* 2008). A família Fabaceae (sensu APG III 2009) possui grande relevância para a caracterização fisionômica

dos diversos ambientes no domínio das caatingas (Queiroz 2006), além de apresentar elevada importância taxonômica, ecológica e econômica (Lopes 1963, Queiroz 2006). No Brasil, esta família é representada por cerca de 1500 espécies concentradas em 175 gêneros (Souza & Lorenzi 2008), com ampla distribuição nos diferentes ecossistemas, inclusive na Caatinga (Cardoso & Queiroz 2007, Queiroz 2009).

Desta forma, como de modo geral a porção sedimentar é mais rica em espécies, acredita-se que a riqueza de espécies de Fabaceae também será maior nessa porção que possui relevo plano, uma vez que este tipo de topografia proporcionaria melhores condições de estabelecimento. Assim, foram testadas as seguintes hipóteses: (1) áreas com relevo plano apresentam uma maior riqueza de espécies da família Fabaceae que áreas com relevo ondulado; e (2) existe diferença na composição taxonômica entre as áreas com relevo plano e ondulado.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido durante o mês de abril/2010, na Fazenda Olho D'Água (8°79'00"S; 39°57'00"O), localizada em uma área de Caatinga no município de Parnamirim, estado de Pernambuco. O clima no local é do tipo tropical muito seco, com precipitação média anual de 509 mm e a estação chuvosa ocorrendo entre os meses de novembro e abril (Silva *et al.* 2000). A associação de solos da região é constituída pelos tipos regossolos, brunonão-cálcicos e solos litólicos (Silva *et al.* 2000). O relevo da área é predominantemente plano ou suave ondulado, sendo ondulado ou fortemente ondulado nas áreas serranas e nas regiões de solo litólico (Silva *et al.* 2000). Nas áreas com relevo plano observa-se uma declividade de até 8%, onde seus solos são arenosos, pedregosos e moderadamente rochosos (Menezes 2008). Já nas áreas com relevo ondulado a montanhoso, a declividade existente pode alcançar até 50% nas encostas das serras, onde seus solos são arenosos, moderadamente pedregosos e moderadamente rochosos a muito rochosos (Menezes 2008). A vegetação local é classificada como caatinga hiperxerófila (Silva *et al.* 2000) e as espécies mais abundantes na região são *Amburana cearensis* (Allemão) A. C. Sm.,

Poincianella pyramidalis Tul., *Mimosa* sp. (Fabaceae), *Cnidoscolus quercifolius* Pohl. (Euphorbiaceae) e várias espécies pertencentes ao gênero *Croton* L. (Euphorbiaceae).

INVENTÁRIO DAS ESPÉCIES DE FABACEAE – Para o levantamento das espécies de Fabaceae (sensu APG III 2009) foram estabelecidas aleatoriamente cinco parcelas (50 m × 20 m) em cada um dos relevos ocorrentes na área: 1) relevo plano e 2) relevo ondulado. A partir disso, todas as espécies de Fabaceae que possuíam diâmetro ao nível do solo (DAS) ≥ 3 cm foram amostradas. Partes vegetativas ou reprodutivas foram coletadas objetivando-se a identificação dos indivíduos, que foi realizada a partir de consulta à literatura específica (e.g. Queiroz, 2002, 2009).

ANÁLISES DOS DADOS – A riqueza de espécies entre as duas áreas foi comparada pelo teste de Mann-Whitney. Para testar a similaridade na composição taxonômica entre os dois tipos de relevo estudados foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Adicionalmente, para verificar se a similaridade das parcelas entre as áreas amostradas possui relação com o tipo de habitat, empregou-se o teste de ANOSIM. As análises foram realizadas no programa STATISTICA 7 e no Primer 6 (Zar 1996, McCune & Mekfford 1999).

RESULTADOS

No total, foram registradas nove espécies, pertencentes a oito gêneros de Fabaceae (sensu APG III 2009) nos dois tipos de habitats. Apenas o gênero *Poincianella* apresentou duas espécies, enquanto os demais gêneros foram constituídos por uma única espécie. A espécie *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud (pata-de-vaca) foi exclusiva para a área com relevo ondulado, enquanto as espécies *Poincianella microphylla* Buch. Ham (catingueira-de-porco), *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (jurema-branca) e *Senna* sp. foram exclusivas para a área com relevo plano. As espécies comuns aos dois tipos com relevo foram: *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Sm. (imburana-de-cheiro); *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (angico-de-carço); *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P.

Queiroz (catingueira); *Parapiptadenia zehntneri* (Harms) M.P. Lima & H.C. Lima (angicomjolo) e *Mimosa tenuiflora* Benth. (jurema-preta).

A riqueza de espécies foi cerca de duas vezes mais elevada nas áreas com relevo plano do que nas áreas com relevo ondulado ($U = 2,30$; $N = 5$; $p = 0,01$; Fig. 1). A análise de ordenação NMDS mostrou certa separação das áreas com base na sua composição de espécies ($Stress = 0,13$; Fig. 2), contudo, o teste de ANOSIM não indicou a influência do tipo de relevo na composição taxonômica dos habitats ($r = 0,24$; $p = 0,12$).

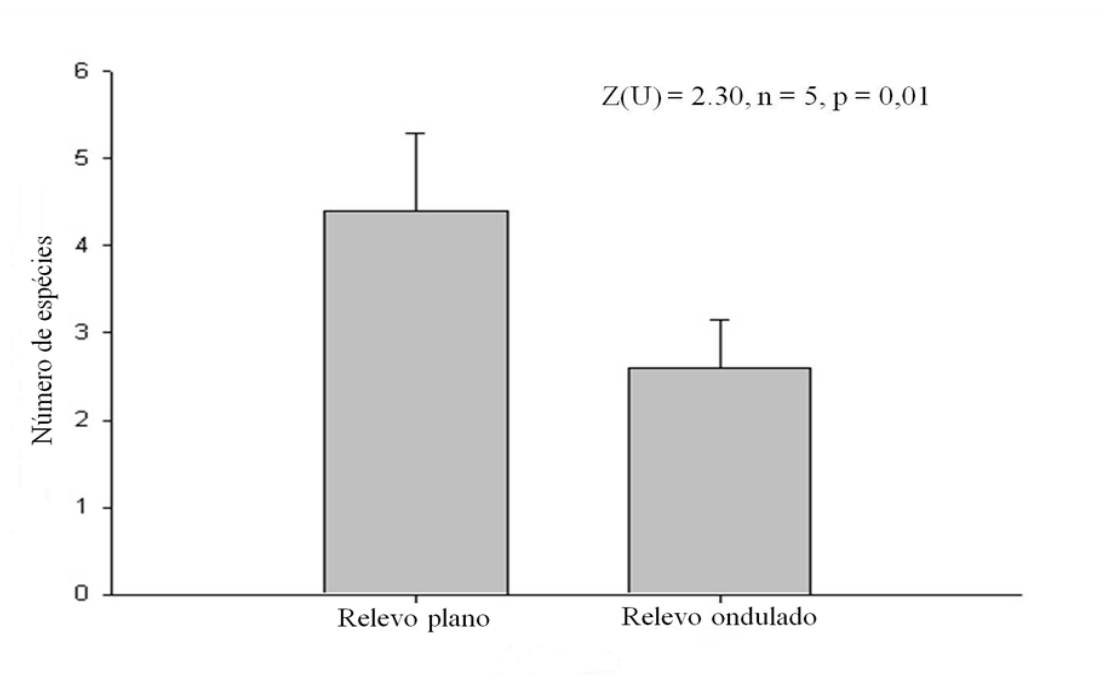


Figura 1. Número de espécies de Fabaceae em áreas com relevo plano e ondulado em uma área de Caatinga no município de Parnamirim, Pernambuco.

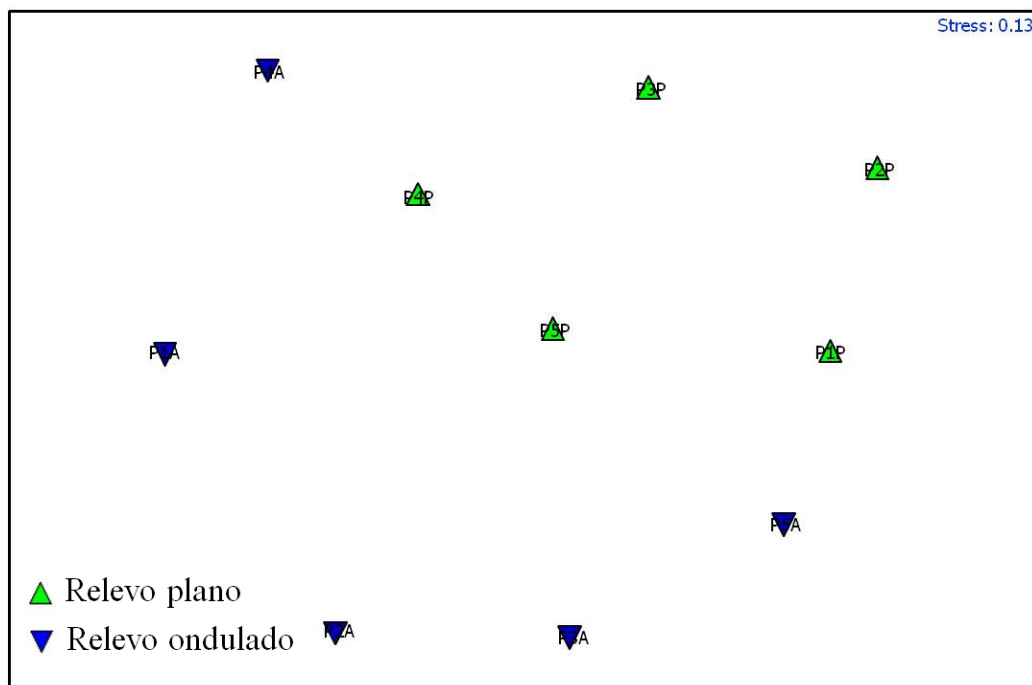


Figura 2. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) da composição de espécies de Fabaceae em áreas com relevo plano e ondulado em uma área de Caatinga no município de Parnamirim, Pernambuco.

DISCUSSÃO

As espécies de Fabaceae ocorrentes na área de estudo são comuns a outras áreas de Caatinga (Córdula *et al.* 2008, Costa *et al.* 2009, Queiroz 2009). Também já foi observado que algumas dessas espécies são consideradas endêmicas para este ecossistema, como por exemplo, *Poincianella microphylla*, *Poincianella pyramidalis* e *Piptadenia stipulacea* (Cardoso *et al.* 2007, Córdula *et al.* 2008) e que estas podem apresentar distribuição ainda mais restrita, como por exemplo, a espécie *Poincianella microphylla*, ocorrendo apenas em áreas de Caatinga localizadas nos estados da Bahia, Pernambuco e Piauí (Queiroz 2002). Vale destacar ainda que Queiroz (2006), em suas pesquisas, já havia se referido à importância da família Fabaceae na Caatinga, relacionando isto não apenas à riqueza, mas também à sua contribuição com o maior número de espécies endêmicas.

A hipótese de que áreas com relevo plano na Caatinga apresentariam maior riqueza de espécies da família Fabaceae foi corroborada por esse estudo. Essa maior riqueza pode ser

explicada pelo fato deste tipo de relevo apresentar solo mais profundo e, conseqüentemente, mais fértil (Andrade-Lima 1981, Rodal *et al.* 1992). Outros estudos também mostram que a riqueza de espécies vegetais na Caatinga é maior em áreas com relevo plano (Rodal *et al.* 1992, Cardoso & Queiroz 2007), nos quais observou-se que as áreas com solos arenosos, de origem sedimentar, são mais ricas, do ponto de vista florístico, do que áreas derivadas do embasamento cristalino (Andrade-Lima 1981, Rodal *et al.* 1992). De fato, Menezes (2008) também observou que há uma maior riqueza de espécies em ambientes com relevo plano em relação aos ambientes com relevo ondulado. O autor explica que isto pode ocorrer devido a uma série de limitações que afetam o estabelecimento e o crescimento vegetal, como, por exemplo, a profundidade do solo, a amplitude térmica, a intensidade dos ventos, a disponibilidade de água, além da matéria orgânica e dos nutrientes presentes no substrato.

Neste estudo foi observada diferença na composição de espécies de Fabaceae entre as áreas com relevo plano e ondulado. Do mesmo modo, o resultado obtido com a análise de ANOSIM não indicou a interferência do tipo de relevo na composição taxonômica de espécies no local estudado. Rodal *et al.* (1992) e Silva *et al.* (2003) enfatizaram que muitas condições ambientais atuam na distribuição das espécies na Caatinga, como por exemplo: a profundidade e permeabilidade dos solos (Rodal *et al.* 1992, Silva *et al.* 2003) e o total de chuvas, que, segundo Rodal *et al.* (1992) é considerado um dos fatores mais importantes nesse contexto. Dessa forma, a diferença na composição taxonômica entre as áreas com relevo plano e ondulado pode ser resultado de outras características do solo, como por exemplo, fertilidade, permeabilidade e profundidade, não avaliadas nesse estudo.

Outro ponto importante a ser discutido é o fato de que a Caatinga vem sofrendo grande pressão antrópica devido às diversas atividades exercidas neste ecossistema (Castelletti *et al.* 2003), podendo esse fato estar intimamente relacionado aos resultados desse trabalho. Isto é bem plausível, uma vez que muitas espécies de Fabaceae possuem elevado potencial econômico, podendo servir como recurso forrageiro durante a estação seca (Queiroz 1999). De fato, vários estudos já

demonstraram o efeito da degradação ambiental na vegetação de Caatinga, mostrando o empobrecimento da flora, a dominância de diferentes espécies entre os vários graus de degradação e a redução na abundância e densidade de plantas nos estratos superiores a 3 m de altura (Pereira *et al.* 2001, 2003, Maracajá *et al.* 2003, Andrade *et al.* 2005, Santos *et al.* 2009).

Por fim, são necessários estudos em outras áreas de Caatinga, testando nossas hipóteses, com maior esforço amostral e em diferentes escalas espaciais, para obtenção de resultados mais robustos e que confirmem a influência das variáveis ambientais na ocorrência e distribuição das espécies de Fabaceae nesse ecossistema. Além disso, associados aos estudos dos fatores abióticos, são necessários estudos relacionados à influência da pressão antrópica na presença e distribuição destas espécies nas áreas áridas e semi-áridas secas.

LITERATURA CITADA

- ANDRADE, L. A., I. M. PEREIRA, U. T. LEITE E M. R. V. BARBOSA. 2005. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de Caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, estado da Paraíba. *Cerne* 11: 263-282.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4: 149-153.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105–121.
- CASTELLETTI, C. H. M., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI E J. M. C. SILVA. 2003. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*, pp 719-734. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- CÓRDULA, E., L. P. QUEIROZ E M. ALVES. 2008. Checklist da Flora de Mirandiba, Pernambuco: Leguminosae. *Rodriguésia* 59: 597-602.
- COSTA, K. C., A. L. A. LIMA, C. H. M. FERNANDES, M. C. N. A. SILVA, A. C. B. LINS E SILVA E M. J. N. RODAL. 2009. Flora vascular e formas de vida em um hectare de caatinga no Nordeste brasileiro. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 4: 48-54.
- LINS, R. C. 1989. As áreas de exceção do agreste de Pernambuco. Recife: Sudene.
- LOPES, A. F. 1963. *Solos sob "cerrado" – características, propriedades e manejo*. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato/Instituto Internacional da Potassa.
- MARACAJÁ, P. B., C. H. F. BATISTA, A.H. SOUSA E W. E. VASCONCELOS. 2003. Levantamento florístico e fitosociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes na Vila Santa Catarina,

- Serra do Mel, RN. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 3: 25-32.
- MCCUNE, B. E M. J. MEFFORD. 1999. *PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data*. Version 4.36. MjM Software, Gleneden Beach.
- MENEZES, M. O. T. 2009. Fatores limitantes, riqueza e equitabilidade de Cactaceae em uma área de Caatinga de Parnamirim - PE. In I. R. Leal, J. Almeida-Cortez e J. C. Santos (Orgs.). *Ecologia da Caatinga: curso de campo de 2008*, pp.128-139. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- PEREIRA, I. M., L. A. ANDRADE, J. R. M. COSTA E J. M. DIAS. 2001. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste Paraibano. *Acta Botanica Brasilica* 15: 413-426.
- PEREIRA, I. M., L. A. ANDRADE, E. V. S. B. SAMPAIO E M. R. V. BARBOSA. 2003. Use effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154-165.
- PRADO, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp.3-73. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- QUEIROZ, L. P. 1999. Leguminosas de Caatinga, espécies com potencial forrageiro. In F. D. Araújo, H. D. V. Prendergast e S. J. Mayo (Eds.). *Plantas do Nordeste. Kew: Anais do I Workshop Geral*. Royal Botanic Gardens.
- QUEIROZ, L. P. 2002. Distribuição das espécies de Leguminosae na Caatinga. In E. V. S. B. Sampaio, A. M. Giulietti, J. Virgínio e C. F. L. Gamarra-Rojas (Eds.). *Vegetação e flora da Caatinga*, pp. 141-153. APNE, CNIP, Recife.
- QUEIROZ, L. P. 2006. The Brazilian Caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In R. T. Pennington, G. P. Lewis e J. A. Ratter (Eds.). *Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation*, pp.113-149. Taylor e Francis CRC Press, Oxford.
- QUEIROZ, L. P. 2009. *Leguminosas da Caatinga*. Editora da Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana.
- RADAMBRASIL. 1983. *Levantamento de recursos naturais*. Ministério das Minas e Energia do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- RICKLEFS, R. E. 2003. *A economia da natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- RIZZINI, C. T. 1997. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro.
- RODAL, M. J. N. E E. V. S. B. SAMPAIO. 2002. A vegetação do bioma Caatinga. In E. V. S. B. Sampaio, A. M. Giulietti, J. Virgínio e C. F. L. Gamarra-Rojas (Eds.). *Vegetação e flora da Caatinga*, pp. 11-24. APNE, CNIP, Recife.
- RODAL, M. J. N., E. V. S. B. SAMPAIO E M. A. FIGUEIREDO. 1992. *Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – ecossistema Caatinga*. Sociedade Botânica do Brasil, Brasília.

- SAMPAIO, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. *In*: S. H. Bullock, H. A. Mooney e E. Medina. (Eds.). *Seasonal dry tropical forests*, pp. 35-63. Cambridge: University Press, Cambridge.
- SANTOS, M. F. A. V., T. N. F. GUERRA, M. C. SOTERO E J. I. N. SANTOS. 2009. Diversidade e densidade de espécies vegetais da Caatinga com diferentes graus de degradação no Município de Floresta, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 60: 389-402.
- SILVA, F. B. R., G. R. RICÉ, J. P. TONNEAU, N. C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Petrolina.
- SILVA, R. A., A. M. M. SANTOS, M. TABARELLI. 2003. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da Caatinga. *In* I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp. 337-365. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- SOUZA, V., H. LORENZI. 2008. *Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas do Brasil, baseado em APG II*. 2ª ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- TABARELLI, M., A. VICENTE. 2002. Lacunas de conhecimento sobre as plantas lenhosas da Caatinga. *In* E. V. S. B. Sampaio, A. M. Giullietti, J. Virgínio e C. F. L. Gamarra-Rojas (Eds.). *Vegetação e flora da Caatinga*, pp 32-46. APNE, CNIP, Recife.
- VIEIRA, L. S. 1988. *Manual de Ciências do solo: com ênfase para solos tropicais*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE AVES LIGADAS AO CONSUMO DE FRUTOS DE *CEREUS JAMACARU* DC. (CACTACEAE) EM DOIS TIPOS DE HABITATS DA CAATINGA DE PERNAMBUCO

Paulo Vitor de Albuquerque Portes

RESUMO – Entre 50 e 90% das espécies de árvores e arbustos tropicais produzem frutos carnosos dispersos por animais frugívoros, especialmente aves, que representam provavelmente o principal grupo de vertebrados dispersores dessas espécies. Estudos recentes vêm tentando demonstrar como a abundância, riqueza e diversidade de aves, assim como as taxas de remoção e consumo de frutos são afetados por modificações antrópicas em paisagens naturais. O objetivo deste trabalho é verificar se existe diferença na riqueza e abundância de aves que consomem o fruto de *Cereus jamacaru* DC. em dois tipos de habitats na Caatinga, aberto (i.e. áreas que sofreram algum tipo de pressão antrópica) e fechado (i.e. áreas com vegetação aparentemente intacta). Foram selecionados 40 indivíduos de *C. jamacaru* distribuídos equitativamente entre os dois tipos de habitats e a riqueza e a abundância de aves que consomem seus frutos foram mensuradas por observações focais de 30 minutos em cada indivíduo. Um total de total de 12 espécies de aves, distribuídas em nove famílias foram observadas consumindo frutos de *C. jamacaru*. Onze espécies de aves alimentaram-se dos frutos de indivíduos localizados em áreas abertas e apenas quatro espécies, em áreas fechadas. Nove espécies foram exclusivas de áreas abertas e apenas uma em área fechada. Tanto a riqueza de aves quanto a abundância foram significativamente maiores em áreas abertas. Estes resultados indicam que a história de vida das aves da Caatinga proporcionou a elas uma maior tolerância às perturbações antrópicas.

PALAVRAS CHAVE: Diversidade de aves; frugivoria; história de vida; perturbação antrópica.

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

VÁRIAS ESPÉCIES DE PLANTAS BENEFICIAM-SE DA INTERAÇÃO COM VETORES ESPECÍFICOS OU generalistas a fim de dispersar seus frutos ou pólen. Estas interações podem ser benéficas somente para uma das partes ou para ambas, representando, nesse último caso, um mutualismo (Begon *et al.* 2003), no qual as plantas envolvidas oferecem recursos alimentares, como frutos carnosos e néctar, atraindo dispersores e/ou polinizadores. Como consequência, os diásporos e/ou pólen são levados

para lugares distantes da planta mãe, aumentando o fluxo e a variabilidade genética das populações vegetais (Begon *et al.* 2003) e proporcionando maior sobrevivência das plântulas, no caso da dispersão de sementes (Janzen 1970). Entre 50 e 90% das espécies de árvores e arbustos tropicais produzem frutos carnosos que são dispersos por animais frugívoros (Howe & Smallwood 1982) e, segundo Stiles (2000), as aves representam provavelmente o principal grupo de vertebrados dispersores de sementes.

Estudos recentes vêm tentando demonstrar como a abundância, riqueza e diversidade de aves, assim como as taxas de remoção e consumo de frutos são afetados por modificações antrópicas em paisagens naturais (Breitbach *et al.* 2010, Laski & Keitt 2010). Geralmente, os resultados dessas pesquisas demonstram que não há diferenças no consumo e/ou remoção de frutos, bem como na abundância de aves em um gradiente ambiental que varia desde árvores isoladas em pastagens até florestas secundárias, onde, a riqueza é afetada negativamente (Breitbach *et al.* 2010, Laski & Keitt 2010). No entanto, esta relação ainda pouco testada em florestas tropicais secas (Nascimento 2000).

Nesse mesmo volume, Rito *et al.* (2011), ao analisarem as respostas reprodutivas de *Cereus jamacaru* DC. (Cactaceae) em diferentes habitats de Caatinga, observaram que o consumo de frutos em áreas abertas e fechadas é proporcionalmente igual. Assim, este trabalho tem como objetivo verificar se existe diferença na riqueza e abundância de aves que consomem os frutos de *C. jamacaru* em dois tipos de habitats, aberto – relacionado à áreas antropizadas, como pastagens e estradas, e fechado – representado por áreas com vegetação arbustiva-arbórea aparentemente intactas. A hipótese a ser testada baseia-se na especulação de Silva *et al.* (2003) de que história de vida das aves em ambientes de florestas secas sazonais pode explicar a grande flexibilidade deste grupo a perturbações antrópicas. Nesse caso, espera-se que a riqueza e a abundância de espécies de aves que consomem os frutos de *C. jamacaru* sejam maiores em ambientes abertos.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado em uma área de Caatinga na Fazenda Olho D'Água (8°79'00"S; 39°57'00"W), município de Parnamirim, estado de Pernambuco. A área é caracterizada por um clima tropical seco, com a estação chuvosa entre os meses de novembro e abril e uma precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al* 2000). O solo predominante na região é o regossolo com afloramentos de rochas graníticas e sua vegetação é classificada como caatinga hiperxerófila (Silva *et al* 2000).

ESPÉCIE DE ESTUDO – *Cereus jamacaru* é uma espécie pertencente à família Cactaceae, de ampla distribuição e encontrada em vários ecossistemas brasileiros, principalmente nas áreas de Caatinga do Nordeste até o semi-árido do estado de Minas Gerais (Meiado *et al.* 2010). Esta espécie é conhecida popularmente por “Mandacaru”, sendo muito utilizada principalmente para fins medicinais, ornamentais e para a alimentação de animais domésticos (Davet *et al.* 2009). A espécie *C. jamacaru* ocorre tanto em áreas abertas, relacionadas a processos antrópicos, como pastagens e beiras de estrada, como também em áreas de vegetação arbustivo-arbórea densa. Segundo Meiado *et al.* (2010), os frutos de *C. jamacaru* são dispersos por aves e morcegos, possuem tamanho grandes e são elipsóides, medindo entre 5 e 12 cm e possuindo coloração vermelho intensa e uma polpa branca adocicada. A espécie em questão atrai intensamente a avifauna local e se caracteriza como um ótimo modelo para a realização de estudos de dispersão e processos ligados à ornitocoria.

DESENHO AMOSTRAL – Foram selecionados 40 indivíduos de *C. jamacaru* distribuídos equitativamente entre os habitats aberto e fechado. O habitat aberto foi caracterizado pela presença de um estrato herbáceo com altura máxima de 2 metros, geralmente associado a áreas com algum tipo de perturbação, como pastos e estradas. Já o habitat fechado foi caracterizado por áreas de vegetação arbustivo-arbórea densa, aparentemente sem perturbação antrópica. A riqueza e a abundância de aves que consomem frutos de *C. jamacaru* foram mensuradas, indiretamente, pela frequência de visitação/consumo de frutos em intervalos de 30 minutos de observação em cada

indivíduo, perfazendo-se um total de 40 horas de observação. As observações foram realizadas em dois turnos, sendo o primeiro entre as 05:00 e 12:00 h, e segundo entre 15:00 e 17:00 h. As espécies de aves foram observadas com auxílio de binóculo e máquina fotográfica digital, sendo identificadas, quando possível, no nível de espécie. Para a identificação foi utilizado primariamente um guia de campo (Sigrist 2009) e, posteriormente, bibliografia especializada.

ANÁLISE DE DADOS – Para testar se há diferença na riqueza e abundância de espécies de aves que consomem frutos de *C. jamacaru* nos dois tipos habitats estudados, utilizou-se o teste de Mann-Whitney. A normalidade dos dados foi verificada através da utilização do teste de Shappiro-Wilk (Zar 1996). Todos os testes foram realizados no programa STATISTICA 7 e os gráficos elaborados com o auxílio do SIGMA PLOT.

RESULTADOS

Foram observadas 12 espécies de aves consumindo os frutos de *C. jamacaru* distribuídas em nove famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Psittacidae, Emberizidae, Icteridae e Tyrannidae, cada uma com duas espécies. As espécies mais abundantes nas duas áreas foram *Paroaria dominicana* (Emberizidae) e *Icterus jamacaii* (Icteridae; Tabela 1). Onze espécies de aves foram observadas alimentando-se de frutos de *C. jamacaru* em áreas abertas e quatro espécies alimentando-se em áreas fechadas (Tabela 1). Destas, nove espécies foram exclusivas de áreas abertas e apenas uma exclusiva de áreas fechadas (espécie não identificada da família Icteridae, Tabela 1). Foi observado que a riqueza de aves que consomem frutos de *C. jamacaru* é maior em habitats abertos quando comparada com habitats fechados ($Z = 2,50$; $p = 0,006$). Da mesma forma, a abundância de indivíduos consumindo os frutos da espécie estudada também foi maior em habitats abertos ($Z = 2,59$; $p = 0,004$).

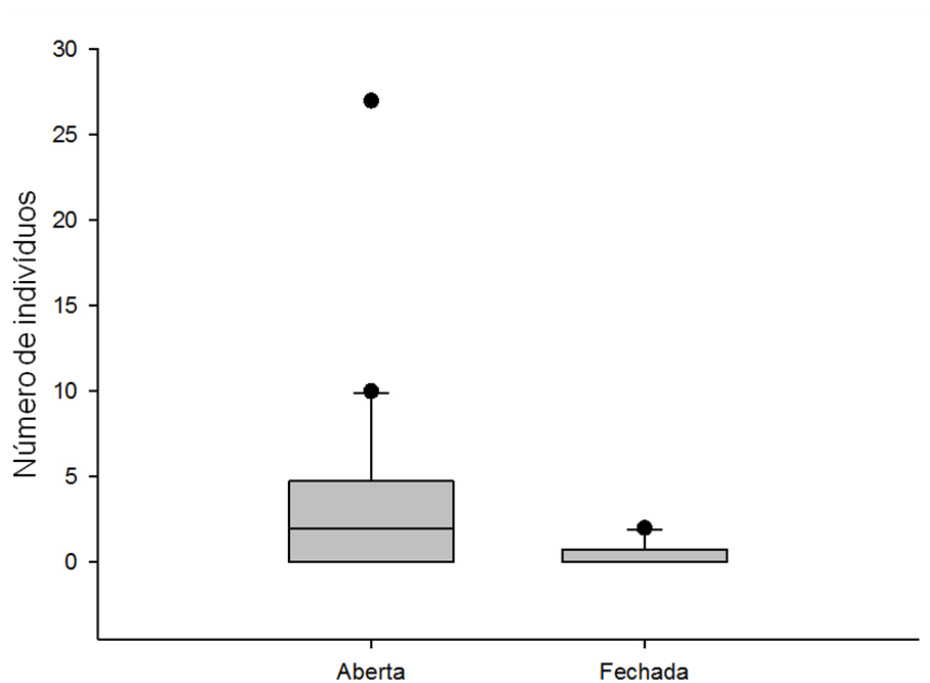


Figura 2. Abundância de aves que consomem frutos de *Cereus jamacaru* DC. (Cactaceae) em habitats abertos e fechados em uma área de Caatinga localizada no município de Parnamirim, PE.

DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboraram as hipóteses de que riqueza e abundância de aves que consomem os frutos de *Cereus jamacaru* são maiores em áreas abertas, contrapondo assim alguns padrões verificados por outros autores em florestas tropicais úmidas ou secas (e.g. Breitbach *et al.* 2010, Laski & Keitt 2010). A maioria das aves associadas às vegetações arbustivo-arbóreas secas é relativamente tolerante a perturbações antrópicas (Stotz *et al.* 1996). A hipótese de Silva *et al.* (2003) parece explicar os resultados deste trabalho, uma vez que eles demonstraram que a história de vida das aves em regiões secas, permitem a esses organismos uma maior tolerância, uma vez que estas aves estão continuamente sujeitas ao estresse causado pela forte sazonalidade destes ambientes, adquirindo assim uma maior variabilidade comportamental e podendo, dessa forma, ultrapassar as dificuldades em decorrência das modificações causadas pelo homem.

O fato do consumo de frutos de *C. jamacaru* ser proporcionalmente igual nos dois tipos de habitats (Rito *et al.*, 2011), não reflete a menor abundância de aves ocorrentes em ambientes

fechados observadas aqui. Segundo Meiado *et al.* (2010), isto deve-se principalmente ao fato de que os frutos de *C. jamacaru* também serem consumidos por outros organismos, como morcegos, por exemplo. Por sua vez, isto indicaria que o consumo destes frutos pelas aves em habitats fechados poderia diferir de habitats abertos. Também é importante ser discutido o fato de que, em habitats abertos, pode ocorrer uma maior facilidade na visualização dos indivíduos de *C. jamacaru* por parte das aves, contribuindo para o aumento da frequência das visitas desses organismos e para os padrões de riqueza e abundância de aves encontradas aqui.

Dessa forma, áreas abertas relacionadas a perturbações antrópicas parecem não contribuir para a diminuição da riqueza e abundância de aves que consomem os frutos de *C. jamacaru*. Isto poderia estar relacionado fortemente com a história de vida dessas aves, uma vez que grande parte das aves observadas nesse estudo são independente ou semi-dependente de florestas, isto é, estão associadas apenas a vegetações abertas ou a mosaicos formados pelo contato entre florestas e formações vegetais abertas e/ou semi-abertas (Souza 2004). Sendo assim, essas espécies de aves podem apresentar maior tolerância às modificações antrópicas ocorrentes no ecossistema Caatinga.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., C. R. TOWNSEND E J. L. HARPER. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4 edição. Artmed, Porto Alegre.
- BREITBACH, N., I. LAUBE, I. STEFFAN-DEWENTER E K. BÖHNING-GAESE. 2010. Bird diversity and seed dispersal along a human land-use gradient: high seed removal in structurally simple farmland. *Oecologia* 162: 965-976.
- DAVET, A., S. VIRTUOSO, J. F. G. DIAS, M. D. MIGUEL, A. B. OLIVEIRA E O. G. MIGUEL. 2009. Atividade antibacteriana de *Cereus jamacaru* DC, Cactaceae. *Revista Brasileira de Farmacognosia* 19: 561-564.
- HOWE, H. F. E J. SMALLWOOD. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- LASKY, J. R. E T. H. KEITT. 2010. Abundance of Panamanian dry-forest birds along gradients of forest cover at multiple scales. *Journal of Tropical Ecology* 26: 67-78.
- MEIADO, M. V., L. S. C. DE ALBUQUERQUE, E. A. ROCHA, M. ROJAS-ARÉCHIGA E I. R. LEAL. 2010.

- Seed germination responses of *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) to environmental factors. *Plant Species Biology* 25: 120-128.
- NASCIMENTO, J. L. X. 2000. Estudo comparativo da avifauna em duas estações ecológicas da Caatinga: Aiuaba e Seridó. *Melopsittacus* 3: 12-35.
- RODA, S. 2003. A. *Aves do centro de Endemismo Pernambuco, composição, biogeografia e conservação*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SIGRIST, T. 2009. *Avifauna Brasileira: The avis brasiliis field guide to the birds of Brazil*. 1ª edição. Avisbrasilis, São Paulo.
- SILVA, F. B. R., G. R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N. C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO E A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Petrolina.
- SILVA, J. M. C., M. A. SOUZA, A. G. D. BIEBER E C. J. CARLOS. 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*, pp. 237-273. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- SOUZA, M. A. 2004. *Padrões de distribuição e a conservação das aves Passeriformes da Caatinga*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém.
- STILES, E. W. 2000. Animal as seed dispersers. In M. Fenner (Ed.). *Seed: the ecology of regeneration in plant communities*, pp. 111-124. CABI Publishing, Oxon.
- STOTZ, D. F., J. W. FITPATRICK, T. A. PARKER III, D. K. MOSKOVITS. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

REDUÇÃO DA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES NA DIETA DE *PHEIDOLE FALLAX* EM ÁREAS ANTROPIZADAS DE CAATINGA

Severino Rodrigo Ribeiro Pinto

RESUMO - Muitas interações ecológicas têm sido alteradas em decorrência de modificações antrópicas nos ecossistemas naturais. Um exemplo disso é a redução da amplitude da dieta de herbívoros devido à proliferação de árvores tolerantes às perturbações. Portanto, o objetivo desse estudo foi testar a hipótese de que em áreas antropizadas ocorre uma redução na amplitude da dieta de *Pheidole fallax* (Formicidae, Hymenoptera) quando comparada a uma área não antropizada. Entre os principais resultados do trabalho foi demonstrada uma maior frequência de recursos animais e um aumento de 10% de recursos vegetais consumidos pelas formigas na área sem a influência antrópica. Também foi encontrada diferença significativa na riqueza dos morfotipos presentes na dieta entre os tratamentos, com a área não-antropizada apresentando, em média, uma maior riqueza. Esses resultados demonstraram que, de forma similar às florestas tropicais úmidas, na Caatinga também ocorre uma redução na diversidade de recursos disponíveis para os herbívoros em decorrência de atividades humanas, alterando, dessa forma, os processos chave para a dinâmica do funcionamento desses ecossistemas como, por exemplo, alterações nos processos sucessionais responsáveis diretamente pelos padrões de regeneração natural e de manutenção e persistência da biodiversidade.

PALAVRAS CHAVE: Ecologia de forrageamento; herbivoria; interações tróficas; modificações antrópicas.

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

NO ATUAL CENÁRIO GLOBAL, OS PROCESSOS DE CONVERSÃO DE HABITATS FIGURAM como a principal causa da perda de biodiversidade no mundo (CDB 2001), estando relacionadas principalmente com atividades antrópicas (e.g. construção de estradas, avanço das fronteiras agrícolas e represamento de rios). Muitas dessas alterações modificam a dinâmica de funcionamento dos ecossistemas causando modificações nos padrões de interação e distribuição das espécies (Murcia 1995). De fato, estudos demonstram um aumento na densidade e na proliferação de árvores pioneiras em áreas de florestas tropicais (Tabarelli *et al.* 2008). Isto está correlacionado de forma positiva com a tolerância dessas árvores ao novo ambiente microclimático criado pelas perturbações antrópicas (Laurence *et al.*

2002). A proliferação de árvores pioneiras está associada a uma série de efeitos que, em sua grande maioria, são deletérios a biodiversidade. Nesse contexto, Oliveira *et al.* (2004) observou uma redução de árvores tolerantes à sombra, afetando a diversidade nesses ecossistemas.

Também é importante destacar que, em decorrência do aumento na abundância de árvores tolerantes à perturbação ocorre uma explosão na densidade de herbívoros generalistas, uma vez que os mesmos se beneficiam dessa uma maior disponibilidade de plantas pioneiras (Wirth *et al.* 2008). De fato, Wirth *et al.* (2007) observaram em uma área de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil que formigas cortadeiras apresentam uma densidade de colônias (*Atta cephalotes* + *A. sexdens*) 8,5 vezes maior nas áreas de borda da floresta quando comparada a áreas de floresta madura. Adicionalmente, as formigas cortadeiras reduzem a largura da dieta em bordas de floresta, uma vez que concentram seu esforço de forrageamento apenas nesse grupo de espécies de plantas pioneiras (Falcão *et al.* 2011).

Diante do exposto, seria razoável pensar que em áreas sob a influência de perturbações antrópicas na Caatinga também ocorresse uma maior oferta de recursos para os herbívoros, porém com uma menor diversidade de itens, pois a maioria da dieta seria composta por espécies que toleram condições de estresse. Utilizando como premissa os resultados encontrados por Falcão *et al.* (2011), o objetivo do presente estudo é testar a hipótese de que, em áreas antropizadas (próximas a estradas) de Caatinga, a diversidade de espécies utilizadas na dieta ds formiga *Pheidole fallax*, utilizada aqui como modelo, será menor do que em áreas não-antropizadas.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido em uma área de Caatinga localizada na fazenda Quixadá (8°5'26"S; 39°34'41"O), município de Parnamirim, Pernambuco. A região possui altitude média de 431 m e clima tropical semi-árido, com estação seca bem definida e temperaturas e pluviosidades médias de 26°C e 569 mm, respectivamente (CPRM 2005). O tipo de solo predominante na localidade é o bruno-não-cálcico e vegetação é de caatinga arbustivo-arbórea

hiperxerófila (CPRM 2005).

ESPÉCIE FOCAL – A espécie *Pheidole fallax* (subfamília Myrmicinae, Formicidae, Hymenoptera) é amplamente distribuída nos Neotrópicos, desde a Costa Rica até a Argentina, especialmente nas florestas secas (Wilson 2003). Esse gênero é considerado cosmopolita com aproximadamente 900 espécies descritas e, devido a sua grande abundância e riqueza, é considerado um bom grupo bioindicador (Wilson 2003). Nas áreas de Caatinga as operárias das colônias coletam sementes e constroem trilhas bastante conspícuas, direcionando-as para as fontes de recursos (Zelikova & Breed 2008). Adicionalmente, *P. fallax* é um importante dispersor de sementes, sendo responsável pela pós-dispersão de mais de 30% das sementes que caem no solo da Caatinga (Leal *et al.* 2007, Lôbo *et al.* 2011).

DESENHO AMOSTRAL – Foram definidos dois tratamentos para a análise da redução da diversidade da dieta de *P. fallax*: (1) área antropizada, localizada nas margens de uma estrada de terra que cortava a Fazenda Quixadá, e (2) área não antropizada, considerada a partir de 10 m da estrada entrando em direção à área de caatinga. Para cada tratamento, foram selecionadas 15 colônias e o material de suas lixeiras foi coletado para posterior triagem em laboratório. Por fim, o material presente na dieta foi dividido em dois grupos, o de origem animal e o de origem vegetal. Após esse procedimento todo o material recolhido foi morfotipado.

ANÁLISE DE DADOS – Para testar a hipótese de que, em média, áreas não antropizadas possuem uma maior diversidade de itens na dieta de *P. fallax* do que em áreas antropizadas, foi conduzido um teste *t* (Zar 1999). Todos os dados foram previamente submetidos ao teste de Shapiro-Wilk (Zar 1999) para a verificação da normalidade.

RESULTADOS

A dieta de *Pheidole fallax* em áreas de Caatinga não antropizadas foi composta por $30,9 \pm 5,4$ g ($22,3 \pm 7,8$ g de material animal e $8,6 \pm 1,95$ g de material vegetal) e em áreas antropizadas por $22,7 \pm 3,2$ g ($18,2 \pm 7,0$ g de material animal e $4,5 \pm 2,8$ g de material vegetal). Relativizando esses valores, observamos que a frequência de morfoespécies de origem animal e vegetal presentes na dieta de *P. fallax* foi similar entre as colônias localizadas nos dois ambientes, sempre havendo mais itens de origem animal (Fig. 1). Em termos de número total de itens incluídos na dieta de *P. fallax*, colônias de áreas não antropizadas coletaram maior riqueza de morfotipos ($GL = 58$; $t = 2,16$; $p = 0,003$; Fig. 2) que colônias localizadas em áreas antropizadas, corroborando a hipótese predita.

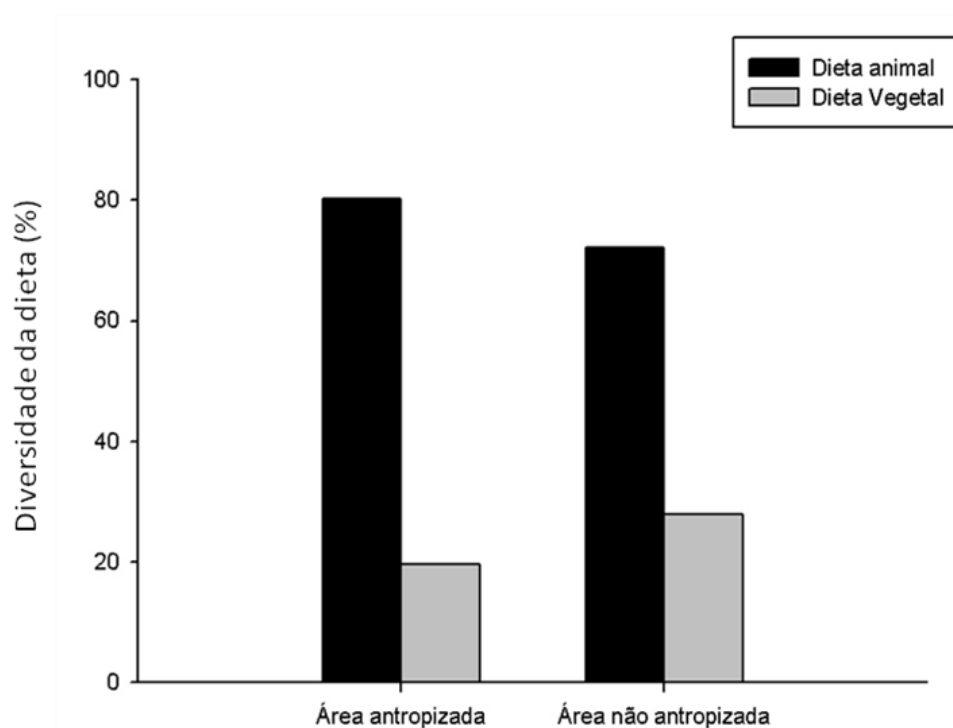


Figura 1. Frequência de morfoespécies presentes na dieta de *Pheidole fallax* em área antropizada e não antropizada em uma área de Caatinga localizada no município de Parnamirim, PE, Brasil.

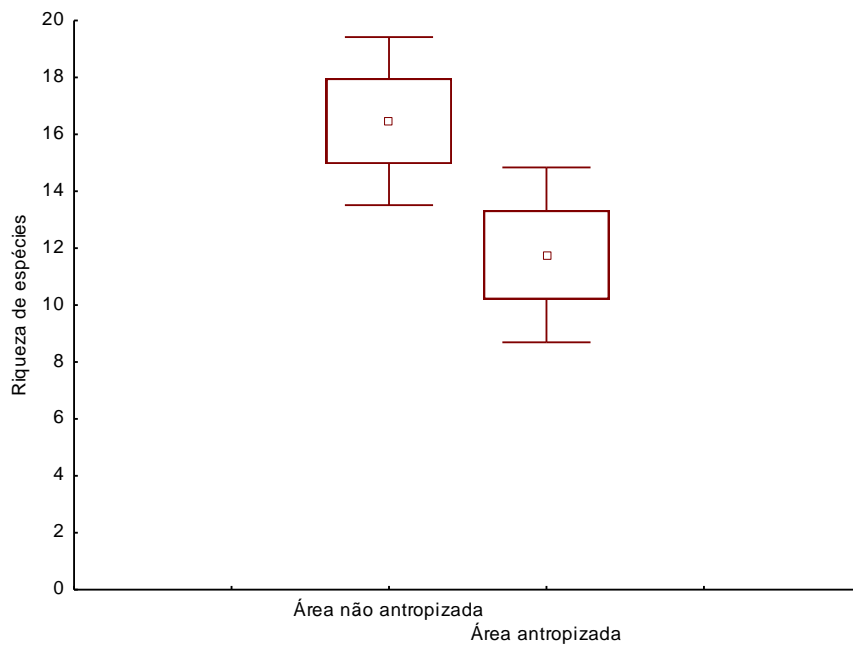


Figura 2. Riqueza de morfoespécies presentes na dieta de *Pheidole fallax* em área antropizada e não antropizada em uma área de Caatinga localizada no município de Parnamirim, PE, Brasil.

DISCUSSÃO

O estudo corroborou a hipótese de que as perturbações antrópicas reduzem a diversidade de espécies da dieta de *Pheidole fallax* quando comparadas a áreas não antropizadas. Utilizando como referencial teórico os achados em áreas de florestas tropicais úmidas, que documentam uma redução na diversidade de árvores em áreas de borda (Laurance *et al.* 2002, Oliveira *et al.* 2004) é possível inferir que a redução na amplitude da dieta de *P. fallax* em áreas de margem de estrada aqui descrito deva-se também a uma redução na riqueza de árvores que colonizam essas áreas mais perturbadas.

Um dos mecanismos que podem explicar a maior preferência dos herbívoros por espécies localizadas em áreas perturbadas é a hipótese do forrageamento palatável, proposta por Farji-Brener (2001). O autor prediz que as espécies de plantas presentes em áreas mais perturbadas são espécies pioneiras, que possuem menos defesas químicas e físicas contra herbívoros e, portanto, constituem um recurso mais palatável para os herbívoros (ver também Coley & Barone 1996). De fato, espécies

pioneiras podem constituir mais de 80% dos indivíduos de árvores localizados nas bordas de florestas tropicais úmidas (Laurance *et al.* 2006). Esse aumento na proporção de espécies pioneiras pode levar a proliferação de herbívoros (Wirth *et al.* 2007), podendo aumentar a pressão de herbivoria nessas assembléias de árvores e reduzir os processos de regeneração natural nesses habitats (Wirth *et al.* 2008, Corrêa *et al.* 2010). Contudo, essa proliferação de herbívoros em áreas de borda – bem como suas conseqüências para a vegetação – ainda precisa ser investigada para florestas secas como a Caatinga.

A Caatinga é o ecossistema brasileiro proporcionalmente menos estudado, menos protegido e um dos mais perturbados (Leal *et al.* 2005). Com isso, os desafios para a construção de uma base teórica sólida baseada em estudos científicos que visem entender os padrões e os mecanismos que governam esse ecossistema constituem-se em um desafio. Estudos como esse, que utilizam o referencial teórico de um ecossistema bastante estudado como as florestas tropicais úmidas para testar idéias em florestas secas são de extrema importância. Entender os mecanismos que estão por trás dos processos de interação entre as espécies e são chave para a formação de uma base sólida de conhecimento que auxilie no direcionamento de mais estudos para a Caatinga, o único ecossistema do Brasil que possui todos os seus limites dentro do próprio território nacional (Leal *et al.* 2005).

LITERATURA CITADA

- COLEY, P. D. E J. A. BARONE. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 305-335.
- CPRM. 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. In J. C. Mascarenhas, B. A. Beltrão, L. C. Souza Júnior, M. J. T. G. Galvão, S. N. Pereira, J. L. F. Miranda (Orgs.). *Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastrado de fontes de abastecimento por água subterrânea*. CPRM/PRODEEM, Recife.
- FARJI-BRENER, A. G. (2001) Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos* 92: 169-177.
- LAURANCE, W. F., H. E. M. NASCIMENTO, S. G. LAURANCE, A. C. ANDRADE, P. M. FEARNESIDE J. E. L. RIBEIRO E R. L. CAPRETZ. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional

trees. *Ecology* 87: 469-482.

- LAURANCE, W. F., T. E. LOVEJOY, H. L. VASCONCELOS, E. M. BRUNA, R. K. DIDHAM, P. C. STOUFFER, C. GASCON, R. O. BIERREGAARD JR, S. L. LAURANCE E E. SAMPAIO. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- LEAL, I. R., J. M. C. SILVA, M. TABARELLI E T. E. LACHER. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* 19: 701-706.
- LEAL, I. R., R. WIRTH E M. TABARELLI. 2007. Seed Dispersal by Ants in the Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- LÔBO, D., M. TABARELLI E I. R. LEAL. 2011. Relocation of *Croton sonderianus* Müll.Arg (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants? *Neotropical Entomology* (no prelo).
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: application for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- OLIVEIRA, M. A., A. S. GRILLO E M. TABARELLI. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389-394.
- FALCÃO, F. F., S. R. R. PINTO, R. WIRTH E I. R. LEAL. 2011. Edge-induced narrowing of dietary diversity in leaf-cutting ants. *Bulletin of Entomological Research* 101: 305-311.
- TABARELLI, M., A. V. LOPES E C. A. PERES. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657-665.
- WIRTH, R., S. T. MEYER, W. R. ALMEIDA, M. V. ARAÚJO JR., V. S. BARBOSA E I. R. LEAL. 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* 23: 501-505.
- WIRTH, R., S. T. MEYER, I. R. LEAL E M. TABARELLI. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. *Progress in Botany* 69: 423-448.
- WILSON, E. O. 2003. *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus*. Harvard University Press, Cambridge.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.
- ZELIKOVA, T. J. E M. D. BREED. 2008. Effects of habitat disturbance on ant community composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 24: 309-316.

IMPLICAÇÕES DO EFEITO NUCLEADOR DE *COMMIPHORA LEPTOPHLOES* (BURSERACEAE) EM SEMENTES PÓS-DISPERSAS

Talita Câmara dos Santos Bezerra

RESUMO – As árvores de dispersão zoocórica são bastante importantes na estrutura das comunidades, podendo exercer a função de nucleação. Este trabalho teve como objetivos testar se espécies de árvores dispersas por aves exercem a função de nucleação e se as sementes que estão sob sua copa apresentam uma maior predação. Para isso, foram selecionadas duas espécies, uma dispersa por aves – *Commiphora leptophloeos* (imburana-de-cambão) e outra dispersa abioticamente – *Anadenanthera colubrina* (angico-de-carço). Dez árvores de cada uma das espécies foram selecionadas aos pares, levando-se em consideração principalmente a arquitetura da copa e a distância entre elas. Para avaliar o efeito nucleador da espécie zoocórica, foi coletado o banco de sementes sob a copa das árvores estudadas para obter o número de espécies, a abundância de sementes, o número de espécies exclusivas, a diversidade e predação das sementes. Pode-se observar que a espécie *C. leptophloes* apresentou o dobro de morfoespécies (41) embaixo de sua copa quando comparado com *A. colubrina* (22). Quando avaliado o número de espécies de sementes exclusivas, também foi observado que *C. leptophloes* apresentou seis vezes mais espécies exclusivas que *A. colubrina*. Contudo, os valores médios de riqueza, abundância e diversidade de sementes não foram diferentes entre as espécies estudadas. Por fim, a predação de sementes foi maior sob a copa de *C. leptophloes*, onde 60% delas estavam predadas, enquanto que sinais de predação ocorreram em apenas 40% das sementes coletadas embaixo da copa do *A. colubrina*. Os parâmetros de riqueza e abundância de sementes não apresentaram correlação com a predação. Provavelmente, outras variáveis como as características físicas e químicas das sementes são mais determinantes para a atração dos predadores.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga; banco de sementes; dispersão zoocórica; facilitação.

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

O ENTENDIMENTO DO PADRÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES SEMPRE FOI UM TEMA INTRIGANTE para os ecólogos. Ao entender os mecanismos que estruturam uma comunidade, passa-se a ter uma melhor compreensão a respeito da diversidade biológica que a mantém (Townsend *et al.* 2006). Dentre os mecanismos estruturadores de comunidades, o processo de nucleação (ou facilitação), mecanismo no qual espécies de plantas auxiliam o recrutamento e o estabelecimento de outras espécies vegetais (Yarraton & Morrison 1974) tem sido bem documentado. A nucleação pode

influenciar o estabelecimento de plantas de diversas maneiras. Uma delas é através das mudanças das condições físicas do ambiente, ocasionada pelas primeiras espécies que colonizam determinado local (Verdú & García-Fayos 1996). Simultaneamente, as espécies já pré-estabelecidas começam a interagir com os animais e microorganismos que auxiliam na chegada de outras espécies (Verdú & García-Fayos 1996).

Espécies de plantas ornitocóricas, principalmente em campos abertos e/ou abandonados, podem exercer a função nucleadora, tanto diretamente como indiretamente (Valient-Banuet & Ezcurra 1991). Já foi observado, por mecanismo direto, que árvores ornitocóricas isoladas causam uma variação no microhabitat sob e ao redor de suas copas. O ambiente sob a cobertura dessas árvores, geralmente apresentam um solo rico em nutrientes e matéria orgânica e encontram-se protegidos (Verdú & García-Fayos 1996). Indiretamente, as árvores com seus recursos alimentares atraem as aves frugívoras, atuando como poleiros. Como consequência, as aves regurgitam e/ou defecam sementes de indivíduos vegetais visitados previamente com mais frequência nos poleiros do que em locais abertos, resultando em uma maior disponibilidade de sementes sob a copa destas árvores (García *et al.* 2005).

Os padrões espaciais de recrutamento, além de serem influenciados pela dispersão de sementes, também são mediados pelos fatores pós-dispersão, como, por exemplo, pela predação de sementes (García *et al.* 2005). A predação de sementes pós-dispersão é a maior causa da diminuição do potencial reprodutivo na maioria das plantas, onde a magnitude de sementes predadas varia em espécies co-ocorrentes (Crawley 2000). Muita dessa variação na predação de sementes pode estar correlacionada com os fatores intrínsecos das plantas, como fenologia, densidade das sementes, conteúdo nutricional, defesas químicas e a espessura da testa (Crawley 2000), bem como com o local onde a semente é depositada (Lôbo *et al.* 2011).

Nesse volume, dois estudos endereçaram a questão se plantas zoocóricas promovem a nucleação, porém obtiveram conclusões diferentes. Lana *et al.* (2011) verificaram que abaixo das copas de uma espécie zoocórica ocorreu maior riqueza de sementes que abaixo da copa de uma

espécie abiótica, indicando que a zoocoria pode promover a nucleação. Por outro lado, Lima *et al.* (2011) não observaram maior proporção de espécies com dispersão biótica abaixo da copa da mesma espécie zoocórica quando comparada com a mesma espécie abiótica, uma condição imprescindível para aceitar a hipótese de nucleação. Diante do exposto, este estudo pretende avaliar, mais uma vez, o papel da zoocoria no estabelecimento de outras espécies vegetais da Caatinga. Duas predições foram feitas (1) plantas dispersas por aves são nucleadoras e, dessa forma, espera-se que haja uma maior riqueza, densidade e diversidade de sementes no banco de sementes embaixo da copa de uma espécie zoocórica quando comparadas aos indivíduos de uma espécie com dispersão abiótica e (2) existe uma maior predação embaixo da copa da espécie zoocórica devido a uma maior disponibilidade de sementes nesses locais.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi desenvolvido na Fazenda Olho D'Água, localizada em uma área de Caatinga no município de Parnamirim (8°5'S; 39°34'O; 393 m de altitude), sertão de Pernambuco. Segundo Silva *et al.* (2000), o clima da região é considerado tropical semi-árido (BSwh'), com temperatura e precipitação média anual de 26°C e 569 mm, respectivamente, sendo a estação chuvosa compreendida entre os meses de janeiro e abril. Os solos predominantes são regossolos, bruno-não-cálcicos e solos litólicos e a vegetação local é representada por uma caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia (Silva *et al.* 2000).

DESENHO AMOSTRAL – Para avaliar se espécies de plantas dispersas por aves exercem função de nucleação na Caatinga, foram selecionados 20 indivíduos arbóreos, sendo 10 da espécie *Commiphora leptophloes* (imburana-de-cambão; Burseraceae) que apresenta dispersão ornitocórica, e 10 da espécie *Anadenanthera colubrina* (angico-de-carço; Fabaceae), dispersa abioticamente e utilizada como controle. A seleção dos indivíduos ocorreu de forma pareada, obedecendo uma distância máxima de 5 m entre indivíduos, e levando-se em consideração as características das

plantas como altura, arquitetura da copa e ausência da espécie parasita *Psytacanthus bicalycalatus* – Lorantaceae.

NUCLEAÇÃO E PREDACÃO DE SEMENTES – Sob a copa dos 20 indivíduos selecionados foi demarcada aleatoriamente uma parcela de 30 cm x 30 cm, na qual o solo até 1 cm de profundidade foi coletado. Para a obtenção das sementes, o solo coletado foi levado à estufa a 80°C durante duas horas, para secagem, sendo submetido, posteriormente, a um duplo peneiramento (com peneiras de 1 cm e de 2 cm, respectivamente). As sementes foram então triadas e classificadas em morfoespécies, objetivando-se avaliar diferenças no banco de sementes e quantificar a percentagem das sementes predadas sob as copas das espécies *C. leptophloeos* e *A. colubrina*.

ANÁLISE DE DADOS

Para testar a hipótese de que *C. leptophloeos* atua como nucleadora, foram utilizados os parâmetros: número total de morfoespécies, número de espécies exclusivas, densidade de sementes e diversidade de espécies. Os valores de diversidade foram obtidos usando-se o índice de Shannon-Wiener. Para avaliar o número total de morfoespécies de sementes sob a copa das duas espécies utilizou-se o teste qui-quadrado. Já para avaliar o número de espécies exclusivas, a densidade e diversidade de sementes embaixo de *C. leptophloeos* e *A. colubrina* foi utilizado o teste *t* pareado ou Wilcoxon, dependendo da normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Levene) da amostra. Para testar a hipótese de que as sementes encontradas sob a copa de *C. leptophloeos* apresentariam uma maior predação de sementes, também utilizou-se o teste *t* pareado, após a verificação da normalidade e homogeneidade dos dados (Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente). Além disso, para testar a hipótese de que a predação de sementes pós-dispersas não é influenciada pela abundância de sementes, foram feitas correlações entre a percentagem de sementes predadas e os parâmetros de riqueza e abundância para as duas espécies: *C. leptophloeos* e *A. colubrina*. Todos os testes são descritos em Zar (1999) e foram realizados com o auxílio do programa Statistica 7.0.

RESULTADOS

Foram coletadas 45 morfoespécies de sementes. A espécie *C. leptophloeos*, dispersa por aves, pareceu contribuir mais na composição do banco de sementes, uma vez que, embaixo da sua copa foi verificado o dobro de morfoespécies quando comparada com a espécie *A. colubrina* (41 e 22, morfoespécies, respectivamente, $\chi^2 = 15,22$; $p < 0,001$).

Quando foi avaliada a riqueza de sementes sob a copa das espécies estudadas, o número de morfoespécies de sementes foi bastante similar entre a espécie *C. leptophloeos* (10 morfoespécies) e *A. colubrina* (8 morfoespécies; $t = 1,35$; $GL = 9$; $p = 0,209$; Fig. 1A). Porém, ao comparar o número de morfoespécies de sementes exclusivas, a espécie *C. leptophloeos* obteve uma média de três morfoespécies, enquanto que *C. leptophloeos* obteve apenas uma ($Z = 1,96$; $GL = 9$; $p = 0,049$; Fig. 1B). A densidade de sementes foi bastante semelhante nas amostras coletadas embaixo da copa das duas espécies, não apresentando diferença significativa ($Z = 0,51$; $GL = 9$; $p = 0,61$; Fig. 1C). Resultado semelhante foi obtido para a diversidade, não havendo diferença significativa entre o banco de sementes sob as espécies *C. leptophloeos* e *A. colubrina* ($t = 1,20$; $GL = 9$; $p = 0,259$; Fig. 1D).

A predação de sementes pós-dispersas também variou nos bancos de sementes sob as copas das duas espécies estudadas. As sementes encontradas sob a proteção de *C. leptophloeos* foram 60% mais predadas, enquanto que aquelas encontradas sob *A. colubrina* apresentaram apenas cerca de 40% de predação ($t = 2,36$; $GL = 9$; $p = 0,043$; Fig. 2). Quando foi correlacionada a predação de sementes com os parâmetros de riqueza e abundância, não foi possível observar diferenças significativas tanto para a espécie *C. leptophloeos* ($r = 0,29$; $p = 0,4135$; $r = 0,18$; $p = 0,611$; Fig. 3A e 3B, respectivamente), quanto para *A. colubrina* ($r = 0,13$; $p = 0,7255$; $r = 0,23$; $p = 0,5256$; Fig. 4A e 4B, respectivamente).

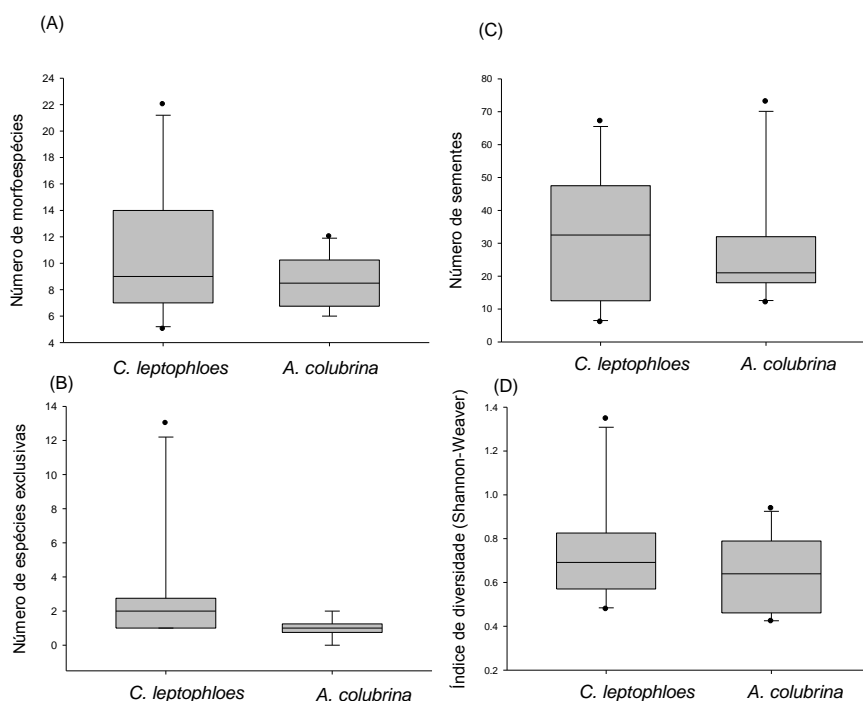


Figura 1. Número de morfoespécies (A), número de espécies exclusivas (B), densidade de sementes (C) e diversidade de espécies (D) no banco de sementes embaixo da espécie *Commiphora leptophloes* e *Anadenanthera colubrina* em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE. A caixa indica o 25° e 75° percentis e a linha dentro das caixas representa a mediana. As barras de erro representam o 90° e 10° percentis e os pontos pretos representam os *outliers*.

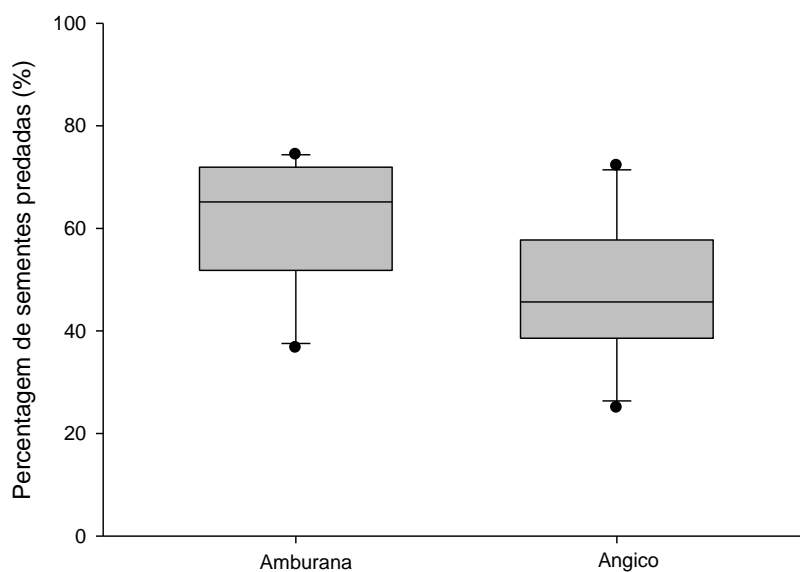


Figura 2. Percentagem de sementes pós-dispersas predadas encontradas sob a copa de *Commiphora leptophloes* e *Anadenanthera colubrina* em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE. A caixa indica o 25° e 75° percentis e a linha dentro das caixas representa a mediana. As barras de erro representam o 90° e 10° percentis e os pontos pretos representam os *outliers*.

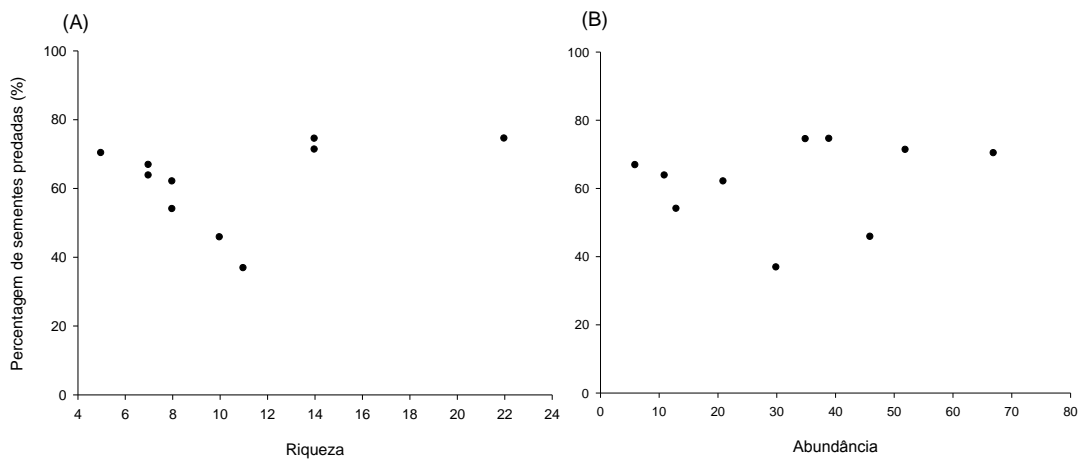


Figura 3. Correlação entre riqueza (A) e abundância (B) de morfoespécies e percentagem de sementes predadas sob a copa de *Commiphora leptophloes* em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE

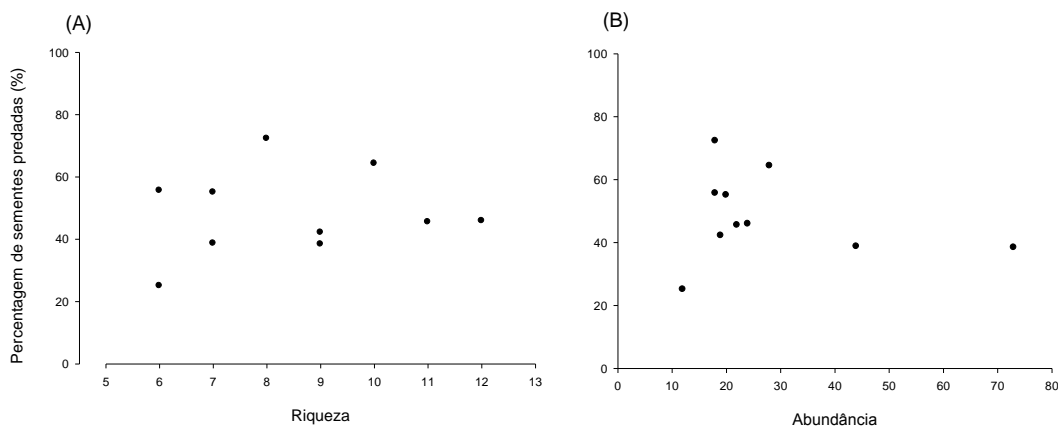


Figura 4. Correlação entre riqueza (A) e abundância (B) de morfoespécies e percentagem de sementes predadas sob a copa de e *Anadenanthera colubrina* em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE.

DISCUSSÃO

Nossos resultados suportam a idéia de que as espécies de árvores com dispersão zoocórica possuem maior número de sementes abaixo das suas copas que espécies abióticas e, assim, podem ser consideradas nucleadoras. Entretanto, a hipótese de árvores nucleadoras podem tornar-se atrativas

para os predadores de sementes pós-dispersão também foi corroborada, uma vez que as sementes localizadas sob a copa de *C. leptophloeos* sofreram mais predação que as sementes localizadas nas proximidades de *A. colubrina*. Sendo assim, é possível que qualquer efeito positivo que *C. leptofloeos* possa exercer a comunidade vegetal em termos de nucleação seja parcialmente anulado pela maior predação de sementes abaixo das suas copas.

Os maiores valores de morfoespécies total, espécies exclusivas e densidade de sementes encontradas sob a copa de *C. leptophloeos* quando comparada com *A. columbrina* pode ser causada pelos comportamentos das aves dispersoras de sementes (Wenny 2001). Esses mesmo padrão foi descrito por Lana *et al.* (2011) na mesma área de estudo e para as mesmas espécies aqui estudadas. A disponibilidade de recursos alimentares pode ter aumentado o tempo gasto normalmente pelas aves dispersoras em diferentes árvores de *C. leptophloeos* quando comparadas com árvores de *A. colubrina* (García & Ortiz-Pulido 2004).

Contudo, quando analisado o número de morfoespécies de sementes por indivíduo, a diferença entre o banco de sementes das espécies zoocórica e abiótica deixa de existir. Isso pode ser explicado pela predação de sementes mais alta sob as copas de *C. leptophloeos* que sob *A. colubrina*. Uma vez que as sementes são dispersas, elas tornam-se suscetíveis aos ataques dos predadores, podendo inclusive ser removidas por aves granívoras, formigas e roedores (Valiente-Banuet & Ezcurra 1991, Leal *et al.* 2007, Lôbo *et al.* 2011). Em campo, foi observado que na maioria dos indivíduos de *C. leptophloeos* estudados, havia sempre uma associação com ninhos de *Dinoponera* sp. Segundo Valiente-Banuet e Ezcurra (1991), esta atividade predatória pode ocorrer frequentemente, tanto em plantas nucleadoras quanto ocorrer em áreas abertas.

Ainda não se sabe exatamente qual o principal fator que explica a ocorrência de uma maior predação de sementes embaixo das chamadas “plantas nucleadoras”, como observado aqui para *C. leptofloeos*. Pelos nossos resultados, sabemos que nem a riqueza nem a abundância explicam a maior ocorrência de sementes predadas pós-dispersas sob a copa de *C. leptophloeos*. Segundo Crawley (2000), os predadores de sementes pós-dispersão não são atraídos por esses dois fatores.

Geralmente os predadores procuram por sementes inconspícuas e crípticas que estão enterradas ou recobertas, sendo encontradas comumente em baixas densidades. Assim, seria razoável inferir que a predação esteja muito mais relacionada com características físicas e químicas das próprias sementes, recrutadas sob a copa de *C. leptophloeos*, do que com a quantidade de espécies presentes no solo. Também foi observado que as sementes encontradas nas proximidades de *C. leptophloeos* são maiores quando comparadas com aquelas localizadas próximas a *A. colubrina*. Isso é um fato relevante, uma vez que sementes maiores podem ser visualizadas mais facilmente pelos predadores (Crawley & Long 1995). Também há a possibilidade de mais sementes dispersas por vertebrados estarem ligadas a *C. leptophloeos*, as quais sofreriam maiores taxas de predação (Crawley & Long 1995). No entanto, muitas espécies não puderam ser identificadas e, assim, não podemos falar em proporção de espécies zoocóricas e abióticas no banco de sementes das duas espécies estudadas (mas veja Lima *et al.* 2011 nesse volume).

Em ambientes estressantes como a Caatinga, a presença de árvores dispersas por aves pode ser fundamental para a chuva de sementes, contribuindo com a distribuição espacial das plantas. Pôde-se observar aqui, no entanto, que além do processo de dispersão de sementes, outros fatores sucessivos a pós-dispersão, como a predação das sementes são igualmente importantes para um melhor entendimento do padrão de distribuição das plantas.

LITERATURA CITADA

- CRAWLEY, M. J. E C. R. LONG. 1995. Alternate bearing, predator station and seedling recruitment in *Quercus robur* L. *Journal of Tropical Ecology* 83: 683-696.
- CRAWLEY, M. J. 2000. Seed predators and plant population dynamics. In M. Fenner (Ed.). *The ecology of regeneration in plant communities*, pp 167-182. CAB International, Wallingford.
- GARCÍA, D. E R. ORTÍZ-PULIDO. 2004. Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple spatial scales: two case studies on discordance scales. *Ecography* 27: 187-196.
- GARCÍA, D., J. R. OBESO E I. MARTÍNEZ. 2005. Spatial concordance between seed rain and seedling establishment in bird-dispersed trees: does scale matter? *Journal of Tropical Ecology*. 93: 693-704.
- LANA, T. C., G. B. ARCOVERDE, P. V. A. PORTES, S. R. R. PINTO E I. R. LEAL. 2011. A Zoocoria como

- promovedora de nucleação. In I. R. Leal, W. R. Almeida, A. V. Aguiar, M. V. Meiado e J. A. Siqueira-Filho Orgs.). *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2010*, pp 52-57. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LEAL, I. R., R. WIRTH E M. TABARELLI. 2007. Seed Dispersal by Ants in the Semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of Botany* 99: 885-894.
- LIMA, P. B., A. M. WANDERLEY, G. B. ARCOVERDE, T. C LANA, M. G. F. MENDES E E. BERNARD. 2011. *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett (Burseraceae) são poleiros favorecedores de nucleação na Caatinga? In I. R. Leal, W. R. Almeida, A. V. Aguiar, M. V. Meiado e J. A. Siqueira-Filho Orgs.). *Ecologia da Caatinga: Curso de Campo 2010*, pp 82-88. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- LÔBO, D., M. TABARELLI E I. R. LEAL. 2011. Relocation of *Croton sonderianus* Müll.Arg (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants? *Neotropical Entomology* (no prelo).
- TOWNSEND, C. R., M. BEGON E J. L. HARPER. 2006. *Fundamentos em ecologia*. Ed. Aritmed, Porto Alegre.
- VALIENTE-BANUET, A. E E. EZCURRA. 1991. Shade as a cause of association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal Ecology* 79: 961-971.
- VERDÚ, M. E P. GARCÍA-FAYOS. 1996. Nucleation process in the Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.
- WENNY, D. G. 2001. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. *Evolutionary Ecology Research* 3: 51-74.
- YARRATON, G. A. E R. G. MORRISON. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62: 417-428.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.

POÇAS TEMPORÁRIAS E A DIVERSIDADE DE ORGANISMOS AQUÁTICOS

EM UMA ÁREA DE CAATINGA EM PARNAMIRIM, PE

Tate Correa Lana

RESUMO – Ambientes aquáticos temporários são ecologicamente importantes, principalmente onde os recursos hídricos permanentes são escassos ou ausentes. Esse tipo de habitat é distinto o suficiente para suportar espécies não encontradas em qualquer outro local na região, além desses organismos apresentarem diferentes estratégias de vida para sobreviverem nesses ambientes. Assim, esse estudo investigou se a riqueza e a densidade de organismos aquáticos em poças temporárias na Caatinga são influenciadas pela área e heterogeneidade espacial das poças. O estudo foi realizado em oito poças temporárias encontradas em um lajedo no município de Parnamirim, PE. Para isso, foram calculadas a área superficial, o volume de água e a heterogeneidade ambiental da poça (i.e. a variação na profundidade das poças). Em cada poça, foi inventariada a fauna aquática e obtida a riqueza e a densidade de espécies. Foram encontradas 63 morfoespécies de organismos aquáticos. Houve um aumento na densidade de espécies com a área superficial das poças e o volume de água. Porém, não houve aumento do número de espécies aquáticas com o aumento da heterogeneidade ambiental das poças. O maior volume de água parece ser o principal fator regulador da riqueza de espécies aquáticas nesse ambiente sujeito a alta dessecação, podendo significar uma maior estabilidade ambiental. Isso proporciona uma maior coexistência entre as espécies e, conseqüentemente, uma maior riqueza nesses ambientes.

PALAVRAS-CHAVE: Fauna aquática; heterogeneidade ambiental; Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas.

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

AMBIENTES AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS, APESAR DE EFÊMEROS, SÃO ECOLOGICAMENTE IMPORTANTES em regiões áridas onde os recursos hídricos permanentes são escassos ou ausentes (Williams 1987). Esses ambientes experimentam uma fase de seca recorrente, de duração variável, e que às vezes apresentam certa previsibilidade em relação à sua fase inicial e final (Williams 1987). Essa natureza cíclica do ambiente aquático temporário cria um habitat que é distinto o suficiente para suportar espécies não encontradas em qualquer tipo de habitat, ou mesmo outras espécies que atingem maior

abundância nesse tipo de ambiente (Williams 1987).

Por suas características, esses habitats abrigam uma biota peculiar, determinada em parte pelo padrão de desaparecimento da água e sua previsibilidade, como também por suas características físico-químicas e pelas interações bióticas da comunidade (Williams 1998). Por fim, a interação entre esses fatores irá determinar a ocorrência e distribuição das espécies nesses habitats e a estrutura da comunidade como um todo (Welborn *et al.* 1996).

Por outro lado, a riqueza de espécies em poças temporárias podem também ser influenciada pelo tamanho e heterogeneidade espacial desse habitat. Segundo a teoria da biogeografia de ilhas, a relação espécie-área é bem conhecida e consiste em um incremento na riqueza de espécies com o aumento da área da ilha (MacArthur & Wilson 1967). O aumento da riqueza de espécies em ilhas maiores é devido a existência de populações maiores, o que diminuiria as taxas de extinção de espécies (MacArthur & Wilson 1967). Contudo, áreas maiores também podem ser mais complexas e heterogêneas, havendo mais recursos para espécies competidoras e aumentando, assim, a coexistência (MacArthur & MacArthur 1961, Ricklefs & Lovette 1999).

No contexto da Caatinga, as poças temporárias são encontradas, principalmente, em formações rochosas denominadas lajedos, formando verdadeiras ilhas de água circundadas pelo ambiente rochoso em meio à caatinga hiperxerófila. Diante desse cenário de efemeridade ambiental, é razoável pensar que a área e a heterogeneidade espacial das poças temporárias influenciam a riqueza e a densidade de organismos aquáticos presentes nesses ambientes. Dessa forma, hipotetizo que há um aumento da riqueza de espécies aquáticas com o aumento da área e da heterogeneidade ambiental dessas poças temporárias.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi realizado, durante o mês de abril de 2010, no lajedo conhecido como Tom Feio, localizado em uma área de vegetação de caatinga hiperxerófila no município de Parnamirim, região oeste do estado de Pernambuco. A área onde está situado o lajedo é

caracterizada por um clima tropical seco, com a estação chuvosa ocorrendo entre os meses de novembro e abril, com precipitação média anual de 509 mm (Silva *et al.* 2000). Durante o período chuvoso, a água acumula entre as depressões da rocha formando várias poças temporárias de tamanhos e profundidades diferentes (Fig. 1).

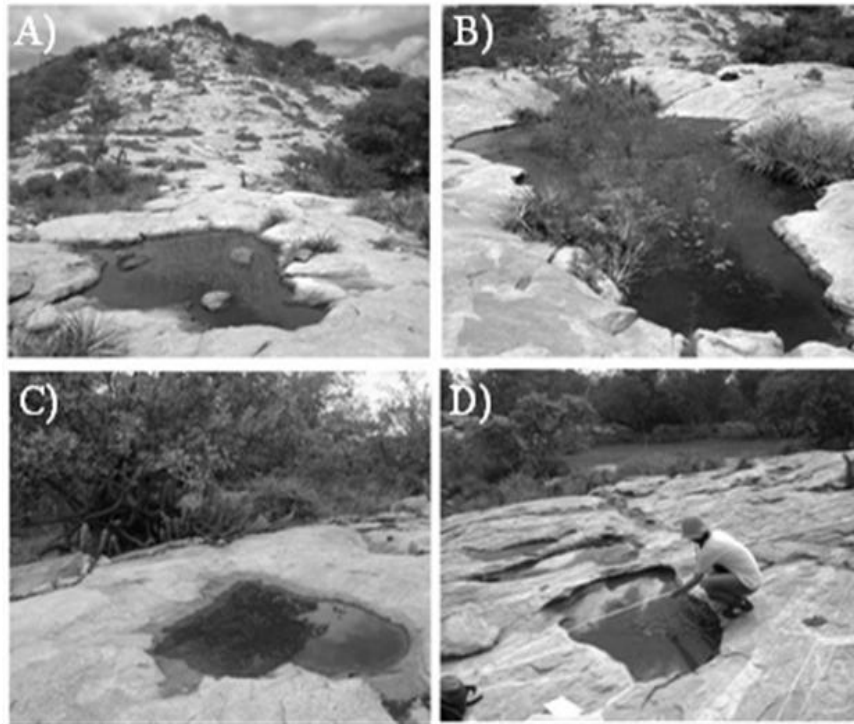


Figura 1. Poças temporárias no lajedo Tom Feio em uma área de Caatinga em Parnamirim, PE. A) visão geral do lajedo; B) detalhe de uma poça de tamanho maior com vegetação aquática; C) poça menor sem vegetação; D) medição da área da poça temporária.

DESENHO AMOSTRAL – Para verificar a influência do tamanho e heterogeneidade ambiental de poças temporárias sobre a riqueza e a densidade de espécies aquáticas, foram selecionadas oito poças temporárias de tamanhos e características estruturais diferentes. Para determinar a área das poças, foram aferidas as medidas de maior largura e comprimento, bem como dez medidas de profundidade em pontos aleatórios. Assim, foram obtidas a área da superfície e a média de profundidade das poças, e com esses valores, foi calculado um volume. A heterogeneidade ambiental das poças foi determinada calculando-se a razão proporcional entre o desvio padrão e a

média das profundidades das poças, ou seja, quanto maior o desvio padrão em relação à média, mais heterogeneidade teria a poça.

INVENTÁRIO DA FAUNA – Para a coleta dos organismos aquáticos, foi utilizada uma peneira de 20 cm de diâmetro. Foram realizadas cinco peneiradas em cada poça e obteve-se, assim, a riqueza média de organismos coletados em cada peneirada. Dessa forma, foi calculada a densidade de organismos por unidade de área da poça (peneira), uma vez que a área da peneira e o esforço amostral (número de coletas) foram os mesmos para todas as poças.

ANÁLISE DOS DADOS – A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk (Zar 1999). Utilizou-se o teste de Correlação de Pearson (Zar 1999) no qual os parâmetros correlacionados foram o volume, a área e a heterogeneidade das poças. Foram feitas regressões lineares (Zar 1999) para testar as hipóteses de que há um aumento da riqueza e da densidade de espécies aquáticas com o aumento da área e da heterogeneidade ambiental das mesmas. As análises estatísticas foram executadas pelo programa Statistica 7.0.

RESULTADOS

Foram amostradas 63 morfoespécies de organismos aquáticos na área de estudo, divididas entre 59 morfoespécies de invertebrados aquáticos e quatro morfoespécies de anfíbios. Entre os invertebrados, foram encontradas quatro morfoespécies de crustáceos (duas *Artemia* sp. e dois Ostracoda sp.) e duas morfoespécies de gastrópodes. Entre a classe dos insetos, estes se dividiram nas ordens cujas larvas apresentam apenas a fase imatura aquática, tais como: Ephemeroptera, Diptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera, e aquelas ordens cujas espécies são verdadeiramente aquáticas, ou seja, passam o seu ciclo de vida inteiramente no ambiente aquático, como: Hemiptera (famílias: Veliidae, Gerridae e Notonectidae) e duas morfoespécies de Coleoptera (família Hydrophilidae).

O volume de água foi influenciado pela área das poças, observando-se uma correlação positiva entre esses dois parâmetros ($R^2 = 0,96$; $p = 0,00002$; Fig. 2). Entretanto, não houve correlação entre a heterogeneidade ambiental e o volume de água das poças ($R^2 = 0,17$; $p = 0,3281$), nem entre a heterogeneidade e a área das poças ($R^2 = 0,05$; $p = 0,5790$).

Não foi observado um aumento do número de espécies aquáticas com o aumento da heterogeneidade ambiental ($F = 1,33$; $GL = 6$; $p = 0,2919$). Entretanto, houve um aumento na densidade de espécies tanto com o aumento da área das poças ($F = 23,21$; $GL = 6$; $p = 0,0029$; Fig. 3), quanto com o aumento do volume de águas nas poças ($F = 43,79220$; $GL = 6$; $p = 0,000573$; Fig. 4).

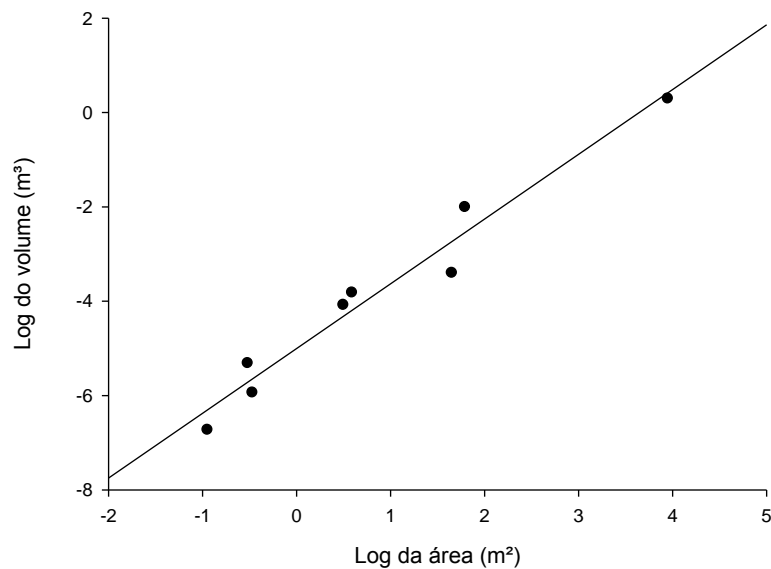


Figura 2. Relação entre o volume de água (m³) e a área da superfície (m²) de poças temporárias em um lajedo na Caatinga, Parnamirim-PE.

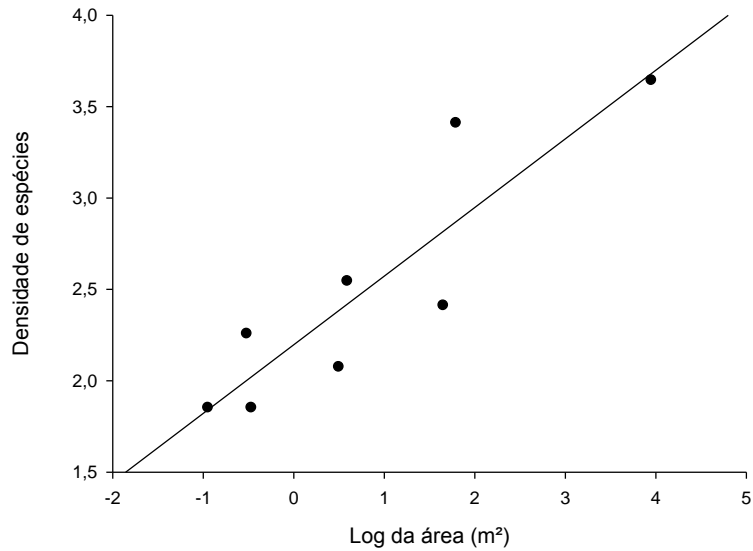


Figura 3. Relação entre a densidade de espécies aquáticas e a área da superfície de poças temporárias em um lajedo na Caatinga, Parnamirim-PE.

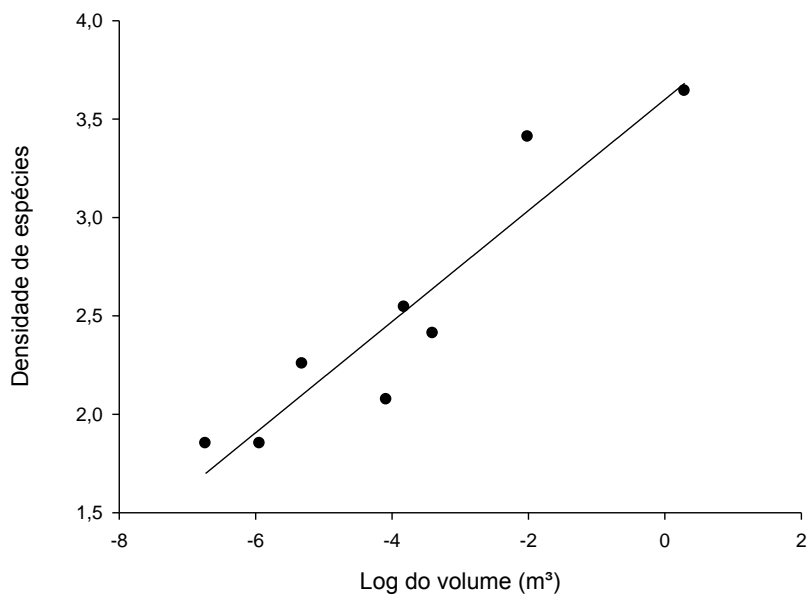


Figura 4. Relação entre a densidade de espécies aquáticas e o volume de água de poças temporárias em um lajedo na Caatinga, Parnamirim-PE.

DISCUSSÃO

A teoria da biogeografia de ilhas parece ser aplicável a habitats aquáticos temporários na Caatinga. O volume de água e a área da superfície das poças temporárias influenciaram positivamente o

número de espécies aquáticas por unidade de área (densidade) e isso vai de encontro ao fundamento principal dessa teoria, a relação espécie-área, que prediz um aumento no número de espécies em ilhas maiores (MacArthur & Wilson 1967, Begon *et al.* 2007). Por outro lado, a heterogeneidade ambiental das poças não influenciou o número de espécies aquáticas, contrariando o predito por MacArthur & MacArthur (1961). Isso pode ser explicado pela efemeridade desses habitats em meio à alta evaporação, consequência da elevada temperatura e insolação nos lajedos rochosos, uma vez que a seca induz mudanças na organização dos ecossistemas temporários devido a consequências indiretas causadas pela flutuação do nível de água (Maltchik 1999). Dessa forma, o tamanho da poça parece ser o principal fator regulador da riqueza de espécies, onde um maior volume de água significa uma maior estabilidade ambiental, propocionando populações maiores e menor taxa de extinção (MacArthur & Wilson 1967, Begon *et al.* 2007).

A presença de animais vertebrados foi mais comum em poças com maior tamanho, reforçando a idéia de importância da área para a riqueza de espécies aquáticas. Por exemplo, espécies de anfíbios foram restritas às poças maiores. Esses animais precisam de um tempo maior para completar o seu ciclo de vida na fase aquática e, assim, a estabilidade temporal desses ecossistemas é fundamental para a colonização e permanência desses organismos nesses ambientes temporários. A proximidade das poças a outras fontes de animais aquáticos (outras poças) também pode influenciar o número de espécies na poça. Também segundo a teoria de Biogeografia de Ilhas, o número de espécies em uma ilha será maior quanto mais próxima a ilha for do continente, a área doadora de espécies ((MacArthur & Wilson 1967). Contudo, o fator isolamento não foi investigado nesse estudo e sua influência na riqueza de organismos aquáticos nas poças pode ser apenas especulado.

A ausência de relação entre a riqueza de espécies e o índice de heterogeneidade espacial utilizado aqui pode ter ocorrido devido ao fato de que este pode não ser um parâmetro ideal para medir a complexidade/heterogeneidade de habitats nesses ambientes. Em algumas poças, foi observada a presença de espécies vegetais aquáticas, apesar de não terem sido contabilizadas. Essas

plantas são de grande importância para a heterogeneidade das poças, oferecendo abrigo e alimento para os organismos aquáticos, além de ajudarem na regulação da temperatura nesses habitats. A temperatura regula o oxigênio disponível nas poças e é essencial para os organismos que dependem da quantidade do oxigênio dissolvido na água para sobreviverem. Assim, os organismos são influenciados positivamente pela presença dessas plantas aquáticas, principalmente em habitats temporários que sofrem com a forte aridez da Caatinga (Pazin *et al.* 2006). Sendo assim, o tipo de substrato no fundo das poças, principalmente a presença e/ou quantidade de macrófitas, poderiam ser posteriormente estudadas, a fim de melhor entender o efeito da complexidade/heterogeneidade ambiental sobre a riqueza de espécies desses organismos aquáticos.

LITERATURA CITADA

- BEGON, M., C. R. TOWNSEND E J. L. HARPER. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Editora Artmed, Porto Alegre.
- MACARTHUR, R. H. E E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MACARTHUR, R. H. E J. W. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MALTCHIK, L. 1999. Biodiversidade e estabilidade em lagos do semi-árido. *Ciência Hoje* 25: 64-67.
- PAZIN, V. F. V., W. E. MAGNUSSON, J. ZUANON E F. P. MENDONÇA. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to “Terra Firme” streams in central Amazonia. *Freshwater Biology* 51: 1025-1037.
- RICKLEFS, R. E. E I. J. LOVETTE. 1999. The role of island area *per se* and habitat diversity in the species–area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142-1160.
- SILVA, F. B. R., G. R. RICHÉ, J. P. TONNEAU, N. C. SOUZA-NETO, L. T. L. BRITO, R. C. CORREIA, A. C. CAVALCANTI, F. H. B. B. SILVA, A. B. SILVA, J. C. ARAÚJO-FILHO, A. P. LEITE. 2000. *Zoneamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico e prognóstico*. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Petrolina.
- VICTOR, F. V., E. PAZIN, W. MAGNUSSON, J. ZUANON E F. P. MENDONÇA. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to ‘terra-firme’ streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology* 51: 1025-1037.
- WELLBORN, G. A., D. K. SKELLY E E. E. WERNER. 1996. Mechanisms creating community structure

across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 27: 337-63.

WILLIAMS, D. D. 1998. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems* 7: 105-117.

WILLIAMS, D. D. 1987. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. *Hydrobiologia* 125: 85-110.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.